

Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit



ALTERRA

WAGENINGEN **UR**

© 2008 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK nr. 2008/094-O
Ede, 2008

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2008/dk 094-O en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Roland Bobbink, Rienk-Jan Bijlsma, Emiel Brouwer, Karl Eichhorn, Rense Haveman, Patrick Hommel, Toos van Noordwijk, Joop Schaminée, Wilco Verberk, Rein de Waal, Michiel Wallis deVries

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

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

Voorwoord

De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn van oudsher opvallend rijk aan bijzondere planten- en diersoorten en bij velen bekend om hun uitbundige voorjaarsflora. Naast kalkgraslanden behoren de kalkrijke hellingbossen tot de belangrijkste hotspots van biodiversiteit in het heuvellandschap. Het gaat hier zowel om bossoorten als om soorten van bosranden en kapvlakten. Het meest befaamd zijn de bossen op ondiepe kalkbodems, waarin ondermeer een aantal in ons land zeldzame orchideeënsoorten voorkomen. Ook in Europese context worden deze bossen als zeer waardevol beschouwd (Natura 2000).

De biodiversiteit van hellingbossen is de laatste 50-60 jaar sterk achteruitgegaan. Tal van oorzaken spelen hierbij een rol zoals het stoppen van het hakhoutbeheer en daarmee het doorschieten van het bos, strooiselaccumulatie, verhoogde isolatiegraad en veranderde landschappelijke setting (scherpe grenzen) en vermessing via atmosferische N depositie en toevoer van nutriënten uit bovengelegen akkers. Tot nu toe was binnen OBN geen aandacht besteed aan hellingbossen. Na de verbreding van OBN in september 2006 is opdracht gegeven tot het opstellen van een preadvies voor kalkrijke hellingbossen in Zuid-Limburg onder begeleiding van het nieuw ingestelde Deskundigenteam Heuvellandschap.

Dit preadvies beschrijft sleutelfactoren en –processen in hellingbossen en geeft een overzicht van kenmerkende natuurwaarden. Aantastingen en bedreigingen van de (nog aanwezige) natuurwaarden zijn geïdentificeerd. Tevens geeft het preadvies een evaluatie van beheer- en herstelmaatregelen, met speciale aandacht voor de herinvoering sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw van hakhoutbeheersvormen. De synthese is tenslotte het uitgangspunt voor noodzakelijk vervolgonderzoek naar kalkrijke hellingbossen in het kader van OBN.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Achtergrond	9
1.2	Hellingbossen: focus en afbakening	9
1.3	Een preadvies voor hellingbossen in Zuid-Limburg	11
1.4	Leeswijzer	12
2	Sleutelfactoren en –processen in hellingbossen	13
2.1	Inleiding	13
2.2	Specifieke landschappelijke setting	13
2.2.1	Hellingtype L (noordelijk deelgebied)	14
2.2.2	Hellingtype K (Centraal deelgebied; mergelland)	16
2.2.3	Hellingtype V (Zuidoostelijk deelgebied)	19
2.3	Overzicht van hellingtypen en vegetatietypen	21
2.4	Fauna en hellingbossen	23
2.4.1	Hellingbossen als landschapsonderdeel	23
2.4.2	Binding van diersoorten aan hellingbostypen	23
2.4.3	Terreinheterogeniteit als sleutelfactor	23
2.5	Historisch landgebruik, beheer en natuurlijke verstoringsregimes	23
2.5.1	Ontginningsgeschiedenis en boshistorie	23
2.5.2	Beheer en natuurlijke verstoringsregimes	28
2.5.3	Beheer sinds 1950	29
2.6	Licht, nutriënten en kapcycli	29
2.6.1	Licht en temperatuur	29
2.6.2	Nutriënten	30
2.6.3	Hakhoutabiotiek en vegetatie	31
3	Natuurwaarden van hellingbossen	33
3.1	Inleiding	33
3.2	Vaatplanten	33
3.3	Mossen	39

3.4	Paddenstoelen	41
3.4.1	Inleiding	41
3.4.2	Waardevolle paddenstoelbiotopen	41
3.5	Zoogdieren	43
3.5.1	Vleermuizen	43
3.5.2	Hazelmuis en Eikelmuis	46
3.6	Vogels	47
3.7	Amfibieën	49
3.7.1	Salamanders	50
3.7.2	Padden	50
3.8	Vlinders	52
3.9	Overige evertebraten	57
3.9.1	Karakteristieke soorten	57
3.9.2	Biotoop	58
4	Aantastingen en bedreigingen van natuurwaarden in hellingbossen	63
4.1	Inleiding	63
4.2	Vaatplanten	65
4.3	Mossen	68
4.4	Paddenstoelen	69
4.5	Fauna	70
4.6	Samenvatting	76
5	Overzicht beheer- en herstelmaatregelen	77
5.1	Inleiding	77
5.2	Ervaringen met beheer- of herstelmaatregelen	77
5.2.1	Hakhoutbeheer	77
5.2.2	Groepenkap	82
5.2.3	Bosbegrazing	82
5.2.4	Bosrandbeheer	83
5.2.5	Conclusie	85
5.3	Voorstellen voor kansrijke maatregelen in hellingbossen	86
5.3.1	Interne maatregelen	86
5.3.2	Externe maatregelen	87
5.3.3	Herstel via hakhoutbeheer: OBN-waardig?	87

6	Synthese: gewenst onderzoek in OBN-kader	89
6.1	Inleiding	89
6.2	Kennishiaten per groep van organismen	89
6.2.1	Vaatplanten	89
6.2.2	Mossen	90
6.2.3	Paddenstoelen	90
6.2.4	Vlinders	91
6.2.5	Overige fauna	92
6.3	Kennisbehoefte	94
6.3.1	Overzicht	94
6.3.2	Gewenst onderzoek voor herstel kalkrijke hellingbossen	95
7	Literatuur	97

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In de laatste decennia van de vorige eeuw is het duidelijk geworden dat verzuring, vermisting (eutrofiëring) en verdroging tot een ernstige nivellering van Nederlandse natuurgebieden kan leiden. Mede daarom is door de overheid in het Nationaal Milieubeleidsplan (1990) beleid gestart om deze drie V's bij de bron aan te pakken, het zogenaamde brongerichte beleid. Aangezien de reductie van ondermeer de emissies tot aanvaardbare niveaus zeker 20 jaar zal duren, is tegelijkertijd in het Natuurbeleidsplan in 1989 de aanzet gegeven tot het effectgerichte beleid. De regeling EffectGerichte Maatregelen (EGM) had als doelstelling het ontwikkelen en in praktijk brengen van herstelmaatregelen in door verzuring en eutrofiëring aangetaste ecosystemen. Begin 1995 is dit toen in de nieuwe regeling "Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN)" nogmaals benadrukt, waarbij ook methoden voor herstel tegen de gevolgen van verdroging (o.a. daling grondwaterstand en verminderde kweltoevoer) in beschouwing zijn genomen. Met het nemen van herstelmaatregelen werd gepoogd de oorspronkelijke biodiversiteit terug te krijgen of de laatste resten duurzaam in stand te houden als bron voor uitbreiding in de toekomst. Oorspronkelijk kan hier het beste worden geïnterpreteerd als de situatie zoals die was voor de antropogeen versnelde verzuring, vermisting of verdroging in de tweede helft van de twintigste eeuw.

Het merendeel van de door EGM en OBN gefinancierde projecten betrof reguliere projecten, d.w.z. projecten met herstelmaatregelen waaraan verder geen onderzoek is verbonden doordat er voldoende kennis aanwezig is over de effectiviteit van de maatregel. Een deel van de subsidies is gebruikt voor onderzoek naar sturende factoren en processen in voor verzuring, vermisting of verdroging gevoelige ecosystemen, het ontwikkelen van nieuwe herstelmaatregelen en het vervolgens op praktijkschaal testen op effectiviteit. Dit kennisonderdeel van OBN werd per groep van ecosystemen uitgevoerd onder begeleiding van een zogenaamd deskundigenteam. In september 2006 is het kennisgedeelte van het overlevingsplan Bos en Natuur omgevormd tot het vernieuwde kennisnetwerk "Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit" (OBN). Het vernieuwde OBN-netwerk is daarbij verbreed naar een netwerk dat naast herstel (EGM) ook Natura 2000, inrichting van nieuwe natuur en soortenbeleid als opdracht heeft. Ook in deze nieuwe situatie zijn de deskundigenteams de basis van OBN gebleven. Wel zijn deze nu ingedeeld naar de hoofdlandschapstypen in Nederland, omdat voor het oplossen van veel problemen een aanpak op landschapsschaal gewenst is. Op dit moment bestaat het OBN-netwerk uit 7 deskundigenteams en 1 expertisegroep en is ook het DT Heuvellandschap als zelfstandig eenheid ingesteld.

1.2 Hellingbossen: focus en afbakening

Behoud en herstel van biodiversiteit staat nationaal, maar ook internationaal hoog op de agenda. Naast kalkgraslanden behoren kalkrijke hellingbossen tot de belangrijkste hotspots van biodiversiteit in het Zuid-Limburgse heuvellandschap. Aangezien in EGM en het oude OBN geen aandacht was besteed aan dit landschapsonderdeel is na de

verbreding van OBN door de directie Kennis van LNV (DK-LNV) december 2006 opdracht gegeven tot het opstellen van een preadvies voor (kalkrijke) hellingbossen in Zuid-Limburg onder begeleiding van het nieuw ingesteld DT Heuvellandschap.

Zuid-Limburg herbergt naar Nederlandse maatstaven een grote rijkdom aan planten- en diersoorten. Verschillende factoren liggen hieraan ten grondslag. Allereerst is het terrein in Zuid-Limburg veel meer geaccidenteerd dan in de rest van het land. Daarmee samenhangend zijn ook de bodemfactoren anders, zoals de geologische opbouw en de chemische samenstelling (bijv. de invloed van het dagzomende kalkgesteente). Ook het klimaat is er in een aantal opzichten anders. Het oostelijk deel van Zuid-Limburg behoort bijvoorbeeld tot het neerslagrijkste gebied van Nederland, terwijl het westelijk deel aanzienlijk droger is. Verder ligt het gebied geografisch geïsoleerd van de rest van het land. Door de bovenstaande factoren zijn de Zuid-Limburgse hellingbossen een uniek ecosysteem voor ons land. Tientallen plantensoorten zijn dan ook nagenoeg of geheel beperkt tot deze bossen. Dit geldt in het bijzonder voor die soorten die in hun voorkomen beperkt zijn tot de kalkrijke bodems. Hellingbossen en hun omgeving zijn ook rijk aan fauna-elementen, waaronder verscheidene Natura-2000 soorten. De hellingbossen waren vroeger ook rijk aan bosvlinders maar veel soorten daarvan zijn thans zeer zeldzaam of zelfs verdwenen.



Figuur 1.1 Veel orchideeën zoals Purperorchis (Orchis purpurea) zijn kenmerkend voor kalkrijke hellingbossen (foto R. Bobbink).

De aanwezigheid van de karakteristieke bos- en bosrandvegetatie hangt nauw samen met het hakhoutbeheer dat de vorige eeuwen in Noordwest- en Midden-Europa plaatsvond. Dit hakhout werd periodiek afgezet om in de behoefte aan brand- en geriefhout te voorzien. Enkele bomen, de zogenaamde overstaanders, werden soms gespaard om uiteindelijk timmerhout te kunnen leveren. Een aldus beheerd bos wordt een middenbos genoemd. Dankzij het cyclisch beheer drong er periodiek veel zonlicht tot de bodem door, wat de groei van kruiden en struiken mogelijk maakte, waaronder diverse karakteristieke vaatplanten. De kalkrijke ondergrond in Zuid-Limburg geeft een extra dimensie aan de natuurwaarde van de hellingbossen die als middenbos zijn beheerd en is verantwoordelijk voor de meeste plantensoorten die karakteristiek zijn voor deze bossen. Toen na de tweede wereldoorlog hout als brandstof werd vervangen door andere producten, raakte de hakhoutcultuur in onbruik. Het hakhout groeide uit tot opgaand bos met een gesloten kronendak, zodat de bodem permanent overschaduwde bleef en er hoopte zich strooisel en humus op. Veel van de karakteristieke soorten kruiden en struiken zijn sindsdien geleidelijk achteruitgegaan en (zeer) zeldzaam geworden. Dit geldt ook voor de fauna. Ook in Europese context bezien worden deze kalkrijke hellingbossen (Stellario-Carpinetum, in het bijzonder de subassociatie orchietosum, verbond Carpinion betuli; habitattypen 9160) als zeer waardevol beschouwd (Habitatrichtlijn-Natura 2000) en herstel is ook in dit kader dringend gewenst.

1.3 Een preadvies voor hellingbossen in Zuid-Limburg

In het kader van EGM en later OBN is vanaf het begin vooral aandacht besteed aan droge bossen en later, maar in mindere mate, aan natte bossen. Echter, behoud en herstel van biodiversiteit van de hellingbossen in het Zuid-Limburgse heuvellandschap zijn nog niet aan de orde geweest in dit kader, ondanks dat in deze bossen de biodiversiteit in de laatste 50-60 jaar sterk achteruit is gegaan (evt. Cortenraad & Mulder 1989; Weeda *et al.* 2005). Wel moge het duidelijk zijn dat niet alleen het gebruik van middenbossen is veranderd. De landschappelijke setting, waterhuishouding, graasdruk (reeën!), atmosferische depositie en toevoer van nutriënten uit bovengelige akkers kunnen natuurwaarden bedreigen en kunnen een nieuw kader voor bosontwikkeling en –beheer vormen. Dit preadvies voorziet in beschrijving van de structuur en het ecologisch functioneren van hellingbossen en (mogelijke) bedreigingen van de (nog) aanwezige natuurwaarden. Verder geeft het een kritische analyse en evaluatie van zowel de herinvoering van oude (aangepaste) hakhoutbeheervormen als van alternatieve vormen van beheer en specifieke (herstel)maatregelen inclusief een rol voor spontane ontwikkeling. In dit preadvies zijn hellingbossen als volgt afgebakend: het gaat om bossen op hellingen in Zuid-Limburg, waarbij onderrand, helling en plateau rand (het “hellingboscomplex”) zijn betrokken en rekening wordt gehouden met de invloed van het plateau en de dalen. De kalkrijke delen staan hierbij wel centraal, maar ook aan de minder gebufferde bossen in dit complex wordt aandacht besteed. De plateau bossen bij Vijlen-Vaals en bronbossen (zie preadvies Beekdalen in Zuid-Limburg; Schaminée *et al.* 2008) zijn geen onderdeel van dit preadvies.

Dit preadvies is opgesteld door een consortium van Alterra, Eichhorn Ecologie, de stichting Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen, de Vlinderstichting en het onderzoekcentrum B-WARE BV, Radboud Universiteit. Het project stond onder leiding van het laatst genoemde bedrijf. Het project is begeleid door het OBN-DT Heuvellandschap, bestaande uit de volgende personen:

- Bart van Tooren, Natuurmonumenten
- Friso van der Zee, DK-LNV
- Dries Boxman, Radboud Universiteit, Nijmegen
- Tim van der Broek, Natuurmonumenten
- Harry van Buggenum, Waterschap Roer en Overmaas
- Jan Hermans, NHG, Linne
- Hans de Mars, Royal Haskoning, Maastricht
- Arjan Ovaa, Stichting Limburgs Landschap

- Joop Schaminée, Alterra
- Hans Weinrich, DLG, Roermond
- Freek van Westreenen, SBB
- Jo Willems, Universiteit Utrecht

1.4 Leeswijzer

Voor het opstellen van het preadvies is zoals gebruikelijk geen experimenteel onderzoek verricht, maar gebruik gemaakt van oude en recente literatuurgegevens, aangevuld met archiefonderzoek en kennis van beheerders (SBB, NM & LL) en externe deskundigen. In **Hoofdstuk 2** zijn zo sleutelfactoren en –processen in hellingbossen geïventariseerd en beschreven, waarbij achtereenvolgens de specifieke landschappelijke setting, de verschillende helling- en vegetatietypen, fauna en hellingbossen, historisch landgebruik en beheer, en kapcycli en licht en nutriënten zijn behandeld. Op deze wijze is eveneens een overzicht vervaardigd van de huidige stand van zaken betreffende natuurwaarden van hellingboscomplexen in Zuid-Limburg (inclusief bosranden) (**Hoofdstuk 3**). Vervolgens zijn de aantastingen en bedreigingen van de natuurwaarden in hellingbossen beschreven in **Hoofdstuk 4**, waarbij deze problematiek in dezelfde volgorde is behandeld, als die bij de natuurwaarden in Hoofdstuk 3. Er is vervolgens een evaluatie gemaakt van de effecten voor de flora en fauna van de verschillende vormen van (herstel)beheer die reeds in hellingbossen en vergelijkbare systemen zijn toegepast (**Hoofdstuk 5**). Hierbij is speciaal aandacht besteed aan de ervaringen van het weer ingevoerde hakhoutbeheer in twee bossen nabij Oud Valkenburg. Ook de ervaringen met kleinschalige groepenkap (het Biebos) en het ‘ontharden’ van bosranden zijn, waar mogelijk, geëvalueerd. Tenslotte zijn in **Hoofdstuk 6** hiaten in kennis in knelpunten en probleemvelden geïdentificeerd en is gewenst onderzoek vastgelegd.

2 Sleutelfactoren en –processen in hellingbossen

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zijn de sleutelfactoren en –processen in hellingbossen geïnventariseerd en beschreven, waarbij de specifieke landschappelijke setting, de verschillende helling- en vegetatietypen, fauna in hellingbossen, historisch landgebruik en beheer, en kapcycli en licht en nutriënten achtereenvolgens zijn behandeld.

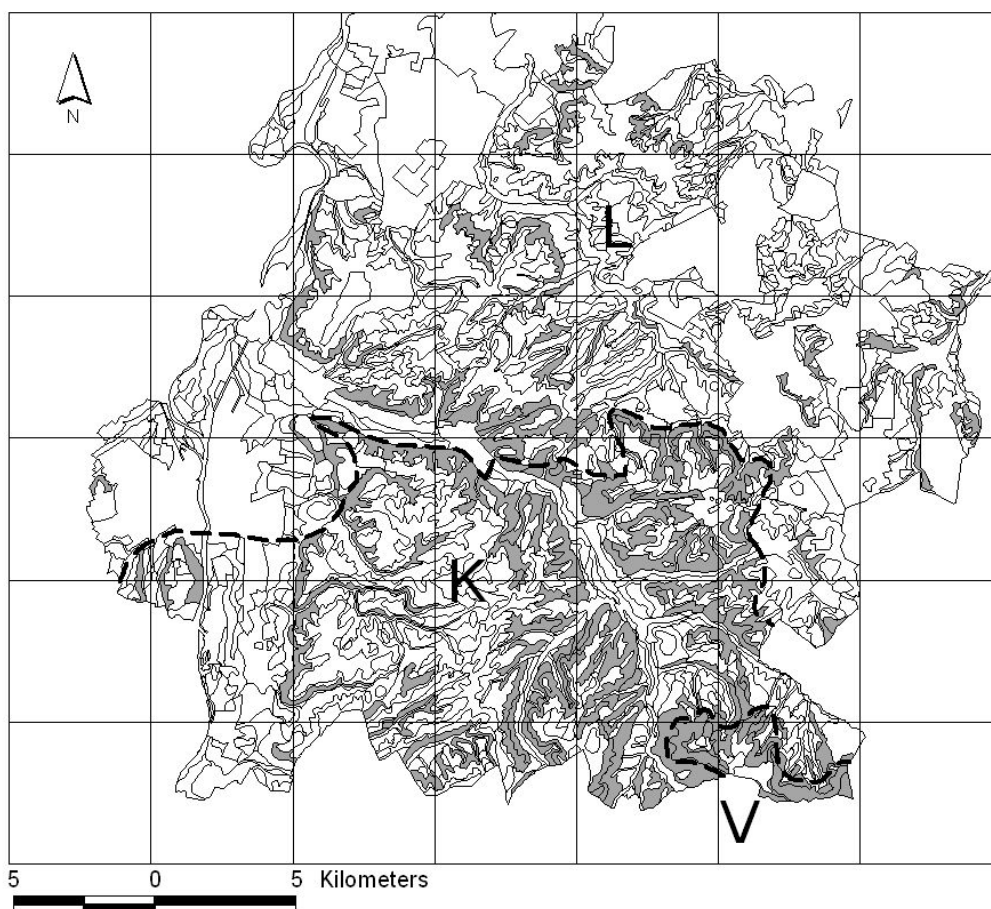
2.2 Specifieke landschappelijke setting

Kenmerkend voor het gehele heuvelland is enerzijds de grote geologische verscheidenheid die het gevolg is van afzettingen uit verschillende perioden die door tektoniek en erosie hun vorm en ligging hebben gekregen en anderzijds de aanwezigheid van een pakket lössleem dat vrijwel de gehele oppervlakte van het gebied afdekt. De dikte van dit pakket varieert sterk van plek tot plek, met name op de hellingen, en bepaalt zo in hoeverre het onderliggend (of doorgemengd) materiaal van invloed is op de bosgroeiplaatsen en daarmee op de voorkomende bostypen.

De hellingcomplexen van het heuvelland kunnen in drie door de geologie bepaalde deelgebieden ondergebracht worden, elk met een eigen opeenvolging van bosgroeiplaatsen en bostypen (Figuur 2.1)¹. De grenzen tussen deze deelgebieden zijn in het algemeen duidelijk, als gevolg van tektonische processen en de daarmee samenhangende breuklijnen in de ondergrond. De deelgebieden worden nader beschreven in de paragrafen 2.2.1-2.2.3.

In Zuid-Limburg is sprake van een veel grotere klimatologische variatie dan in de rest van ons land. Maastricht is betrekkelijk droog (ca. 750 mm/jaar), terwijl het slechts 20 km oostelijker gelegen Vaals één van de hoogste neerslaghoeveelheden van Nederland heeft (ca. 900 mm/jaar). Het gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot varieert over dezelfde afstand van 200 tot 320 mm (Heijboer & Nellestijn, 2002). De werking van het microklimaat is gesuperponeerd over deze gradiënt. Dit microklimaat is zeer variabel en wordt sterk bepaald door het reliëf: op het zuiden geëxponeerde hellingen zijn warmer en droger dan hellingen die op het noorden liggen.

¹ Deze indeling wordt hier nieuw voorgesteld en is voorlopig. Het Noordal (omgeving Noorbeek) ten opzichte van K en het Maasdal ten opzichte van L moeten nog beter worden begrensd.



Figuur 2.1. Overzicht van de hellingcomplexen (in grijs) zoals aangegeven op de Bodemkaart van Nederland 1: 50 000 (Staring Centrum 1990). De onderbroken dikke lijn is de (voorlopige) globale omgrenzing van de deelgebieden die verschillen in hellingtypen volgens onderstaand overzicht:

L	löss en terrasafzettingen
K	kalksteen, löss, terrasmateriaal en zeer plaatselijk vuursteeneluvium
V	vuursteeneluvium, löss en glauconiet klei

Het grootste deel van de op de oorspronkelijk bodemkaart aangegeven complexen met glauconitische klei is hier weggelaten omdat dit voor het overgrote deel niet met bos bedekt is. Een deel van de hellingcomplexen in het noorden van deelgebied “L” hebben een minder uitgesproken karakter door hun flauwe helling. Ditzelfde geldt voor enkele hellingen in deelgebied “K” langs de ondiepe droge dalen in het midden van het plateau van Margraten.

2.2.1 Hellingtype L (noordelijk deelgebied)

Algemeen

Het noordelijk deel van het Heuvelland wordt vooral gekenmerkt door het ontbreken van kalksteen (mergel) aan of in de buurt van het maaiveld. Wel ligt onder de vaak erg dikke afdeklaag van lössleem en de daaronder liggende laag terrasafzettingen een zeer dik pakket tertiaire afzettingen. Dit kan sterk wisselen van textuur (en daarmee doorlatendheid) en kalkgehalte.

De bovenrand van de hellingbossen komt sterk overeen met die van het mergelland (hellingtype K): op het door lössleem gedomineerd plateau groeit een relatief arme

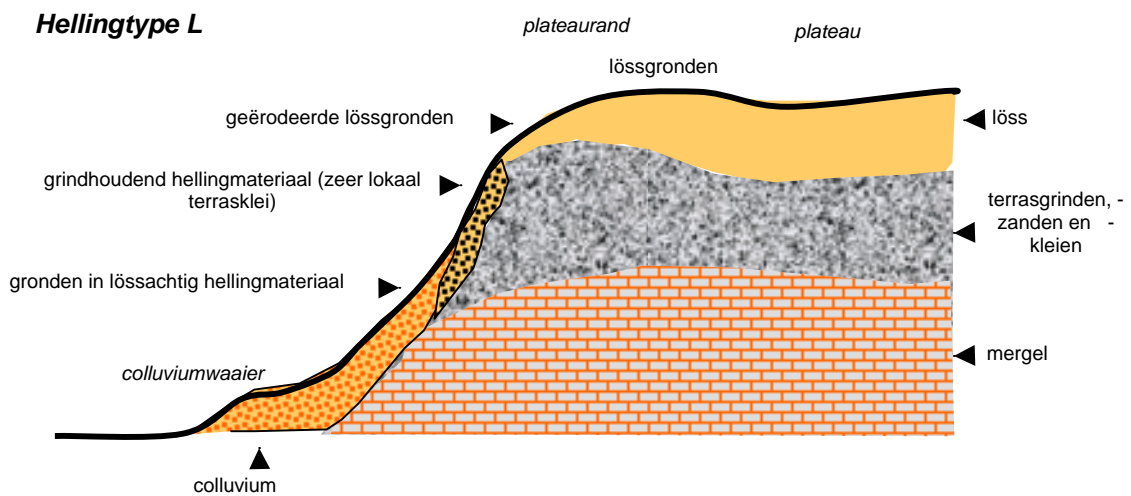
vorm van het *Stellario-Carpinetum*, daar direct onder - waar het terrasmateriaal (bijna) dagzoomt - een nog armere begroeiing die tot het *Fago-Quercetum* te rekenen is. De belangrijkste verschillen met de bossen van het mergelland zijn echter op het midden en onderste deel van de helling te vinden. Kenmerkend is hier het frequent voorkomen van verschillende bronniveaus, gescheiden door drogere door hellingmateriaal gedomineerde bosgroeiplaatsen. De bronnen kunnen zeer kalkrijk zijn, hetgeen uiteraard een uitstraling heeft naar de omgeving en met name naar de bosgedeelten lager op de helling. In de directe omgeving van de brongebieden (met *Carici remotae-Fraxinetum*) groeien dan ook wat rijkere vormen van het *Stellario-Carpinetum* dan elders op de helling. De befaamde orchideeënrijke subassociatie van het mergelland (op ondiepe kalk) zal men hier echter tevergeefs zoeken; de subassociatie van Daslook die o.a. voorkomt op kalkrijk colluvium is hier veel zeldzamer dan in het mergelland.

Langs de onderrand van de hellingbossen groeit - net als in het mergelland - op de overgang naar de landbouwgebieden veelal een smalle strook *Ulmion*-bos (moeilijk op associatieniveau in te delen), maar plaatselijk ook- uniek voor deze zone - beekbegeleidende bostypen (*Pruno-Fraxinetum*; overgangen naar het *Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum amarae*).

In deze noordelijke zone liggen een aantal botanisch zeer waardevolle boscomplexen: o.a. Bunderbos, Kloosterbos en Ravensbos.

Bodem en humus

De hellingen ten noorden van de lijn Borgharen-Valkenburg-Brunssum, de Brunsummerheide niet meegerekend, worden overheerst door löss (Figuur 2.2). Bovenaan de helling op de overgang naar het plateau zijn bergbrikgronden ontwikkeld in siltige löss. Deze gronden zijn vochtig met plaatselijk een lichte neiging tot stagnatie. Zij hebben een kleigehalte van ca. 17% en een leemgehalte van ca. 80%. De pH-KCl varieert onder bos van 4 tot 5 in de bovengrond tot 6 wat dieper in het profiel (De Waal, 1983; Staring Centrum, 1990). Deze hellingzone wordt met nutriënten verrijkt door inspoelend materiaal vanuit de aangrenzende akkers. De humusprofielontwikkeling varieert afhankelijk van de boomsoort. Onder Es (*Fraxinus excelsior*) en Haagbeuk (*Carpinus betulus*) ontbreekt meestal een ectorganische laag en worden zure (kalkloze) mullprofielen aangetroffen. Onder Eik (*Quercus*) en Beuk (*Fagus sylvatica*) ontstaan dunne semipermanente strooisellagen. Verspreid op de helling langs insnijdingen en op steile hellinggedeelten komt ook nog löss in situ (niet verspoeld) voor. Een deel van deze löss is kalkrijk. Iets lager onder de plateaurand bestaat de helling uit verplaatste löss gemengd met grindig en zandig terrasmateriaal. De bodems zijn hier iets minder lemig (12% klei, 50-70% leem) en hebben een iets lagere pH (3,5 tot 4,5). Terrasgronden en zanden komen vrijwel nergens in pure vorm aan het oppervlak. Alleen bij insnijdingen langs bronnen in sterk geërodeerde hellinggedeelten, hogerop de helling, komt terrasmateriaal wel aan het oppervlak. Hoewel de omstandigheden iets armer zijn dan boveaan de helling is de humusontwikkeling vergelijkbaar met hogerop de helling. Dunne strooisellagen zijn hier echter het sterkst vertegenwoordigd. Plaatselijk kunnen daar waar zandig en grindig materiaal aan het oppervlak voorkomen onder Eik en vooral Beuk al dikkere strooisellagen met een moderkarakter worden aangetroffen. Onderaan deze zone zijn, daar waar de sterk gereduceerde slecht doorlatende terraskleien dagzomen, bronnen ontstaan (bijv. in het Ravensbos). De pH in deze bronzones is hoger (pH-KCl 5,5 tot 7,0). De humusontwikkeling in de bronachtige plekken en aansluitende dalletjes bestaat uit de vorming van amorfe zwarte humus met een hoge calciumbezetting (meereerdmoders).



Figuur 2.2 Schematische doorsneden van de geologische opbouw van het hellingtype L

De hellingvoet van deze hellingassociatie bestaat grotendeels uit verspoelde löss met enige bijmenging van fijner terrasmateriaal. Deze grotendeels colluviale löss verschilt weinig van de lössachtige bovenkant van de helling wat betreft de bodemchemische eigenschappen en korrelgroottesamenstelling. Wel kan sprake zijn van verrijking met nutriënten. Door de kleinere hellingshoek is de voet van de helling voor een groot deel in gebruik als weiland of akker. Ook de droge dalen hogerop in de helling zijn meestal opgevuld met vergelijkbaar hellingmateriaal.

Van Brunssum tot Sittard komt een zandiger variant van dit type helling voor, met een proportioneel grotere invloed van zandig terrasafzettingen en een iets zandiger karakter van de löss. Deze noordelijke hellingen zijn minder uitgesproken dan die net ten noorden van de Geul. Plaatselijk zijn deze hellingen ook ten zuiden van de aangegeven lijn aangetroffen in combinatie met een hellingcomplex met kalksteen.

2.2.2 Hellingtype K (Centraal deelgebied; mergelland)

Algemeen

In het centrale deel van het Heuvelland komen geen dikke pakketten van tertiaire afzettingen voor. Dit wil zeggen dat onder de afdeklaag van lössleem en de meestal vrij dunne tussenlaag van (armere) terrasafzettingen vrijwel direct de kalksteen (mergel) begint. De kalksteen ligt dan ook op veel plaatsen in het midden- en onderste deel van de hellingen aan of direct onder de oppervlakte. Het spectrum aan verschillende vormen van het *Stellario-Carpinetum* is hier veel groter dan in het noordelijk deel van het Heuvelland. De variatie is o.a. afhankelijk van de diepte van de vrije kalk, dan wel de vaste kalksteen (mergel), van de expositie en van de mate van bijmenging van terrasafzettingen in de afdeklaag van (lössig) hellingmateriaal. De botanisch waardevolste plekken zijn te vinden op zeer ondiepe kalk die tevens op het zuiden zijn geëxponeerd (subassociatie *orchietosum*).

Boven- en onderranden van de hellingbossen in deze zone zijn vergelijkbaar met die in de noordelijke zone (L), met dien verstande dat beekbegeleidende bostypen nagenoeg ontbreken en dat de onderranden van *Ulmion*-bossen en *Stellario-Carpinetum* op colluvium rijker zijn aan kalk-indicatoren.

Botanisch belangrijke boscomplexen van deze zone zijn o.a. het Savelsbos, Biebos, Oombos, Jansbos en het Schaelsbergerbos.

Bodem en humus

In het centrale deelgebied worden hier voorlopig drie varianten in hellingtype onderscheiden.

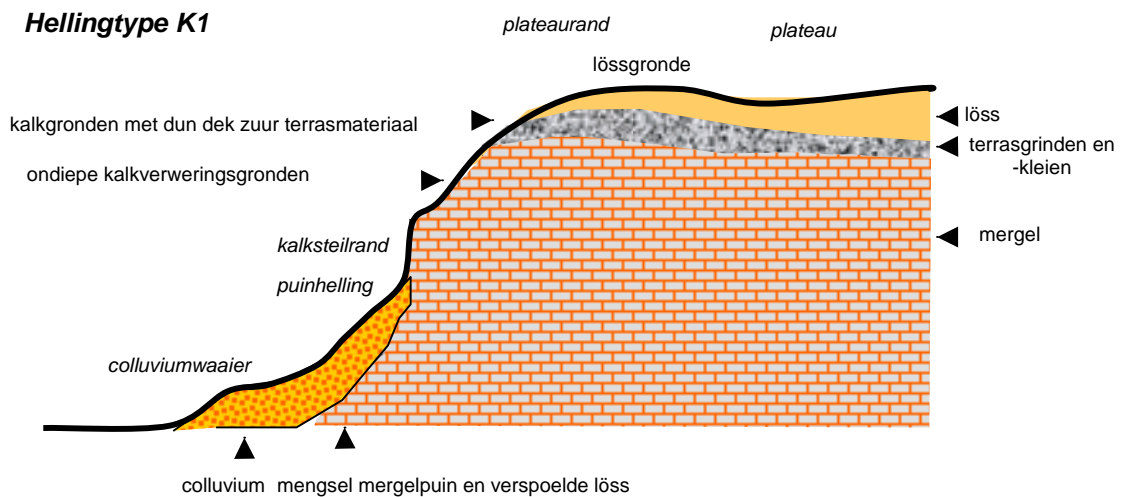
De centrale **variant K1** (Figuur 2.3) is te vinden ten zuiden van de lijn Borgharen-Valkenburg-Brunssum, met uitzondering van de uiterste zuidoosthoek van Zuid-Limburg. In de hellingen spelen kalkverweringsgronden een belangrijke rol. In het noordwestelijke en westelijke deel van het plateau van Margraten bestaat het hellingmateriaal uit een mengsel van verspoelde löss en grover materiaal en grind afkomstig van de arme plateauranden. Op deze plateauranden zijn zelfs micropodzolen in het terrasmateriaal aan te treffen (pH-KCl 3 tot 3,5), begroeid met heide. De humusontwikkeling kan hier door een vertraagde omzetting van de organische stof gepaard gaan met de vorming van een moderachtige, enkele centimeters dikke uitwendige humuslaag. Een interessant fenomeen in het bos onderaan deze kalkarme zone zijn de kalkrijke wortelkuilen die kunnen ontstaan door het omvallen van bomen.

Ongeveer in het midden van de helling neemt de invloed van de mergelondergrond toe en worden al naar gelang de dikte van het dek van kalkarm hellingmateriaal min of meer kalkrijke groeiplaatsen aangetroffen (pH-KCl 5,5 tot 8) en verdwijnt de dunne uitwendige strooisellaag (ook hier weer afhankelijk van de boomsoort). Ook hier kan door het omvallen van bomen en door graafoctiviteiten van bijv. dassen op korte afstand een afwisseling van kalkrijke en kalkarme situaties optreden, die zich o.a. uit in verschillen in humusontwikkeling.

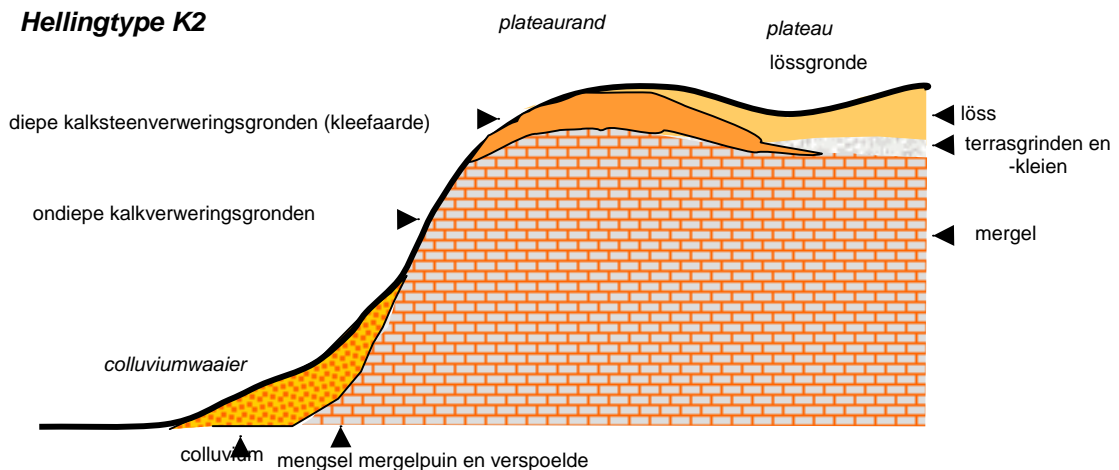
Meer onderaan de helling komt, vooral bij groeven, steile hellinggedeelten en insnijdingen, de mergel aan het oppervlak en zijn kalkrijkere groeiplaatsen ontstaan. Plaatselijk zijn ondiepe kalkverweringsgronden aan te treffen, die echter door bijmenging van lössachtig hellingmateriaal vrijwel nergens als "rendzina's" (dunne, dieprode, sterk kleiige en extreem kalkrijke kalkverweringsgronden) zijn te bestempelen. De humusprofielen kenmerken zich hier door het ontbreken van een strooisellaag en door een goed ontwikkelde humusrijke minerale bovengrond met duidelijk activiteit van wormen (kalkwormmull). In de zuiverste ondiepe kalkverweringsgronden hebben zich extreem kalkrijke, kleirijke humusprofielen (krijtmull) ontwikkeld die gekenmerkt worden door een zeer donkere bovengrond die rijk is aan organische stof (8 tot 15%). Deze gronden zijn zeer sterk gebufferd (zowel voor pH, fosfor als zware metalen) en herbergen de waardevolste kalkgraslanden. De colluviale hellingvoet die hier meestal een smalle zone vormt, bestaat soms uit kalkrijk, soms uit kalkarm verspoeld hellingmateriaal met overigens een uitstekende humusomzetting (Hommel *et al.* in voorb.). Het grote verschil met de noordelijke hellingcomplexen is, naast het voorkomen van mergel, het ontbreken van bronzones. Kenmerkend zijn de diepe kloofvormige erosiedalen (De Waal, 2007). Het ontstaan van deze grubben is deels natuurlijk en deels antropogeen. De grubben vormen door hun beschutte ligging, vochtige bodem en afwisseling van diverse moedermaterialen een zeer kenmerkende groeiplaats en habitat voor varens en mossen. In de grubben vindt na regenperioden doorvoer plaats van colluvium en hellingmateriaal wat deels accumuleert op de puinwaaierachtige vorm aan de monding van het dal. De kalkrijke humusprofielen op de grubbebodem kenmerken zich door het ontbreken van strooisel en door een duidelijk donkere Ah-horizont. Dit wordt veroorzaakt door de dynamiek van de colluviale processen. Ondanks deze dynamiek is het humusprofiel wel rijk aan regenwormen (vage kalkwormmull).

Ten noordoosten van de lijn Valkenburg-Gulpen-Nijswiller en rond de Gulperberg, liggen hellingen die grotendeels uit kalkverweringsgronden bestaan (**variant K2**) (Figuur 2.4). Bovenaan de helling liggen diepe, oude kalkverweringsgronden (kleefaardegonden) die deels ontkalkt zijn (binnen 50 cm geen vrije kalk). Onder bos varieert de zuurgraad van de bovengrond van pH-KCl 4,5 tot 6,5. De gronden zijn sterk kleiig (40 tot 70% lutum), in vochtige toestand slecht doorlatend en in droge toestand slecht doorwortelbaar. Onder bomen met gunstig strooisel als Es, Linde en Haagbeuk ontbreekt een uitwendige strooisellaag (zure wormmull). Lager op de helling ligt een

complex van ondiepere kalkverweringsgronden met een laag lössachtig hellingmateriaal van wisselende dikte. Hier en daar ontbreekt deze laag. Plaatselijk komen kalksteilwanden voor zonder of met uiterst ondiepe bodems. Bewortelbaar bodemmateriaal is dan meestal verzameld op richels en in scheuren in de kalksteen. De meeste van deze steilwanden liggen echter buiten het bos (m.u.v. de wanden van sommige grubben).

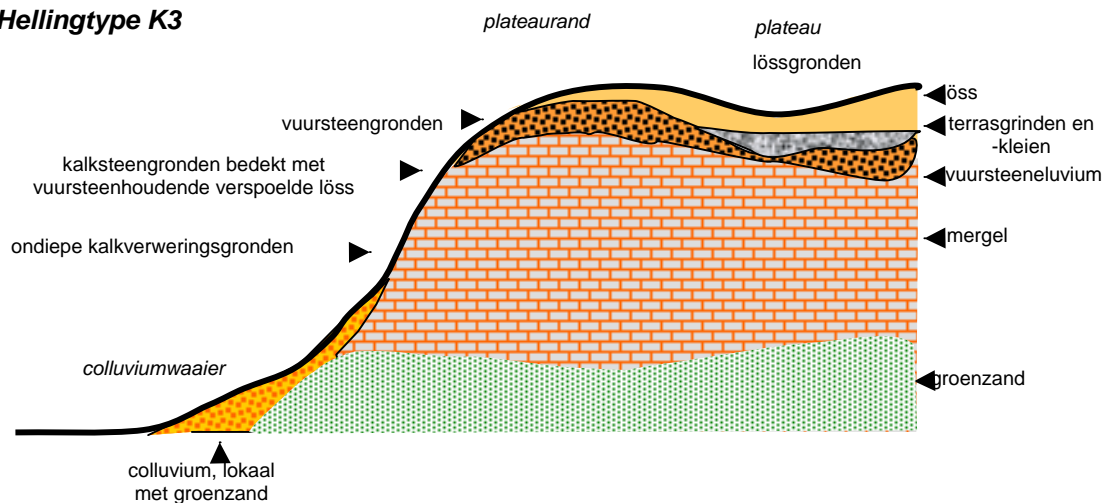


Figuur 2.3: Schematische doorsnede van de geologische opbouw van het hellingtype K1



Figuur 2.4: Schematische doorsneden van de geologische opbouw van het hellingtype K2

Hellingtype K3



Figuur 2.5: Schematische doorsneden van de geologische opbouw van het hellingtype K3

Ten oosten van Slenaken (o.a. Groote Bos) komt nog een variant van kalksteenhelling voor waarin boven de kalkrijke zone nog een smalle zone met vuursteeneluvium en terrasafzettingen aanwezig is (**variant K3**) (Figuur 2.5). Het hellingmateriaal bestaat naast vuursteen en gronden ook uit verspoelde löss en erosiemateriaal, afkomstig van kleefaardegonden. De kalkrijke zone is in dit hellingtype echter dominant. Bij Epen (Onderste en Bovenste bos) bestaat de plateauurand uit zure, deels stagnerende terrasafzettingen. De invloed van dit materiaal is hellingafwaarts uitgebreid door bedekking met het door het terrasgronden en zanden, vuurstenen en löss gedomineerde kalkloze hellingmateriaal. Het middensegment is kalkrijk en wordt aan de onderkant begrensd door een bronrijke zone van zacht glooiende glauconietkleien en -zanden. Deze “groenzandzone” komt alleen in de onderrand van het hellingbos voor, voor een belangrijk deel juist buiten het bos.

2.2.3 Hellingtype V (Zuidoostelijk deelgebied)

Algemeen

Het zuidoostelijk deel van het Heuvelland heeft ten opzichte van de beide hierboven beschreven zones een sterk afwijkend karakter. De hoogteligging t.o.v. NAP wijkt af (hogere ligging), het lösspakket is gemiddeld veel dunner en terrasafzettingen spelen nauwelijks een rol. De bosgroeiplaatsen van zowel het plateau als de hellingen (met name het bovenste en middengedeelte) worden daarentegen zeer sterk bepaald door het (vrijwel) dagzomende vuursteeneluvium. Het kenmerkend bostype is hier het *Luzulo-Fagetum*, een Midden-Europees bostype dat ontbreekt in de laagvlakte. Anders dan in de beide noordelijker gelegen zones vinden we hier nog “armere” bossen op de plateaus; op de hellingen komen overgangen naar het *Stellario-Carpinetum* voor (afhankelijk van het substraat en de boomsoort) maar het karakter van het bos als geheel is veel “armer” en zuurder dan elders in het Heuvelland. Alleen langs de onderrand van de bossen kan plaatselijk mergel aan of in de buurt van het maaiveld liggen en het is frappant te zien hoe daar het boscysteem volledig omklapt van een basenarm naar een baserijk systeem, met grote gevolgen voor het humusprofiel en de vegetatie (Hommel *et al.*, 2002; Hommel & De Waal, 2003). In hoeverre een dergelijke kalkrand ook werkelijk aanwezig is hangt af van de hoogte (t.o.v. NAP) van de bosrand.

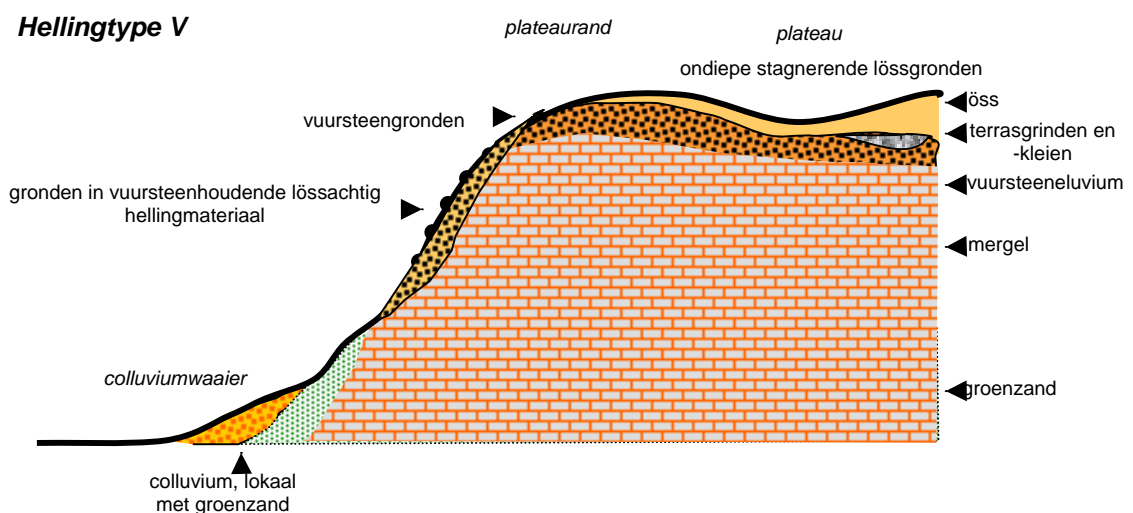
Kenmerkend voor deze zone is tenslotte nog dat lager op de helling groeiplaatsen voorkomen die bepaald worden door het onder de mergel liggend Vaalser groenzand.

Dit is een deel van het landschap dat zeer rijk is aan (kalkrijke) bronnen en kwelmilieus, maar vrijwel geen bos draagt. Botanisch belangrijke boscomplexen van de zone met vuursteeneluvium zijn de verschillende boscomplexen binnen de Boswachterij Vaals (o.a. het Kerperbos en Holsetterbos).

Bodem en humus

De vuursteenellingen ten zuiden van Vijlen zijn grotendeels kalkarm (Figuur 2.6). Het vuursteeneluvium is alhoewel niet in oppervlak maar toch wel in invloed dominant aanwezig op deze hellingen. Vuursteeneluvium is een extreem verzuurde en uitgeloopte, vuursteenrijke verweringsklei van siliciumrijke kalksteen. Hoewel alleen in de plateaurand het extreem zure en sterk stagnerende vuursteeneluvium dagzoomt (met fossiele bodemtypes die een status als bodemkundig of geologisch monument rechtvaardigen) is de invloed van dit eluvium in het grootste deel van de helling merkbaar. In het meestal dunne lössdek, dat van oorsprong vrij rijk en matig zuur is, kan bovenaan de helling met grote regelmaat een uitgeloopte bovengrond aangetroffen worden (milde vorm van een micropodzol). Een deel van deze verarmde löss is in de loop der tijden gemengd met de vuurstenen en wat verweringsklei, hellingafwaarts getransporteerd (solifluctie en colluviatie). Daar vormt deze laag hellingmateriaal op veel plaatsen een relatief zure standplaats. Lager op de helling kan plaatselijk de kalkrijke ondergrond dicht aan het oppervlak komen. Aan de onderzijde bestaat de vuursteenelling uit oude glauconitische kleien en zanden ("groenzand"). Deze kleien (ondergrond groengrijs; maar blootgesteld aan de lucht staan merendeels niet onder bos. Hoger op de helling kan in erosienissen de glauconitische laag echter aan het oppervlak komen. In deze zone ontspringen tal van bronnen (bronbosjes).

De humusprofielen in deze arme hellingen zijn sterk afhankelijk van het opstandstype. Onder naaldbos, Eik, Beuk en Tamme kastanje (*Castanea sativa*) ontwikkelen zich enkele centimeters dikke uitwendige, zure strooisellagen (bos-, en humusmoder en soms zelfs mormoders). Onder boomsoorten met een relatief goed verteerbaar strooisel (Esdoorn (*Acer*), Haagbeuk en Linde (*Tilia*)) ontwikkelen zich mildere humusvormen zonder of met een dunne ectorganische laag. In de bronzone komen humusvormen voor met calciumverzadigde amorfe humus (meereerdmoders).



Figuur 2.6: Schematische doorsneden van de geologische opbouw van het hellingtype V

De hellingvoet van deze hellingassociatie bestaat grotendeels uit verspoelde löss met enige bijmenging van fijner terrasmateriaal. Deze grotendeels colluviale löss verschilt weinig van de lössachtige bovenkant van de helling wat betreft de bodemchemische

eigenschappen en korrelgroottesamenstelling. Wel kan sprake zijn van verrijking met nutriënten. Door de kleinere hellingshoek is de voet van de helling voor een groot deel in gebruik als weiland of akker. Ook de droge dalen hogerop in de helling zijn meestal opgevuld met vergelijkbaar hellingmateriaal.

2.3 Overzicht van hellingtypen en vegetatietypen

De in paragraaf 2.2 beschreven landschappelijke setting in relatie tot het voorkomen van bostypen is samengevat in tabel 2.1. De relatie tussen vegetatietypen en Natura 2000 habitattypen is weergegeven in tabel 2.2.

Tabel 2.1 Hellingzones en bostypen in het Heuvelland. 1: niet alle zones hoeven op elke helling voor te komen; 2: kenmerkende zones zijn vetgedrukt; (): zones en typen met een beperkt voorkomen. CF: Carici remotae-Fraxinetum; SC: Stellario-Carpinetum; LF: Luzulo-Fagetum; FQ: Fago-Quercetum (vnl. pteridietosum), incl RG (vnl. van Rubus fruticosus); FU: Fraxino-Ulmetum.

Deelgebied	Hellingzones	Bostypen
noord (hellingtype L)	ontkalkte löss	SC oxalidetosum
	(kalkrijke löss)	SC typicum
	terrasafzettingen	FQ, SC oxalidetosum
	bronnen	CF, SC typicum
centraal (hellingtype K1)	kalkarme colluvium	SC oxalidetosum, SC typicum
	(kleefaarde)	SC oxalidetosum, (FQ)
	terrasafzettingen	FQ, (SC oxalidetosum)
	kalksteen	SC typicum, (SC orchietosum)
	(kalksteilwanden)	SC orchietosum
	grubben	SC polystichietosum, SC typicum
centraal (hellingtype K2)	kalkarm en kalkrijk colluvium	SC allietosum, SC typicum, (FU)
	kleefaarde	SC oxalidetosum, (FQ)
	kalksteen	SC typicum, (SC orchietosum)
	(kalksteilwanden)	SC orchietosum
centraal (hellingtype K3)	kalkrijk colluvium	SC allietosum, SC typicum, (FU)
	terrasafzettingen	FQ, LF, (SC oxalidetosum)
	vuursteeneluvium	LF, FQ, (SC oxalidetosum)
	kalksteen	SC typicum, (SC orchietosum)
	(kalksteilwanden)	SC orchietosum
zuidoost (hellingtype V)	(glaucanietklei en -zand)	SC typicum
	vuursteeneluvium	LF, FQ, (SC oxalidetosum)
	(kalksteen)	SC typicum
	bronnen	CF, SC typicum
	(glaucanietklei en -zand)	SC typicum

Tabel 2.2 Overzicht van de Europese habitattypen en bijbehorende plantengemeenschappen waarin de Zuid-Limburgse hellingbossen binnen ons land een belangrijk aandeel hebben (Janssen & Schaminée, 2003, aangepast volgens LNV-website profielen habitattypen* = prioritaire habitattypen).

Habitatype Natura 2000		Plantengemeenschap
6210	*Droge half-natuurlijke graslanden evt. in mozaïek met struikvormende facies op kalkhoudende bodems (Festuco-Brometalia)	Pruno spinosae-Ligustretum (struweel) en Rubo-Origanetum (zoom) in mozaïek met kalkgrasland
9110	Beukenbossen van het type Luzulo-Fagetum	Luzulo-Fagetum
91E0	*Alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	Fraxino-Ulmetum Carici remotae-Fraxinetum
9120	Zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van <i>Ilex</i> of soms <i>Taxus</i> (Quercion robori-petraeae of Ilici-Fagion)	Fago-Quercetum =Querceto petraeae-Betuletum in Van den Broek & Diemont (1966)
9160	Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukenbossen behorend tot het Carpinion betuli	Stellario-Carpinetum Orchio-Cornetum
7220	*Kalktufbronnen met tufsteenformatie (Cratoneurion)	Pellio epiphyllae-Chrysosplenietum cratoneuretosum

Een belangrijk deel van de natuurwaarde van de hellingboscomplexen bevindt zich in de mantel- en vooral ook in de zoomvegetaties van bosranden, grotere open plekken en langs paden. Deze overgangen van bos naar andere vormen van landgebruik staan onder grote druk. Dit geldt zowel voor de plateauranden, vaak grenzend aan akkers, als voor de hellingvoeten. De zoomflora is tegenwoordig meestal zo fragmentair ontwikkeld dat plantengemeenschappen nog maar moeilijk te onderscheiden zijn.

In deelgebied L komen vooral zomen voor als *Melampyro-Holcetea*-begroeiingen, met ondermeer Schaduwgras (*Poa nemoralis*), Valse salie (*Teucrium scorodonia*) en, heel typisch, een grote diversiteit aan (apomictische) vormen van Boshavikskruid (*Hieracium sabaudum*). De mantels worden voornamelijk gevormd door bramenbegroeiingen van de *Lonicero-Rubetea plicati*.

In deelgebied K zijn vooral kleurrijke begroeiingen van het *Trifolion medii* en doornstruweel-bramenmantels (*Pruno-Rubion radulae*) kenmerkend. *Hieracium*-soorten komen hier veel minder voor, maar Muurhavikskruid (*Hieracium murorum*) heeft hier zijn zwaartepunt, met name op de hogere randen van het Geuldal. Binnen deze verzamelsoort is een aantal taxa in Nederland beperkt tot deze regio; *Hieracium weverianum* is een endemisch beschreven van Gulpen en nu beperkt tot de Heimansgroeve (Van Soest, 1925; Haveman, 2006). Veel vindplaatsen van soorten uit deze groep lijken verdwenen door het dichtgroeien van de groeiplaatsen en de 'verneteling'. De zomen in K3 hebben begroeiingen van het *Trifolion medii* en wederom veel Valse salie en soorten uit het *Hieracium sabaudum*-aggregaat. Of het in het laatste geval om andere soorten gaat dan in L is vooralsnog onduidelijk. Deelgebied V is voor de zomen en mantels een heel eigen wereld, met ook hier *Melampyro-Holcetea*-begroeiingen als karakteristieke zomen en wellicht nog onbeschreven *Lonicero-Rubetea*-begroeiingen in de mantels. Enkele elementen uit de Middeneuropese middegebergten zijn beperkt tot dit deelgebied, zoals Kranssalomonszegel (*Polygonatum verticillatum*) en *Rubus axillaris*.

Er zijn echter vooral vragen en het overzicht over de plantengemeenschappen in de bosranden en hun landschappelijke plaats is niet half zo goed bekend als van de bossen zelf. Hoe zat dat vroeger? Welke soorten zijn er nog over? Het lijkt er op dat vrijwel overal in het Heuvelland karakteristieke plantensoorten uit de bosranden zijn verdwenen, en vooral typische zoomplanten als (relatief vroeg bloeiende) havikskruiden, Prachtklokje (*Campanula persicifolia*), Knollathyrus (*Lathyrus linifolius*), Engbloem (*Vincetoxicum hirundinaria*), Berghertshooi (*Hypericum montanum*) en echte Wilde akelei (*Aquilegia vulgaris*). Exacte overzichten ontbreken echter geheel.

2.4 Fauna en hellingbossen

2.4.1 Hellingbossen als landschapsonderdeel

Een deel van de diersoorten maakt slechts gedurende een deel van de levenscyclus gebruik van hellingbossen, bv. voor de overwintering of als schuilplaats (diverse vleermuizen, vuursalamander), voor de larvale ontwikkeling (diverse vlinders), als broedgebied en foerageerbiotoop (diverse vogels en vleermuizen). Daarbij zijn de hellingbossen voor soorten dus één van de landschapsonderdelen die ze nodig hebben tijdens hun levenscyclus. Naast de kwaliteitseisen aan het hellingbos spelen daarom ook de aanwezigheid en kwaliteit van andere landschapsonderdelen (o.a. bloemrijk grasland, heuvelland beek, moerasruigte, houtwallen) een rol.

2.4.2 Binding van diersoorten aan hellingbostypen

Veel diersoorten zijn veelal niet aan één bepaald type hellingbos gebonden en vertonen een minder sterke binding met de geologische condities die voor het voorkomen van plantengemeenschappen sterk bepalend zijn. Een voorbeeld hiervoor is de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*), deze zit zowel in het Vijlenerbosch (type V; hellingen met vuursteeneluvium) als in het oostelijk gulpdal in het Grootte Bosch en Roebelsbosch (type K3, hellingen bestaande uit kalksteen vuursteeneluvium, terrasmateriaal en al dan niet verspoelde löss).

2.4.3 Terreinheterogeniteit als sleutelfactor

De eisen die diersoorten stellen aan hellingbossen zijn divers en soortspecifiek. Bovendien verschillen de eisen gedurende de levenscyclus. Van doorslaggevende betekenis voor de fauna van hellingbossen is daarom de terreinheterogeniteit, oftewel de variatie in het voorkomen van bepaalde (voedsel)planten, vegetatiestructuren (o.a. de verticale opbouw, kroonsluiting, mantel- en zoomvegetaties) en de aanwezigheid van (verschillende typen) dood hout.

2.5 Historisch landgebruik, beheer en natuurlijke verstoringsregimes

2.5.1 Ontginningsgeschiedenis en boshistorie

De achtergrond van de huidige biodiversiteit in hellingbossen hangt samen met een ontginningshistorie die afwijkt van die op de hogere zandgronden. Kennis van deze achtergrond is nodig voor het beoordelen van bedreigingen en het opstellen van richtlijnen voor herstel en ontwikkeling.

De contouren van het huidige Zuid-limburgse landschap zijn gevormd in een betrekkelijk korte periode tussen 1000 en 1300. Vanuit het Maasdal en de grotere beekdalen werden in deze periode de lössplateaus ontgonnen en zijn tal van nieuwe nederzettingen gesticht (Renes, 1988, 1993, 2000). Sinds het midden van de 16^{de} eeuw werden akkers en weilanden met hagen en omheiningen afgesloten (Jansen & Van de Westeringh, 1983; Buis, 1985: 180). Op de lössplateaus heeft gedurende lange tijd een eenzijdige teelt van graan centraal gestaan. Omstreeks 1850 waren rogge, gevolgd door tarwe veruit de belangrijkste gewassen. Door gebrek aan goede bemesting was dit gebied een van de minst productieve landbouwstreken van Nederland (Bieleman, 1992). De veestapel was ondergeschikt en vanwege een structureel gebrek aan goed grasland relatief klein. Pas rond 1900 werd de weg ingeslagen naar een gemengde bedrijfsvorm waartoe akkers werden omgezet in weiland en boomgaarden (Bieleman, 1992).

De vroege en integrale ontginning van de relatief vruchtbare lössplateaus (in het noordelijk en centraal deelgebied) tot bouwland heeft geleid tot een verdeling van bos, bouwland en woeste grond die rond 1800 sterk verschilde met die op de hogere zandgronden. Belangrijke consequenties van dit verschil in ontginningshistorie zijn:

In het centraal deelgebied komen bossen vooral voor als hellingbos. De hellingen waren ongeschikt voor een duurzame ontginning tot bouwland. Een deel van de hellingbossen heeft gedurende enige tijd het karakter gehad van woeste grond, hooguit met struiken. In het zuidoostelijk deelgebied ligt ook hellingbos op voor bouwland ongeschikt vuursteeneluvium.

De huidige (helling)bossen hebben als groeiplaats van bosgebonden flora een continuïteit die tenminste teruggaat tot de Vroege Middeleeuwen. Het zijn deels oude bossen ('ancient woodlands': Rackham, 2003) en deels bossen waarbij perioden van bosdegradatie niet hebben geleid tot een sterke afname van bosgebonden flora (zie 1). Alleen al vanwege dit historisch gegeven hebben de hellingbossen een hoge natuurwaarde. In omvang en omgrenzing zijn de Zuid-Limburgse bossen (incl. onontgonnen degradatiestadia) sinds de Late Middeleeuwen betrekkelijk weinig veranderd. Dit in tegenstelling tot het boslandschap op de hogere zandgronden dat overwegend 19^{de} eeuws is (heide- en stuifzandbebouwingen).

Het aandeel woeste grond (heide, schraalland) ten opzichte van bouwland is in Zuid-Limburg veel kleiner dan op de hogere zandgronden. De heidetoponiemen liggen vooral op de plateaus in het noordelijk (op maasterras) en zuidoostelijk (op vuursteeneluvium) deelgebied en op de plateauranden in het centraal deelgebied (Hillegers, 1989; Van de Westeringh, 1980). Als belangrijkste functie gold schaapsweide. In tegenstelling tot de hogere zandgronden was plaggensteken nauwelijks aan de orde. Voor de mestbereiding werd stro gebruikt dat in Zuid-Limburg in grote hoeveelheden beschikbaar was (Jansen & Van de Westeringh, 1983; Buis, 1985: 183). Het geringe oppervlak beweidbare grond per eenheid vee zou hebben geleid tot een hoge graasdruk in het bos (Buis, 1985: 180) en bosbeweiding door runderen zou in de grotere bossen tot in het begin van de 20^{ste} eeuw gebruikelijk zijn geweest, door schaapskudden tot ca. 1950 (Hillegers, 1989). Historische bronnen zijn echter schaars.

Het gebruik van de Zuid-Limburgse bossen omstreeks 1800 verschilt op hoofdlijnen niet van dat op de hogere zandgronden: vrijwel alle bos werd als hakhout beheerd en de kwaliteit van het hakhout nam zienderogen af door overbeweiding, overmatige kap en houtroof. Ook in Zuid-Limburg leverde bos trouwens meer dan alleen houtproducten: men liet er schapen en koeien grazen, verzamelde er eikenschors voor de leerlooierijen en hield er bijen voor de honing.

Hakhout wordt vaak beschouwd als een gedegenererde vorm van bos, waarbij een dicht, opgaand bos als referentie dient. Dit is niet juist. Hakhout is een vorm van landgebruik die optimaal tegemoet kwam aan de grote en continue vraag naar kleine (dunne) sortimenten hout tot diep in de 19^{de} eeuw. Hakhout is praktisch niet te combineren met opgaand bos (Rackham, 2003, 2006). De typische vorm van middenbos als hakhout met verspreide zware opgaande bomen van bijvoorbeeld Zoete kers (*Prunus avium*), kwam waarschijnlijk weinig voor in Zuid-Limburg. De overstaanders werden zelden ouder dan 20 tot 30 jaar (Van Westreenen, 1989).

De wijze van exploitatie van het hakhout met een kapcyclus van ca. 10 jaar is uitvoerig gedocumenteerd in bosbouwkundige geschriften uit de 19de en begin 20ste eeuw (o.a. Boer, 1857; zie ook Harmer, 1995, Den Ouden *et al.*, 2007). In hoeverre het voorgeschreven plantverband en de beoogde exploitatie daadwerkelijk werden bereikt en uitgevoerd is echter lastig te achterhalen. In de Zuid-Limburgse hellingbossen was geen sprake van een voorgeschreven plantverband en beoogde exploitatie. Hier werd waarschijnlijk vooral van de natuurlijke regeneratie van de houtgewassen gebruik gemaakt om het hakhout in stand te houden. Beoogde overstaanders werden uit zaailingen opgekweekt en ingeplant of als spaartelgen omgevormd uit hakhout (Koks & Leersnijder, 1984, De Kroon, 1986, Kelderman, 1990). Kapcycli liepen uiteen afhankelijk van het sortiment waarbij ook struikvormige soorten zoals Hazelaar (*Corylus avellana*) betrokken werden. Hoe dan ook was er sprake van grote plaatselijke verschillen en verschillen in de tijd, afhankelijk van de markt (Van Westreenen 1989). De hakhoutcultuur heeft in Zuid-Limburg na WO II vrijwel opgehouden te bestaan als gevolg van landbouwkundige en industriële ontwikkelingen. Begin jaren 1950 is nog hakhout afgezet voor de mijnbouw (Van

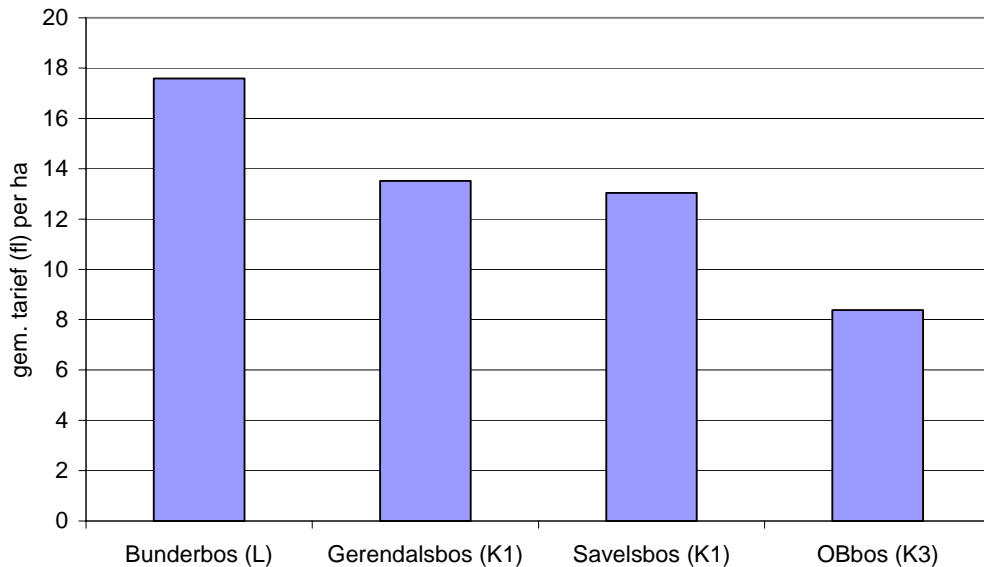
Westreenen, 1989). Op de hogere zandgronden was de hakhoutcultuur al eerder gestaakt mede door omvorming van hakhout naar dennenbos.

Ondanks de specifieke ontginningshistorie van Zuid-Limburg zijn er in deze regio slechts weinig primaire bronnen van boshistorisch onderzoek beschikbaar in deze regio (Van Westreenen, 1989 en referenties hierin; Bouwma, 1993; Schoonderwoerd & Nyssen, 1999). Een weinig gebruikte bron van informatie wordt gevormd door de eerste kadastrale gegevens van ca. 1840. Voor historisch-ecologisch onderzoek is hierbij vooral van belang dat van elk perceel het 'soort van eigendom' is ingedeeld in kwaliteitsklassen, gekoppeld aan belastingtarieven (Clerkx & Bijlsma, 2003; Bijlsma, 2004, 2007). Relatief productief, goed onderhouden bos werd ingedeeld in klasse 1, sterk gedegradeerd, heideachtig bos in klasse 3 of zelfs 4 of 5. Deze indeling en bijbehorende tarieven zijn gemeentespecifiek. Ook perceelgrootteverdeling en eigendomsverhoudingen (groot grondbezit, kleine particulieren, gemeente) geven informatie over het bosgebruik in de eerste helft van de 19^{de} eeuw. In het kader van het voorliggende preadvies is deze bron oriënterend onderzocht voor enkele boscomplexen in het noordelijk en centraal deelgebied incl. hellingtype K3 dat veel gemeen heeft met het zuidoostelijk deelgebied (hellingtype V).

In tabel 2.3 staan de tarieven van de gemeenten waartoe (grote delen) van het Bunderboscomplex, Gerendalsbos, Savelsboscomplex en Onderste en Bovenste Bos behoren. Hieruit blijkt dat de bosklassen ten opzichte van schaapsweide zeer verschillende werden geïnterpreteerd. Bos klasse 2 in St.Geertruid bracht hetzelfde op als schaapsweide in Eijsden. De kwaliteit zal navenant zijn geweest. Een vergelijking van de kwaliteit van de bosgebieden op grond van de toegepaste tarieven is weergegeven in figuur 2.7. Het aanzienlijke verschil in kwaliteit tussen het noordelijke deelgebied (Bunderboscomplex) en het aan het zuidoostelijk deelgebied grenzende Onderste en Bovenste Bos is evident, waarbij het centrale deelgebied (hellingtype K1) een tussenpositie inneemt.

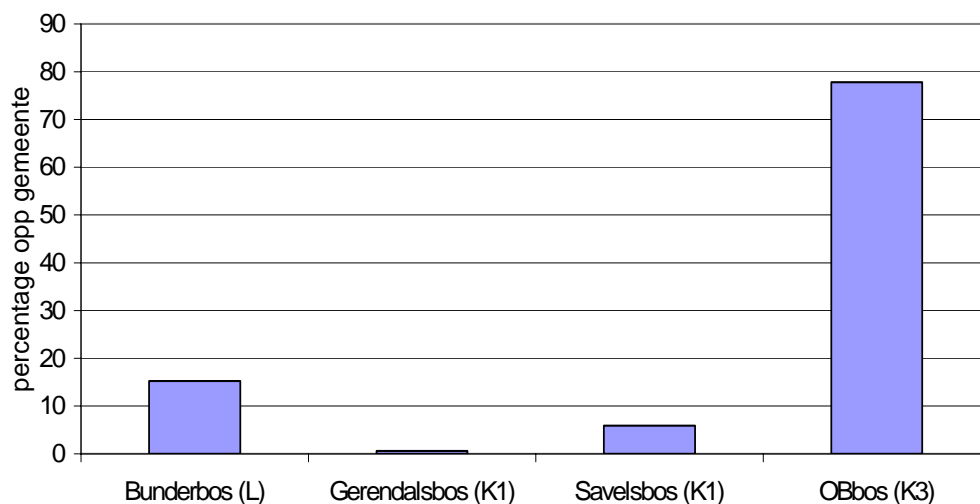
Tabel 2.3 Belastingtarieven (in guldens per ha) voor bos, struwelen en schaapsweide in enkele Zuid-Limburgse gemeenten, toegepast op de eerste kadastrale opmeting rond ca. 1840. Hellingtype: zie paragraaf 2.3.

hellingtype	L		K1	K1				K3
bosgebied	Bunderbos complex		Gerendalsbos	Savelsboscomplex				Onderste en Bovenste Bos
gemeente	Bunde	Geulle	Strucht	Eijsden	St.Geertruid	Rijckholt	Gronsveld	Wittern
soort eigendom								
bos 1	20	22	17	25	15	15	17	18
bos 2	10	15	10	17	5	12	12	12
bos 3		10	5					6
dennenbos 1	15							
struwelen			2	5				
schaapsweide		3	2	3			3	1.5



Figuur 2.7. Gemiddeld belastingtarief (in guldens per ha) volgens de eerste kadastrale opmeting (ca. 1840) voor de bosgebieden Bunderboscomplex, Gerendalsbos, Savelsboscomplex en Onderste en Bovenste Bos bepaald voor percelen bos, struwelen en schaapsweide die nu bos zijn.

Een andere indicatie voor de kwaliteit van het bos rond 1840 is het aandeel dat in eigendom is van de gemeente. Op vruchtbare bodem is naar verwachting het aandeel gemeenschappelijke grond klein en hooguit aanwezig in de vorm van schaapsweide of hooiland. Figuur 2.8 laat zien dat in het noordelijk en centraal deelgebied het aandeel gemeentegrond hooguit 15% is; in het Onderste en Bovenste Bos is dit ruim 75%.



Figuur 2.8. Aandeel oppervlak in eigendom van de gemeente volgens de eerste kadastrale opmeting (ca. 1840) voor de bosgebieden Bunderboscomplex, Gerendalsbos, Savelsboscomplex en Onderste en Bovenste Bos bepaald voor percelen bos, struwelen en schaapsweide die nu bos zijn.

Een nadere analyse van het kadastrale materiaal voor de belangrijkste hellingbossen is gewenst onder meer voor eigendomsverhoudingen (grootgrondbezit, kleine particulieren, gemeentegrond), perceelgrootte en kwaliteit. Deze analyse zou moeten leiden tot een beter inzicht in de variatie in historisch landgebruik.

Tabel 2.4 Kenmerken van verstoringregimes in het historische en huidige bos, voorzover van belang voor de Zuid-Limburgse hellingbossen. Grootte en frequentie van verstoringen zijn schattingen. Het (veronderstelde) belang van de regimes is globaal aangegeven voor de tijdvakken rond 1850, 1900, 1950 en 2000: 0 nauwelijks van belang; + gering oppervlak; ++ groot oppervlak.

regime	grootte van verstoring (ha)	frequentie van verstoring	1850	1900	1950	2000	opmerkingen
hakhoutcultuur	5-10	1x per 4-15 jaar	++	++	+	+	maximale perceelgroottes hakhout in boscomplexen vermeld in tabel 3: 5-6,5 ha (Savelsboscomplex), 8,1-10,3 ha (Bunderboscomplex); 11,5 (Gerendalsbos) en 14,8 (Onderste en Bovenste Bos); hakcyclus variabel en gedifferentieerd naar zwaar en licht hakhout (Van Westreenen 1989); bijkomend bosgebruik (o.a. Kelderman 1990), o.a. verwijderen Klimop en Bosrank, tussentijds oogsten van bonenstaken en zaailingen
beweiding schapen	>10	1-2x per jaar	++	+	0	0	Hillegers (1989)
winning grind & mergel, uitgraven van hakhoutstoven	<1	1x per jaar	+	+	0	0	Schoonderwoerd & Nyssen (1999)
verzamelen dood hout	>10	1x per week/maand	++	++	+	0	
infrastructuur/verstoring bermen	>10	1x per week/maand	++	++	+	+	gekoppeld aan onderhoud hakhoutcultuur; met paarden/voertuigen/karren die ook in het landbouwbedrijf werden gebruikt
plantagebos/dunning	1-2	1x per 10 jaar	0	0	0	+	vooral naaldhoutexoten: Picea, Larix, Pseudotsuga
plantagebos/kaalkap	1-2	1x per 50-80 jaar	0	0	0	+	vooral naaldhoutexoten: Picea, Larix, Pseudotsuga
erosie	<1		+	+	+	0	vooral (nog) grubben
natuurlijke begrazing	1-2	dagelijks	+	0	0	++	reeën (zie kaartjes voor perioden vanaf 1850 in Broekhuizen <i>et al.</i> 1992); PM zwijnen in zuidoostelijk deelgebied
windworp	<1	1x per 5-10 jaar	0	0	0	+	structureel in hellingtypen K3 en V (vuursteeneluvium); incidenteel in L; verschilt in K1 afhankelijk van bosbeheer in het verleden en de hellingshoek
dassen/zwijnen	<1	1x per week/maand	0	0	0	+	graafactiviteiten, vaak in bermen

2.5.2 Beheer en natuurlijke verstoringsregimes

Voor het begrijpen van veranderingen in de flora en vegetatie van hellingbossen is kennis nodig van plantstrategieën ten aanzien van vestiging en uitbreiding en van historische en huidige verstoringsregimes (zie paragraaf 3.2).

Een belangrijk deel van de huidige diversiteit en natuurwaarde in hellingbossen heeft waarschijnlijk geprofiteerd van eeuwenlange hakhoutcultuur. Ook andere historische gebruiksvormen hebben bijgedragen aan de dynamiek van de bosgroeiplaats, zoals kleinschalige grind- en mergelwinning en beweiding. Ook erosie zal een rol hebben gespeeld. Ten opzichte van dit historische bos (van rond 1840) is de dynamiek in het huidige hellingbos sterk afgenomen en verschoven naar natuurlijke verstoringsregimes door natuurlijke sterfte en windworp met meer dood hout en wortelkluiten tot gevolg. Door het dichter en hoger worden van het bos is ook de strooiseltoevoer sterk toegenomen. In het zuidoostelijk deelgebied is na 1950 veel hakhout omgevormd naar naaldhout (vooral spar) met een eigen beheerregime van dunningen en eindkap.

Verstoringsregimes kunnen in eerste instantie worden gekarakteriseerd naar grootte (intensiteit) en frequentie, in tweede instantie ook naar ruimtelijk patroon (Spies & Turner 1999). In tabel 2.4 zijn belangrijke historische en huidige dynamische processen in hellingbossen geordend naar deze kenmerken.

In Oost-Engeland waren de hakhoutcycli in de Middeleeuwen kort, eens per 4-8 jaar. Ongeveer 20% van het bos had een langere omloop. Vanaf de 16de tot de 18de eeuw lagen de meeste cycli tussen de 10 en 20 jaar; cycli kleiner dan 6 jaar kwamen niet meer voor. Na 1850 ligt de gemiddelde rotatie op 14-15 jaar; de rotaties kleiner dan 10 jaar verdwijnen en ook de zeer lange rotaties nemen af. Deze veranderingen lijken deels gestuurd door de markt en mogelijk ook door uitputting van de bosbodem (Rackham, 2003).

Op de hogere zandgronden in Nederland werden voor eikenhakhout in de 17de-19de eeuw omlopen toegepast van 7-10 jaar met als belangrijkste producten schors (eek) en brandhout (Den Ouden *et al.*, 2007). De omloop werd sterk bepaald door de bodemvruchtbaarheid. Uit de bij de eerste kadastrale opname van de gemeente Apeldoorn gebruikte voorbeeldpercelen blijkt dat het beste bos in tariefklasse 1 om de 9-10 jaar werd gehakt; bos in tariefklassen 2 en 3 om de 10 jaar; bos in tariefklasse 4 om de 12-15 jaar en het slechtste bos in tariefklasse 5 ("geheel met heide doormengde kreupelbosschen") om de 15 jaar "en als dan een nietig product opleveren" (Clerkx & Bijlsma, 2003; Bijlsma, ongepubl.).

In de Zuid-Limburgse hellingbossen werd tot in de vijftiger jaren van de vorige eeuw een hakhoutbeheer gevoerd (Van Westreenen, 1989). In de omgeving van Valkenburg was tot het einde van de veertiger jaren de omlooptijd nog 7-11 jaar (Kelderman, 1990). De minimale omlooptijd van zeven jaar was nodig om rendabel te kunnen kappen. Wachtte men langer dan elf jaar dan werd het hout te dik om met de hand te kunnen kappen en nam de kans op dood en rot hout toe. Tussen twee kapbeurten werden de overstaanders verzorgd door zijtakken te snoeien en door Bosrank (*Clematis vitalba*) en Klimop (*Hedera helix*) te verwijderen (Kelderman, 1990, mond. med. Weerts 1996). Ook werden bonenstaken verzameld van hazelaarstobben, zaailingen van o.a. Meidoorn (*Crateagus*) en Haagbeuk voor herstel van hagen en werd er na elke storm hout gesprokkeld.

Het was in Zuid-Limburg gebruikelijk dat de eigenaar van het bos, gewoonlijk de gemeente of een kasteelheer, het bos in percelen indeelde en als hakhout verpachtte aan de dorpsbewoners (Kelderman 1990, mond. med. Weerts 1996). Met de hele familie trok men erop uit om het takhout te verzamelen, samen te binden en met paard en wagen uit het bos af te voeren. De overstaanders werden gespaard en waren voor de eigenaar van het bos. Ook Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), Kurkiep (*Ulmus Minor*) en Mispel (*Mespilus germanica*) werden wel gespaard, voor soortspecifieke

doeleinden. Na een kapbeurt zag het hakhoutperceel er kaal en schoon uit, omdat het takhout tot en met de kleinste restjes werd verzameld.

2.5.3 Beheer sinds 1950

Het hakhoutbeheer raakte in de loop van de jaren 1940-1950 in onbruik doordat veel producten uit het bos overbodig werden. Zo werd takhout bijvoorbeeld als brandstof vervangen door kolen, olie en gas. Tot in de vijftiger jaren werd nog relatief veel hout geoogst voor de mijnen, maar daarna is het hakhoutbeheer vrijwel overal gestaakt (De Kroon, 1986, Van Westreenen, 1989). In een aantal bossen is het hakhout vervolgens actief omgevormd tot opgaand loof- en naaldbos. Zo is door Staatsbosbeheer in het Savelsboscomplex en in het Wagelerbos loofbos aangeplant volgens de Diemont-methode (Maes, 1993). Hierbij werden op basis van een plantensociologische kaart van het gebied houtgewassen aangeplant waarvan gedacht werd dat zij onderdeel uitmaakten van het "van nature thuishorende" bostype (Van Zwam, 1973). Behalve hakhoutbossen zijn ook een aantal graslanden en struwelen op steile hellingen ingeplant met houtgewassen. Het areaal opgaand bos is daardoor in korte tijd sterk toegenomen in Zuid-Limburg. De verstoring door menselijke activiteiten is sindsdien zeer gering geweest in de meeste hellingbossen. Het bos kreeg vooral een recreatieve functie. Anderzijds is de begrazing door reeën sterk toegenomen (zie kaartjes voor perioden vanaf 1850 in Broekhuizen *et al.*, 1992).

In deze opgaande bossen hebben zich vervolgens een aantal processen afgespeeld die geleid hebben tot een sterke afname van de biodiversiteit (De Kroon, 1986, De Beaufort & Bossenbroek, 1991). Door het uitblijven van het cyclisch kapbeheer is de dynamiek weggevallen die kenmerkend was voor hakhoutbossen. Dit wordt niet gecompenseerd door natuurlijke dynamiek of andere vormen van bosbeheer dan hakhout. Ten opzichte van bossen met een natuurlijke vegetatiestructuur is de dynamiek in het kronendak nog gering. Allerlei karakteristieke planten in de ondergroei van deze qua structuur jonge en uniforme bossen hebben zich niet kunnen handhaven door lichtgebrek, terwijl daarnaast strooiselophoping en wellicht ook stikstofdepositie een belangrijke rol spelen bij hun verdwijning (Cortenraad & Mulder, 1989, Bossenbroek, 1989).

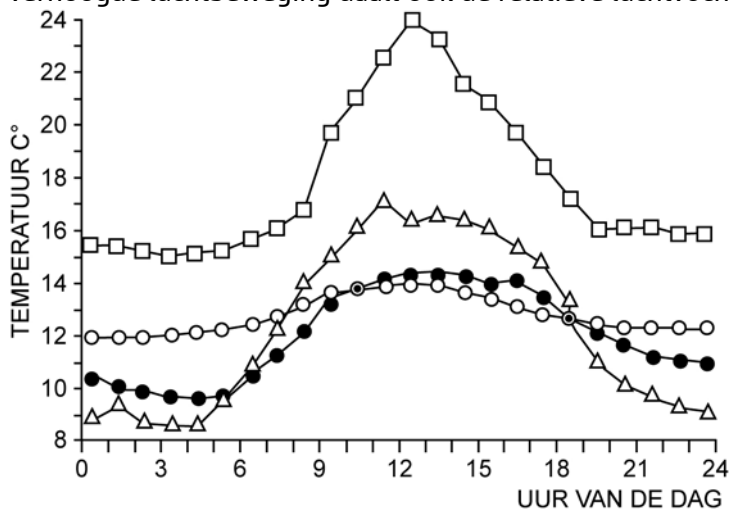
Om het tij te keren voor de karakteristieke flora en fauna van de Zuid-Limburgse hellingbossen, zijn door terreinbeherende instanties als Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en het Limburgs Landschap beheermaatregelen uitgevoerd op een aantal boslocaties met een hoge natuurwaarde. Met dergelijke maatregelen is al in zeventiger jaren van de vorige eeuw begonnen (De Kroon, 1986). In de begintijd was er vooral sprake van maatregelen die een sterk experimenteel karakter hadden. Het betrof hier herintroductie van het hakhoutbeheer, begrazingsproeven, strooiselroof, het verwijderen van Klimop en bosrandbeheer. De laatste jaren wordt door Natuurmonumenten echter weer structureel hakhoutbeheer uitgevoerd in de bossen rond Oud-Valkenburg (Eichhorn & Eichhorn, 2007), terwijl bosrandbeheer een voorname plaats heeft ingenomen in de bossen van Staatsbosbeheer. In sommige bossen is naaldhout verwijderd om een meer natuurlijke soortensamenstelling van de boomlaag te bewerkstelligen. Voor een evaluatie van de genoemde beheermaatregelen wordt verwezen naar hoofdstuk 5.

2.6 Licht, nutriënten en kapcycli

2.6.1 Licht en temperatuur

De floristische rijkdom van hakhout en middenbos wordt in het algemeen in verband gebracht met de grote verscheidenheid in vegetatiestructuur en microklimaat. Het kappen van de bomen in een middenbos heeft een sterk verhoogde lichtinval in het systeem tot gevolg. De lichtintensiteit in een hakhout- of middenbos is tijdens de schaduwfase ca. 3-5 % ten opzichte van het volle daglicht en deze neemt toe tot ongeveer 100% vlak na het kappen (Buckley, 1992). Deze tijdelijke en steeds terugkerende afwisseling van licht en beschaduwing is een belangrijk kenmerk in de

abiotiek van alle hakhoutbossen. Direct na het kappen neemt de hoeveelheid licht dus sterk toe, van diepe schaduw tot bijna vol daglicht. Naarmate de hakhoutstobben opnieuw uitlopen, daalt de lichtintensiteit opnieuw tot geleidelijk weer de schaduwfaze intreedt (meestal na 4 tot 6 jaar) (Pons, 1983). De periodiek grotere lichtinval is de hoofdverantwoordelijke voor de cyclische veranderingen die zich afspelen in de ondergroei van het bos. Door het kappen veranderen, naast de instraling, ook de temperatuur, de vochtigheid van de lucht en de wind. Lucht- en bodemtemperaturen nemen op de kapvlakte aanzienlijk toe. 's Nachts en in de winter is het dan weer een stuk kouder in de kapvlakte dan in het gesloten middenbos. Het verloop van de temperatuur tijdens het vegetatiesseizoen in de bovenste bodemlaag op verschillende momenten van de kapcyclus is gegeven in figuur 2.9. In het eerste jaar na kap zijn de bodemtemperaturen duidelijk hoger dan in de schaduwfaze: op de middag bedraagt dit verschil ongeveer 10°C; wanneer de kruidlaag zich weer ontwikkeld heeft in het tweede tot derde seizoen na het kappen, valt het temperatuurverschil terug tot ongeveer 3°C. Samen met de opwarming en de verhoogde luchtbeweging daalt ook de relatieve luchtvochtigheid.



Figuur 2.9. Het verloop van de bodemtemperatuur (1 cm diepte) tijdens de kapcyclus in vierpercelen in Foxley Wood (Engeland) (Ash & Barkham, 1976). Symbolen: open vierkantjes: 0-1 jaar na kappen van hakhout; driehoekjes: 2-3 jaar na kappen (onder kruidlaag); dichte rondjes: 10-11 jaar na kappen (onder kruidlaag) & open rondjes 32-33 jaar na kappen.

2.6.2 Nutriënten

Het (cyclisch) hakken in middenbos kan de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem sterk beïnvloeden. Aangezien de bodemtemperatuur na hakken toeneemt (zie eerder) is te verwachten dat daarmee de mineralisatie (inclusief nitrificatie) versneld wordt (bijv. Bormann & Likens, 1979). De afbraak van dood organisch materiaal en de voor de planten beschikbare nutriënten nemen dan toe. De meeste zgn. kapvlakteplanten maken van deze tijdelijk verhoogde beschikbaarheid aan voedingsstoffen gebruik om zich op zeer korte tijd soms massaal te ontwikkelen. Dit zijn vooral soorten met een hoge reproductie die zich vestigen na windverspreiding. Anderzijds regenereren veel soorten uit een langlevende zaadbank (zie 2.6.3, 3.2 en tabel 3.3). Landschapsecologisch onderzoek in Noord Amerika heeft duidelijk laten zien dat vooral nitraat maar ook kationen als calcium in hoge mate kunnen uitspoelen 1-2 jaar na kaalkap. De decompositiesnelheid zal geleidelijk afnemen tot een bepaald niveau, als het hakhout vervolgens weer dichtgroeit. Deze situatie blijft dan gehandhaafd tot er weer gekapt wordt. Deze steeds terugkerende cyclus, samen met de periodieke afvoer van nutriënten na kap, karakteriseert de nutriëntenkringloop van een hakhoutstelsel: verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid direct na kappen, die daarna weer stabiliseert op een relatief laag niveau, afhankelijk van de aanwezige bodemsamenstelling (De Kroon, 1986). Als actief hakhout- of middenbosbeheer wordt gestaakt wordt deze cyclus doorbroken en zal naar verwachting de afbraak van

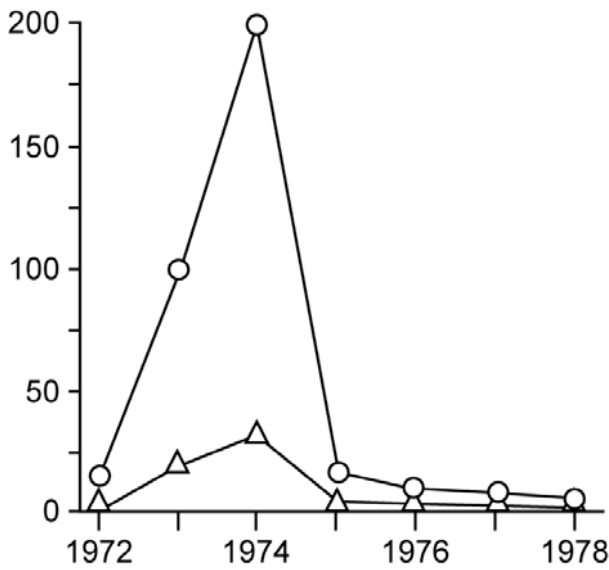
organisch materiaal zich vrij snel stabiliseren op een relatief laag niveau. Wel gaat de productie van blad- en wortelstrooisel onverminderd door en vindt er geen grote afvoer van nutriënten meer plaats. Het gecombineerde resultaat is, tenminste in bodems met lage decompositie, dat er strooisel en humus accumuleert. Op de zuurdere delen van de hellingbossen zal dit na stoppen van de hakcyclus zeker optreden, maar het is de vraag of een dergelijke accumulatie ook zal plaatsvinden in kalkrijke bodems. Het bladstrooisel is op deze delen meestal binnen enkele maanden grotendeels verteerd en de strooisellaag dun. De kenmerkende humusvorm is mull. Ondanks deze algemene constatering zijn er toch aanwijzingen die duiden op een toename van de dikte van de strooisellaag in kalkrijke Zuid-Limburgse hellingbossen na het staken van hakhoutbeheer in de jaren 1940/1950 (De Kroon, 1986). Er zijn echter helaas geen exacte gegevens bekend van de hoeveelheid organisch materiaal en de nutriëntenconcentraties in de bodem terwijl de Zuid-Limburgse hellingbossen nog in hakhoutbeheer waren, om deze veronderstelling (accumulatie van organisch materiaal en hogere nutriëntengehaltes) te verifiëren. Naast de veronderstelde wijziging van de nutriëntenbalans kunnen ook externe factoren verantwoordelijk zijn voor een toename van de voedselrijkdom in hellingbossen. De aanvoer van N-verbindingen uit de atmosfeer en toevoer (inwaaien, inspoelen) van meststoffen uit de aangrenzende landbouwgronden kunnen hiervoor verantwoordelijk zijn (zie hoofdstuk 4).

2.6.3 Hakhoutabiotiek en vegetatie

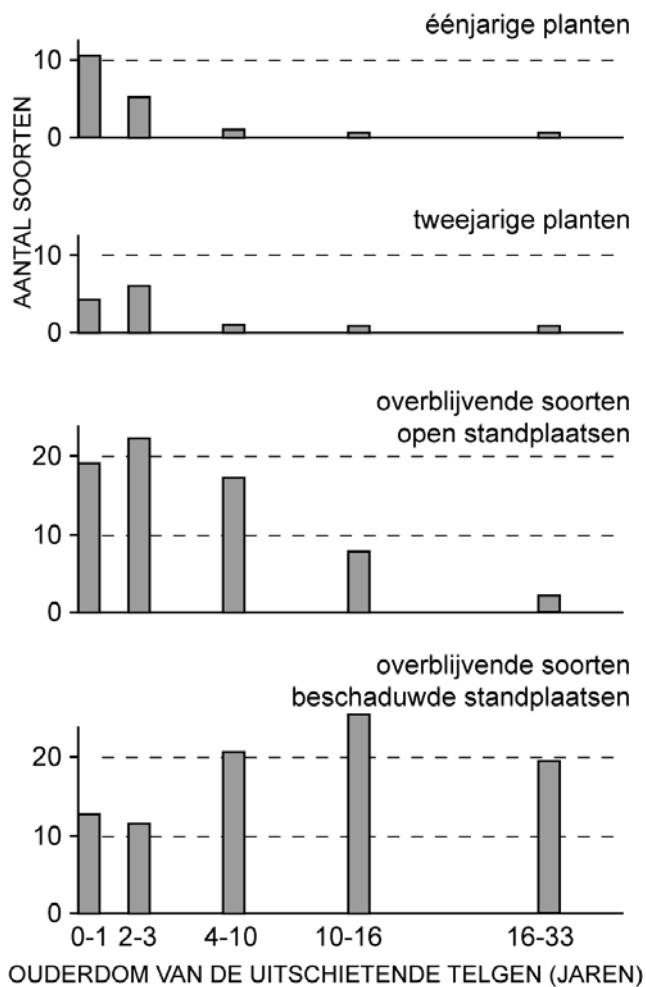
Door de regelmatige hakcyclus met zijn wisselende abiotische omstandigheden (licht, nutriënten) hebben hakhout- en middenbossen een kenmerkende afwisseling tijdens de cyclus van plantensoorten die sterk verschillen in regeneratieve strategie (zie schema in figuur 3.1). Direct na het afzetten zijn de lichthoeveelheden hoog, terwijl er ook meer nutriënten beschikbaar zijn. Hierdoor vestigt zich in eerste instantie een groot aantal snelgroeiende, lichtminnende soorten ("ruigtekruiden"), deels van buiten het bosperceel (windverspreiders; "kapvlaktesoorten") en deels uit de zaadbank. Tegelijkertijd regeneert uit de zaadbank een groot aantal minder snel groeiende soorten dat zich slecht over grotere afstand kan verspreiden. Dit zijn de typische zaadbanksoorten, zoals Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*), Bleke zegge (*Carex pallescens*) en Ruige veldbies (*Luzula pilosa*) die bloeien en vruchtzetten voordat ruigtekruiden tot dominantie komen. Met de langlevende zaadvoorraad overleven deze soorten de schaduwfase. Door de bodemverstoring tijdens het kappen krijgen veel zaden een lichtpuls waardoor ze tot kieming worden aangezet (Pons, 1983). In tegenstelling tot de ruigtekruiden komt deze categorie van zaadbanksoorten ook veel voor langs bospaden, waar frequente verstoringen door betreding en berijding de voorwaarden leveren voor (her)vestiging. Ook zaailingen van struik- of boomsoorten kunnen zich plaatselijk massaal vestigen (De Kroon, 1986, Eichhorn & Eichhorn, 2007). Normaal gesproken blijven deze hakhoutsoorten slechts enkele jaren aanwezig waarna ze verdwijnen door toenemende overschaduwing door het snelle uitlopen van de stobben. Dan treedt een fase in waarin de voorjaarsflora de periode in het jaar met de grootste lichtintensiteit exploiteert. Vooral in het tweede en derde seizoen na het kappen kunnen middenbossen zeer kleurig zijn en rijk aan bloei van kenmerkende plantensoorten. Dit kan geïllustreerd worden met de toename van de bloei van de slanke sleutelbloem (*Primula elatior*) na kappen (Figuur 2.10).

Naast voorjaarsbloeiers, ruigtekruiden en zaadbanksoorten kunnen ook schaduwtolerante plantensoorten zich in het middenbos met hakhoutbeheer handhaven. Zij komen gedurende de gehele cyclus voor maar de meeste worden in hun dominantie beperkt door het wisselende lichtklimaat en de concurrentie met kapvlatteplanten direct na kappen. (o.a. Packham & Harding 1982). Schaduwsoorten onderscheiden zich door hun aanpassingen aan (zeer) lage lichtintensiteiten (dunne, vlakstaande bladeren, altijdgroen, kenmerkende fotosynthesefysiologie), maar kunnen vaak ook snel groeien bij hoge lichtintensiteiten (Pons 1983). Als de hak achterwege blijft in traditioneel middenbos, kunnen deze schaduwsoorten (o.a. Klimop *Hedera helix*; Overblijvend bingelkruid *Mercurialis perennis*) gaan overheersen en zo op lange termijn een deel van de kenmerkende voorjaarsflora verdringen. Een

overzicht van de veranderingen in aantal soorten per groep van juist besproken planten na kappen is gegeven in figuur 2.11



Figuur 2.10 Reactie van de Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*) na kappen in Hayley wood (Engeland). Er is gekapt in de winter van 1971-72. circels: aantal bloemen; driehoekjes: bloeiwijzes (naar Rackham, 1980).



Figuur 2.11. De reactie van verschillende plantengroepen op het kappen van hakhout in Engelse bossen (naar Hermy & Vandekerckhove 2004).

3 Natuurwaarden van hellingbossen

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk is een overzicht opgesteld van de natuurwaarden van hellingboscomplexen in Zuid-Limburg (**Hoofdstuk 3**). Dit is gebeurd per groep van organismen, waarbij achtereenvolgend vaatplanten, mossen, paddenstoelen, zoogdieren, vogels, amfibieën, vlinders en overige evertelaten besproken worden.

3.2 Vaatplanten

Een groot aantal vaatplanten heeft in Nederland qua aantal vindplaatsen of dominantie een zwaartepunt van voorkomen in Zuid-Limburg en zijn in deze regio vrijwel beperkt tot hellingboscomplexen (Figuur 3.1). In tabel 3.1 zijn deze soorten toegekend aan hellingtypen en vegetatietypen. Soorten die optimaal voorkomen in de marjoleinklasse (*Trifolio-Geranietea sanguinei*) zijn niet opgenomen vanwege de sterke relatie met graslanden. Maar liefst 37 Rodelijstsoorten blijken hun hoofdverspreiding te hebben in de hellingbossen van Zuid-Limburg. Hierbij dient opgemerkt te worden dat nog vier andere soorten als wilde plant ernstig bedreigd zijn en bovendien grotendeels of geheel beperkt zijn tot deze bossen (Eichhorn 2007): Wilde akelei (*Aquilegia vulgaris*), Prachtklokje (*Campanula persicifolia*), Ille kroopaar (*Dactylis polygama*) en Gevekt longkruid (*Pulmonaria officinalis*). Hoe sterk de karakteristieke flora van de hellingbossen in zijn voortbestaan wordt bedreigd blijkt uit het feit dat maar liefst vijf soorten uit de tabel als wilde plant inmiddels reeds geheel verdwenen lijken te zijn: Wit bosvogeltje (*Cephalanthera longifolia*), Rood bosvogeltje (*Cephalanthera rubra*), Bleke schubwortel (*Lathraea squamaria*), Bosboterbloem (*Ranunculus polyanthemus* subsp. *nemorosum*) en Witte engbloem (*Vincetoxicum hirundunaria*) (Eichhorn 2007). Van vier andere soorten kan worden gesteld dat zij momenteel met uitsterven worden bedreigd: Wolfskers (*Atropa belladonna*), Prachtklokje (*Campanula persicifolia*), Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*) en Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*). Vier andere soorten zijn beperkt tot slechts één natuurlijke groeiplaats waar de aantallen min of meer stabiel zijn: Bosdravik (*Bromopsis ramosa* subsp. *benekenii*), Amandelwolfsmelk (*Euphorbia amygdaloides*), Klimopbremraap (*Orobancha hederae*) en Kranssalomonszegel (*Polygonatum verticillatum*).

De zoomplanten van het Heuvelland kunnen nader worden gekarakteriseerd volgens tabel 3.2. Al deze soorten kwamen vroeger ook in het bos voor dankzij de hakhoutcultuur. De typische zoomsoorten in het huidige landschap (tabel 3.2 groep 1) zijn teruggedrongen tot bosranden, kalkrotten en bermen, terwijl veel soorten uit groep 2 kwijnen in de bossen en/of optimaal in (kalk-)graslanden voorkomen. Waar beheermaatregelen zijn uitgevoerd, worden deze soorten vaak weer teruggevonden in het bos omdat de typische zoomsoorten zich hervestigen vanuit de zaadvoorraad en bij de meer schaduwtolerante soorten vegetatieve planten weer tot bloei komen (zie ook 3.2.2). Nog schaduwtolerantere soorten als Witte veldbies (*Luzula luzuloides*) Grote veldbies (*Luzula sylvatica*), Christoffelkruid (*Actaea spicata*), Eenbes (*Paris quadrifolia*) en Heelkruid (*Sanicula europaea*) zijn typische bosplanten en zijn minder achteruit gegaan.



Figuur 3.1 Slanke sleutelbloem (*Primula veris*) en Speenkruid (*Ficaria verna*) zijn twee voorjaarsplanten die in veel Zuid-Limburgse hellingbossen nog aanwezig zijn (foto: K. Eichhorn).

Tabel 3.2 Overzicht van zoomplanten van hellingboscomplexen, gerangschikt naar ecologische groep; soorten uit de Marjoleinklasse staan tussen haakjes (deze soorten zijn niet opgenomen in tabel 3.1)

1	Typische zoomplanten
1a	Soorten met een sterke binding aan kalkrijke bodems <i>Hypericum montanum</i> , (<i>Lithospermum officinale</i>), <i>Aquilegia vulgaris</i> , <i>Atropa belladonna</i> , (<i>Arabis hirsuta</i> s.l.), <i>Vincetoxicum hirundunaria</i> , <i>Ophrys insectifera</i> , (<i>Clinopodium vulgare</i>), <i>Campanula trachelium</i> , <i>Carex divulsa</i> s.l., (<i>Lathyrus sylvestris</i>), (<i>Astragalus glycyphyllos</i>)
1b	Soorten die vooral voorkomen op de overgang van kalk naar lössbodems <i>Lathyrus linifolius</i> , <i>Hieracium murorum</i> , <i>Ranunculus polyanthemos</i> ssp. <i>nemorosus</i> , <i>Hypericum hirsutum</i> , <i>Campanula persicifolia</i>
1c	Soorten die vooral op zuurdere (löss)bodems groeien <i>Hypericum pulchrum</i> , <i>Carex pallescens</i>
2	Soorten die schaduwtoleranter zijn en dus minder sterk aan zomen geboden zijn en ook wel dieper het bos in staan
2a	op kalkbodems <i>Orchis purpurea</i> , <i>Neottia nidus-avis</i> , <i>Platanthera montana</i> , <i>Orchis mascula</i> , 3 <i>Cephalanthera</i> -soorten, <i>Bromopsis ramosa</i> s.l., (<i>Viola hirta</i>), <i>Rosa arvensis</i>
2b	op overgangen van kalk naar löss <i>Daphne mezereum</i> , <i>Carex digitata</i>
2c	op zuurdere (löss/colluvium) bodems <i>Narcissus pseudonarcissus</i>

Tabel 3.1 Overzicht van vaatplanten met in Nederland een zwaartepunt van voorkomen in Zuid-Limburg en hier vrijwel beperkt tot hellingboscomplexen. Hellingtype volgens figuur 2.1. De toedeling van soorten naar hellingtype is overwegend gebaseerd op Blink (1997). Ook verdwenen soorten zijn opgenomen Rodelijstcategorie (RL) volgens Van der Meijden *et al.* (2000). Syntaxa volgens De Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.* 1996; Stortelder *et al.* 1999); afkortingen: CF: Carici remotae-Fraxinetum (incl. Pruno-Fraxinetum), EA: Epilobietea angustifolii, FQ: Fago-Quercetum, FU: Fraxino-Ulmetum, GU: Galio-Urticetea, LF: Luzulo-Fagetum, MH: Melampyro-Holcetea, OC: Orchio-Cornetum, SC: Stellario-Carpinetum (all: allietosum, orc: orchietosum, oxa: oxalidetosum, pol: polystichetosum, typ: typicum); *: niet in Blink (1997)

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Hellingtype	RL	Syntaxa
<i>Actaea spicata</i>	Christoffelkruid	K1,K2	KW	OC, SC orc
<i>Adoxa moschatellina</i>	Muskuskruid	L,K,V		CF,FU,OC,SC all+typ
<i>Allium ursinum</i>	Daslook	K1,L		SC all
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	L,K,V		CF,OC,SC oxa+typ
<i>Anemone ranunculoides</i>	Gele anemoon	K1,K2,L		SC all
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Wilde akelei	K1		SC orc
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk	L,K,V		CF,FU,OC,SC all+typ
<i>Asplenium scolopendrium</i>	Tongvaren	K1		SC pol
<i>Atropa bella-donna</i>	Wolfskers	K3,L	KW	GU
<i>Berberis vulgaris</i>	Zuurbes	K1,K2		OC
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Boskortsteel	L,K,V		OC,SC orc+typ
<i>Bromopsis ramosa subsp. benekenii</i>	Bosdravik	K1	BE	OC
<i>Bromopsis ramosa subsp. ramosa</i>	Ruwe dravik	K	EB	OC, EA
<i>Campanula persicifolia</i>	Prachtklokje	K1,K2		SC orc
<i>Campanula trachelium</i>	Ruig klokje	K1,K2,L		OC,SC orc
<i>Carex digitata</i>	Vingerzegge	K1	BE	OC,SC orc
<i>Carex divulsa</i>	Groene bermzegge	K1,L	KW	SC typ
<i>Carex pendula</i>	Hangende zegge	L,K2	GE	CF
<i>Carex strigosa</i>	Slanke zegge	L	KW	CF
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	L,K,V		OC,SC orc+typ
<i>Cephalanthera damasonium</i>	Bleek bosvogeltje	K1,K2,(K3)	KW	OC, SC orc
<i>Cephalanthera longifolia</i>	Wit bosvogeltje	K2	BE	SC orc
* <i>Cephalanthera rubra</i>	Rood bosvogeltje		VN	SC orc
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Verspreidbladig goudveil	L,(V)		CF
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Paarbladig goudveil	L,(V)		CF
<i>Cirsium oleraceum</i>	Moesdistel	L,K2		CF
<i>Clematis vitalba</i>	Bosrank	L,K		OC,SC orc+typ
<i>Cornus mas</i>	Gele kornoelje	K	GE	OC
<i>Crepis paludosa</i>	Moerasstreekzaad	L,(K2,V)	KW	CF
* <i>Dactylis polygama</i>	IJle kroppaar	K,L		SC typ
<i>Daphne mezereum</i>	Rood peperboompje	K1,(K2)	KW	SC orc
<i>Epipactis muelleri</i>	Geelgroene wespenorchis	K1,K2	BE	OC
<i>Equisetum telmateia</i>	Reuzenpaardestaart	L,(K2,V)		CF
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Amandelwolfsmelk	K1	GE	SC
<i>Galium odoratum</i>	Lievelouwebedstro	K,(L)		SC orc+typ
<i>Hieracium murorum</i>	Muurhavikskruid	(L),K,(V)		(SC orc+typ)
<i>Hieracium sabaudum</i>	Boshavikskruid	L,K,V		MH
<i>Hypericum hirsutum</i>	Ruig hertshooi	K1	KW	GU,OC
<i>Hypericum maculatum s.s.</i>	Gevlekt hertshooi	K3,V	BE	MH
<i>Hypericum montanum</i>	Berghertshooi	K1	EB	OC
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Groot springzaad	L,(V)		CF,(SC typ)
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	Gele dovenetel	K,L,V		OC,SC

vervolg

<i>Ligustrum vulgare</i>	Wilde liguster	K1,K2		OC,SC orc
<i>Lathraea squamaria</i>	Bleke schubwortel	K1,V	VN	CF,SC all
<i>Lonicera xylosteum</i>	Rode kamperfoelie	K1		OC
<i>Luzula luzuloides</i>	Witte veldbies	K3,V		LF
<i>Luzula sylvatica</i>	Grote veldbies	K,L,V		LF,(SC typ)
<i>Lysimachia nemorum</i>	Boswederik	L,(K),V		CF,(SC typ)
<i>Melica uniflora</i>	Eenbloemig parelgras	K,(L),V		OC,SC orc+typ
<i>Mercurialis perennis</i>	Bosbingelkruid	K1,K2,(L)		OC,SC all+orc
<i>Mespilus germanica</i>	Mispel	K,V		(FQ),LF
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras	K,L,V		(FQ),LF,OC,SC
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Wilde narcis s.s.	(K3,V)	BE	FQ
<i>Neottia nidus-avis</i>	Vogelnestje	K1,K2	EB	OC,SC or
<i>Neottia ovata</i>	Grote keverorchis	K,L,V	KW	OC,SC orc+typ
<i>Ophrys insectifera</i>	Vliegenorchis	K1,K2	EB	OC
<i>Orchis mascula</i>	Mannetjesorchis	K1,K2	EB	OC, SC orc
<i>Orchis purpurea</i>	Purperorchis	K1,K2	KW	OC, SC orc
<i>Orobanche hederæ</i>	Klimopbremraap	K1	GE	SC orc
<i>Paris quadrifolia</i>	Eenbes	L,K,V	KW	OC, SC (-oxa)
<i>Phyteuma spicatum subsp. nigrum</i>	Zwartblauwe rapunzel	L,K	KW	SC all
<i>Platanthera montana</i>	Bergnachtorchis	K1,K2	KW	OC, SC orc
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranssalomonszegel	V	BE	LF
<i>Polystichum aculeatum</i>	Stijve naaldvaren	K1,(K2,L)	GE	SC pol
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik	K,L,V	KW	OC, SC (-oxa)
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	K,L,V		CF,OC,SC
<i>Primula veris</i>	Gulden sleutelbloem	K		OC,SC orc
<i>Pulmonaria officinalis</i>	Gevlekt longkruid	V		CF,GU
<i>Ranunculus auricomus</i>	Gulden boterbloem	K,(L),V		OC,SC all+orc+typ
<i>Ranunculus polyanthemus subsp. nemorosus</i>	Bosboterbloem	K1,(V)	EB	OC
<i>Rosa arvensis</i>	Bosroos	K,V		OC,SC orc
<i>Sambucus ebulus</i>	Kruidvlier	K1,K2,L	BE	GU
<i>Sanicula europaea</i>	Heelkruid	K1,K2,L	KW	OC, SC orc+pol+typ
<i>Senecio nemorensis</i>	Schaduwkruiskruid	K,L,V		EA,SC (-all)
<i>Stellaria nemorum</i>	Bosmuur	K1,K2,(L)		FU,GU
<i>Veronica montana</i>	Bosereprijs	K,L,V		CF,(SC)
<i>Vinca minor</i>	Kleine maagdenpalm	K,L,V		SC
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	Witte engbloem	K1	KW	OC
<i>Viola reichenbachiana</i>	Donkersporig bosviooltje	K,L,(V)		OC,SC

De snelheid waarmee en de wijze waarop vaatplanten reageren op trendmatige veranderingen en veranderingen in verstoringregime worden sterk bepaald door de levensvorm en de regeneratieve strategie (o.a. Grime 2001; Ozinga *et al.* 2005; Grime *et al.* 2007). De hellingbossen in Zuid-Limburg zijn rijk aan soorten, verdeeld over een diversiteit van levensvormen en -strategieën. Voor het structureren van deze verschillen kan in eerste instantie een schema dienen dat strategieën plaatst ten opzichte van de ruimtelijke en temporele voorspelbaarheid van verstoringen (Figuur 3.2). Een soort zal in veel gevallen over meer dan één regeneratieve strategie beschikken. Zo kunnen bramen zowel vegetatief als via een langlevende zaadbank ontsnappen aan zowel langdurige als tijdelijk ongunstige condities.

Uit figuur 3.2 blijkt waarom de flora van hakhoutbossen op rijke bodem zo rijk is aan soorten en strategieën. Zowel de ruimtelijke als temporele voorspelbaarheid van hakhoutbeheer in een bepaalde regio was groot wat ruimte bood aan windverspreiders en soorten met seizoensregeneratie of met een langlevende zaadbank. Een zuiver vegetatieve strategie komt betrekkelijk weinig voor, dus strategie V is vaak gekoppeld aan S of Bs.



Figuur 3.2. Regeneratieve strategieën bij kruidachtige vaatplanten in relatie tot de ruimtelijke en temporele voorspelbaarheid van verstoringen (naar Grime 2001 fig. 55): windverspreiding (W), vegetatieve uitbreiding (V), seizoensregeneratie (S) en regeneratie vanuit een langlevende zaadbank (Bs). De aanduidingen hakhout vroeg, midden en laat hebben betrekking op stadia van de hakhoutcyclus.

Dit schema kan eenvoudig worden gekoppeld aan ecologische groepen van bosplanten, ingedeeld naar levensvorm en fenologie zoals bijvoorbeeld opgesteld door Rackham (2003, chapter 26). Dit levert een schema volgens tabel 3.3 waarin een aantal belangrijke hellingbossoorten is ondergebracht. Binnen de aldus ontstane groepen is nog sprake van een uiteenlopende mate van schaduwtolerantie. Hierom zijn de in tabel 3.3 opgenomen soortnamen voorzien van het Ellenberg-lichtgetal volgens Hill, Preston & Roy (2004).

De indeling in strategieën volgens tabel 3.3 wordt in hoofdstuk 4 (Aantastingen en bedreigingen) gebruikt om bedreigingen in hellingboscomplexen nader uit te werken voor vaatplanten.

Tabel 3.3 Veel voorkomende (combinaties) van regeneratieve strategieën versus levensvormen voor kruidachtige vaatplanten in hellingbossen. Tussen haakjes per soort: Ellenberg-lichtgetal volgens Hill *et al.* (2004) aangevuld volgens Ellenberg (1991).

- Binnen elke cel van de tabel zijn soorten geordend naar lichtgetal, dus naar afnemende schaduwtolerantie (1: planten in diepe schaduw; 3: schaduwplanten, voorkomend bij minder dan 5%, zelden meer dan 30% licht; 5: half-schaduwplanten; 7: planten van open groeiplaatsen, maar ook wel tijdelijk beschaduwde; 9: planten in open vegetaties, vaak in de volle zon).
- Strategieën naar Grime (2001) en zie fig. 3.1. W: windverspreiding; S: weizoensregeneratie; Bs: langlevende zaadbank; V: vegetatief.
- Levensvormen aangepast naar Rackham (2003).
- Toekenning op grond van database RJB (CPE, ECPE, PLANTATT, BIOBASE e.a. bronnen).

regeneratieve strategie	W	S	Bs	V,S	V,Bs	V
<i>levensvorm/ fenologie</i>						
- overblijvende voorjaarsbloeiers - (begin bloei maand 3-5)	- Hieracium murorum (4) - Listera ovata (6) - Orchis mascula (6)	- Primula elatior (4) - Phyteuma spicatum ssp. nigrum (5) - Ranunculus auricomus (6) - Ranunculus ficaria (Sv) (6)	- Carex strigosa (3) - Carex sylvatica (4) - Euphorbia amygdaloides (4) - Milium effusum (4) - Luzula pilosa (5)	- Anemone ranunculoides (3) - Allium ursinum (4) - Lamiastrum galeobdolon (4) - Melica uniflora (4) - Oxalis acetosella (4) - Sanicula europaea (4) - Viola reichenbachiana (4) - Anemone nemorosa (5) - Ranunculus polyanthemus (6)	- Veronica montana (4) - Potentilla sterilis (5)	- Maianthemum bifolium (3) - Paris quadrifolia (3) - Adoxa moschatellina (4) - Luzula sylvatica (5) - Lysimachia nemorum (5) - Stellaria holostea (5)
- overblijvende zomerbloeiers	- Hieracium sabaudum (5) - Platanthera montana (5) - Polystichum aculeatum (5)	- Poa nemoralis (4) - Bromopsis ramosa (4)	- Campanula trachelium (4) - Rumex sanguineus (5)	- Mercurialis perennis (3) - Brachypodium sylvaticum (6)	- Hypericum hirsutum (6) - Teucrium scorodonia (6) - Rubus fruticosus agg. (6-7)	- Pteridium aquilinum (6) - Rubus fruticosus agg. (5)
- kortlevende soorten (1-2 jarig)	- Cirsium palustre (7)	- Melampyrum pratense (5)	- Geranium robertianum (5) - Cirsium palustre (7)	- Circaea lutetiana (4)	-	-

3.3 Mossen

De meeste mossen zijn door hun geringe grootte en groeivorm aangewezen op habitats die tijdelijk of meer langdurig ongeschikt zijn voor de vestiging van vaatplanten. De voor mossen belangrijke biotopen in hellingboscomplexen overlappen dan ook weinig met die van vaatplanten. Zo is het orchideeënrijke eikenhaagbeukenbos arm aan bodemmossen. Veel mossen zijn afhankelijk van beschutte standplaatsen die relatief veel diffuus licht en weinig direct zonlicht ontvangen, het zgn. open schaduw-klimaat (Stoutjesdijk 1974; Siebel 1993). Dit type habitat doet zich binnen de hellingboscomplexen voor in holle wegen, op N-geëxponeerde boswallen en mergelwanden, in open plekken op N-hellingen in bossen en in de zuidrand van open plekken in plateaubossen. Waar sprake is van het verruigen en dichtgroeien van deze habitats leidt dit tot lichtgebrek, strooiselaccumulatie en verzuring en dus tot het verdwijnen van de betreffende soorten, een proces dat vergelijkbaar slecht uitpakt voor vaatplanten op de bosbodem (Bijlsma & Siebel 2003). Anderzijds leidt spontane bosontwikkeling tot meer dood hout en wortelkluiten, habitats die in de deelgebieden K3 en V een zeer rijke mosflora kennen met montane en subcontinentale elementen, waaronder soorten die in Nederland (vrijwel) alleen hier voorkomen (Bijlsma 2007).

In tabel 3.4 zijn de voor hellingbossen belangrijkste mossoorten toegekend aan biotopen en deelgebieden (hellingtypen). 24 mossoorten hebben binnen Nederland het zwaartepunt van hun verspreiding in hellingboscomplexen.

Het biotoop “grubben, holle wegen en overige (half)beschaduwde lössige steilkanten” is wellicht het meest bedreigd. Waarschijnlijk heeft zure depositie al halverwege de 20^{ste} eeuw geleid tot het verdwijnen van *Bartramia ithyphylla*, *B. pomiformis* en *Jungermannia hyalina*. Nadien hebben verruiging en langdurige diepe beschaduwing plus strooiselaccumulatie waarschijnlijk bijgedragen aan de achteruitgang of het verdwijnen van soorten als *Mnium marginatum*, *Rhodobryum roseum* en *Plagiochila asplenioides*.

Het biotoop “(half)beschaduwde mergelwanden en mergelblokken” is gebaat bij kleinschalige activiteiten in groeves. Natuurlijke mergelwanden, zoals aangesneden door de Geul bij Geulhem, zijn schaars en groeien dicht met klimop. In het orchideeënrijke eikenhaagbeukenbos komen ook soorten van half-beschaduwde kalksteen voor, zoals *Encalypta streptocarpa* en *Ctenidium molluscum* (Van den Broek & Diemont 1966).

De mosflora van de hellingbossen zelf, incl. bospaden, is waarschijnlijk sterk veranderd gedurende de laatste 50 jaar. Helaas is de belangstelling voor mossen van de bosbodem in Zuid-Limburg tot dusver gering geweest in vergelijking met die voor holle wegen, mergelwanden en kalkgraslanden. Een analyse van de mosflora van het Kerperbos bij Vaals (hellingtype V) laat zien dat epifyten en soorten van stamvoeten en dood hout sterk zijn toegenomen, waaronder voor de regio karakteristieke soorten (Bijlsma 2007). De voormalige hakhoutbossen in het centrale deelgebied (hellingtype K) zijn waarschijnlijk verarmd. In oude opnamen van het orchideeënrijke bostype (Van den Broek & Diemont 1966) komt nog *Rhytidiadelphus triquetrus* voor, een soort die nu vrijwel verdwenen is uit het mergelland. In hoeverre andere bodemmosses als *Plagiochila asplenioides* en *Thamnobryum alopecurum* zijn teruggedrongen naar de meest basenrijke plekken zonder strooiselaccumulatie is niet bekend maar wel waarschijnlijk.

Tabel 3.4 Zeldzame en bedreigde mossen waarvoor de hellingbossen van Zuid-Limburg een belangrijk leefgebied vormen, toegekend aan biotopen. Soorten met in Nederland een uitgesproken zwaartepunt van voorkomen in dit gebied zijn gemerkt met een *.

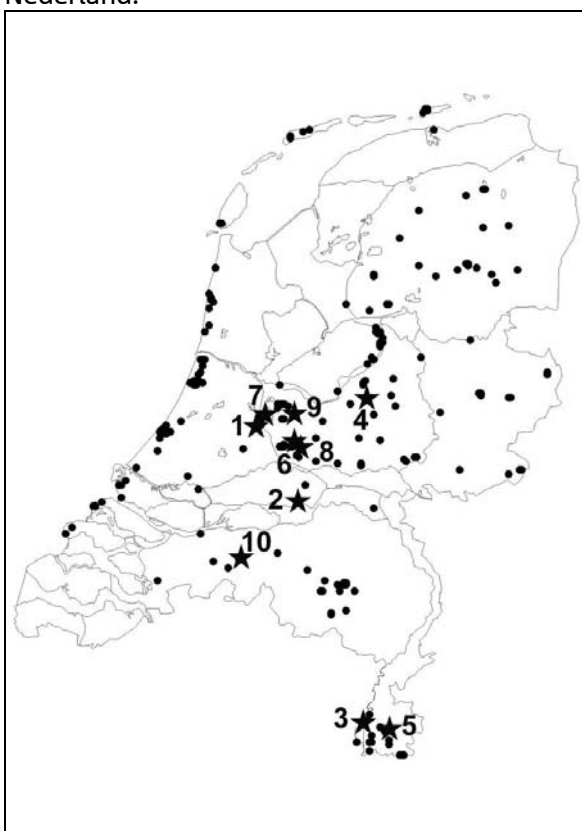
- RL-status naar Siebel *et al.* (2006); zie ook Van Tooren & Sparrius (2007).
- Hellingtypen volgens hoofdstuk 2, geordend van groot naar minder groot belang; tussen haakjes hellingtypen waar de soort na 1980 niet meer is gevonden

wetenschappelijke naam	RL-status	hellingtype(n)	grubben, holle wegen en andere lössige steilkanten	(half)beschaduwde mergelwanden en mergelblokken	(half)beschaduwde bronnen en beekjes	boomvoeten	dood hout	wortelkluiten	Nederlandse naam
Bladmossen									
<i>Anomodon attenuatus</i>	BE	K				X			Klein touwtjesmos
<i>Anomodon viticulosus</i>	BE	K,L		X		X			Groot touwtjesmos
* <i>Brachythecium</i>	BE	K		X					Kalkdikkopmos
<i>Brachythecium rivulare</i>	KW	L,K,V			X				Beekdikkopmos
* <i>Campylophyllum</i>	KW	K		X					Dwerggoudmos
* <i>Dicranodontium</i>		V				X	X		Priembladmos
<i>Dicranum flagellare</i>		V,K3				X	X		Stobbegaffeltandmos
* <i>Didymodon acutus</i>	(VN)	K		X					Spits dubbeltandmos
<i>Diphyscium foliosum</i>	EB	(K)	X						Dwergmos
* <i>Ditrichum pallidum</i>	(L)	V,K3						X	Geel smaltandmos
* <i>Eucladium</i>	GE	K1		X					Tufmos
* <i>Fissidens dubius var.</i>	KW	K1		X					Kalkvedermos
<i>Fissidens gracilifolius</i>		K		X					Steenvedermos
<i>Fissidens viridulus</i>	KW	K,L	X						Klein gezoomd
<i>Gyroweisia tenuis</i>		K		X					Voegenmos
* <i>Hookeria lucens</i>	BE	L,K1			X				Glansmos
<i>Mnium marginatum</i>	KW	K,L	X						Rood sterrenmos
* <i>Mnium stellare</i>	KW	K,L	X	X					Ongezoomd
* <i>Neckera crispa</i>	EB	K1		X					Groot kringmos
<i>Oxyrrhynchium</i>		K,L,V	X						Klein snavelmos
* <i>Oxyrrhynchium</i>		K,L,V	X						Kalksnavelmos
* <i>Palustriella</i>	BE	L,K1			X				Geveerd diknerfmos
<i>Plagiomnium rostratum</i>		K,L	X	X					Gesnaveld
* <i>Plagiothecium</i>		K,L	X						Lössplatmos
* <i>Pohlia cruda</i>	(L)	K1,(L)	X						Glanzend peermos
* <i>Pohlia elongata</i>	BE	K1,(V)	X						Lang peermos
* <i>Seligeria donniana</i>	GE	K1		X					Tandloos penseelmos
* <i>Taxiphyllum wissgrillii</i>	GE	K	X	X					Komkommermos
* <i>Tortula marginata</i>	KW	K,L		X					Gerand muursterretje
Levermossen									
<i>Conocephalum conicum</i>		K,L,V	X		X				Kegelmos
<i>Jungermannia hyalina</i>	KW	(K,L)	X						Rood oortjesmos
<i>Leiocolea badensis</i>	GE	K		X					Bol gladkelkje
* <i>Leiocolea bantriensis</i>	BE	K		X					Klein gladkelkje
* <i>Lophozia perssonii</i>	GE	K1		X					Kalktrapmos
* <i>Plagiochila</i>	BE	K,L	X		X	X			Groot varentjesmos
* <i>Plagiochila porelloides</i>	KW	K		X					Klein varentjesmos
* <i>Reboulia hemispaerica</i>	GE	K1,(L)	X						Schermlievermos
* <i>Trichocolea tomentella</i>	BE	L			X				Wolmos

3.4 Paddenstoelen

3.4.1 Inleiding

Naast de fauna en de flora is er nog een derde groep van meercellige organismen: de fungi. In Nederland is het rijk der fungi door vele duizenden soorten vertegenwoordigd. Door een arbitraire grens te trekken bij een vruchtlichaamgrootte van 1 millimeter of meer, wordt de groep van macrofungi afgesplitst. Hiervan zijn in Nederland ongeveer 4000 soorten bekend (Arnolds *et al.* 1995). Ongeveer de helft hiervan hoort tot de Agaricales (meestal soorten met een hoed en een steel) of de Aphylophorales (houtzwammen en korstzwammen). De andere helft bestaat vooral uit Ascomyceten (zakjeszwammen, vruchtlichamen vaak slechts enkele millimeters). De onderstaande tekst is vooral gericht op de grotere macrofungi, met nog altijd ongeveer 2000 soorten in Nederland.



Figuur 3.3: Overzicht van de 200 lokaties in Nederland met hoge mycologische waarde (Brouwer & van Tweel 2003). De nummers geven de 10 lokaties aan met de allerhoogste waarde. 3 = Bunderbos, 5 = Schaelsbergerbos.

3.4.2 Waardevolle paddenstoelbiotopen

Paddenstoelen worden vaak met bossen geassocieerd en het zal dus geen verbazing wekken dat hellingbossen behalve rijk aan hogere planten ook zeer rijk zijn aan paddenstoelen (Figuur 3.4). Uit het gegevensbestand van de Nederlandse Mycologische Vereniging (NMV) blijkt dat enkele van de meest bijzondere paddenstoelengebieden van Nederland in hellingbossen zijn gelegen (Jalink 1999, Figuur 3.3). Om deze soortenrijkdom verder te kunnen toelichten is het handig om een vijftal biotopen te onderscheiden voor paddenstoelen in hellingbossen. Dit zijn:

1. Strooiselrijke plekken in kalkarm bos

2. Strooiselarme plekken in kalkarm bos
3. Strooiselrijke plekken in kalkrijk bos
4. Strooiselarme plekken in kalkrijk bos
5. "Groot dood hout"

In kalkarme bossen hebben stikstofdepositie en verzuring geleid tot een sterke achteruitgang van de mycoflora (Nilson & Wallander 2003, Allinson *et al.* 2007). De bovenranden van onze hellingbossen zijn ook vaak kalkarm, maar de mycoflora van kalkarme bossen heeft zich hier vaak beter gehandhaafd dan op de hogere zandgronden. Dit komt waarschijnlijk doordat er overgangen aanwezig zijn naar meer gebufferde bodem waardoor verzuring een kleinere rol speelt, en doordat er op hellende delen minder strooiselophoping plaatsvindt. In het vervolg van dit stuk worden de kalkarme bovenranden buiten beschouwing gelaten, omdat de problematiek die hier speelt al onderzocht is in bossen op de hogere zandgronden. Bovendien zijn de problemen voor paddenstoelen in kalkhoudende bossen minstens net zo groot als de beter onderzochte problemen op kalkarme bodem. In vergelijking met onze bossen op zandgrond komen er meer soorten paddenstoelen in bossen op kalkhoudende bodem voor en is bovendien een groter percentage bedreigd. Dit resulteert erin dat maar liefst 437 (!) soorten op de rode lijst staan, tegen bijvoorbeeld 102 in de bossen op kalkarme bodem (Arnolds & van Ommering 1996).

Kalkbos (Hellingtype K1-K3)

Bossen op kalkhoudende, min of meer voedselarme bodem zijn in Nederland schaars. We vinden ze voornamelijk op enkele plekken in de duinen, in landgoederen in of aan de rand van het rivierengebied (stinzen), in de Flevopolders en in Zuid-Limburg. Veel beter dan hogere planten zijn de paddenstoelen in staat gebleken om geschikte plekken in de vaak ver uiteen gelegen bossen te koloniseren. In het rivierengebied is de soortenrijkdom groot maar vrijwel beperkt tot lanen waar strooisel weg kan waaien of weg wordt geharkt. In de bossen van de Flevopolders gaat het vooral om een beperkt deel van het terrein waar kalkhoudende, lichte bodem aan het oppervlak komt: zand, zavel of lichte klei. Ook zijn grote delen hier beplant met Wilgen (*Salix*) en Populieren (*Populus*), waaronder meestal een soortenarme vegetatie en paddenstoelenflora voorkomt. Alleen in de Zuid-Limburgse hellingbossen zijn over een groter oppervlak en in de tijd tamelijk stabiele biotopen aanwezig op ongeveer dezelfde plekken waar ook de kalkminnende bosflora optimaal is ontwikkeld. Kenmerkende soorten zijn bijvoorbeeld: Grote aderbekerszwam (*Disciotis venosa*), Groenwordende koraalzwam (*Ramaria abietina*) en veel soorten Gordijnzwammen (*Cortinarius*).



Figuur 3.4 Kapjesmorielje (*Morchella gigas*) is een karakteristieke soort die in het voorjaar in het hellingbos (K) te zien is (Foto: K. Eichhorn).

Strooiselarme plekken

Op plekken met weinig strooisel, meestal hellingen, zijn paddenstoelen voor hun energievoorziening vooral aangewezen op vorming van mycorrhiza met bomen. In potentie zijn bossen op kalkrijke bodem zeer rijk aan mycorrhiza vormende soorten, vooral Gordijnzwammen (*Cortinarius* sp). De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn echter ten opzichte van veel buitenlandse kalkbossen vrij arm aan dergelijke soorten. Mogelijke redenen hiervoor zijn het ontbreken van voldoende oude eiken en beuken en de hoge stikstofdepositie (Keizer 2002). Ook is de boomgroei en daarmee de bladval in onze hellingbossen groter dan in bossen waar op geringe diepte een harde kalklaag in de bodem zit. Toch komen voor Nederlandse begrippen veel bijzondere mycorrhiza-paddenstoelen voor in de hellingbossen.

Strooiselrijke plekken

Bepalend voor de paddenstoelensamenstelling van de strooisellaag is de snelheid en mate waarin afbraak van strooisel plaatsvindt. Deze wordt vooral gestuurd door de kalkrijkdom. Zo lang het profiel tot in de toplaag kalkhoudend blijft, zal strooisel relatief snel afbreken, wat leidt tot de ontwikkeling van een mull-humus. Zodra de toplaag ontkalkt neemt de afbraaksnelheid met sprongen af, vindt er ophoping van grof bladmateriaal plaats, ontwikkelt zich een moder-humus en nemen strooisel afbrekende paddenstoelen van kalkarm bos de plaats in van strooiselafbrekende soorten van kalkhoudend bos. Deze omslag kan al plaatsvinden ver voordat hogere planten een dergelijke ontwikkeling indiceren.

Wanneer het contact tussen een kalkrijke bodem en de humuslaag intensief is kan een zeer bijzonder paddenstoelenbiotoop ontstaan dat rijk is aan Aardsterren (*Geastrum* spp), maar vooral Parasolzwammen en hun aanverwanten (*Lepiota*, *Cystolepiota*, *Leucoagaricus*, *Leucocoprinus*, *Melanophyllum*). Opvallend is dat de snelle omzetting van tamelijk grote hoeveelheden organisch materiaal niet leidt tot verruiging. Buiten Zuid-Limburg is dit biotoop verder alleen aanwezig in struwelen op kalkrijk duinzand, op venige met kalkrijk zand gemengde bodem rond Amsterdam en op sommige plekken in het rivierengebied, maar in veel minder soortenrijke vorm (Vellinga 2004). Ook in Europees opzicht zijn de Zuid-Limburgse parasolzwammenbossen zeer bijzonder. Opvallend is dat dit biotoop slechts zwak gekenmerkt wordt door bijzondere mossen of hogere planten, meestal als gevolg van een sterke beschaduwing.

Groot dood hout

Door de gevarieerde samenstelling van de boomlaag zijn vooral in oudere hellingbossen ook veel paddenstoelsoorten van dood hout aanwezig. De grotere, bekende soorten zitten vooral op de grove takken en stammen. De soortenrijkdom is groter naarmate de hoeveelheid beschikbare substraten groter is: staand en liggend hout, vochtig (beschaduwd) en droog (zonbeschenen) hout, dikke en dunne takken, verschillende boomsoorten e.d. Ook vindt er vooral op grover hout een successie plaats, waarbij de opeenvolgende soorten verschillende componenten van het hout afbreken (zie ook par.3.3).

3.5 Zoogdieren

3.5.1 Vleermuizen

Vleermuizen in Nederland zijn allemaal insecteneters. Gedurende hun levenscyclus gebruiken ze verschillende onderdelen in het landschap. In de zomer tijdens de kraamperiode pendelen ze -via vaste vliegroutes- op en neer tussen zomerverblijven en foeragegebieden. De actieradius is meestal beperkt tot enkele kilometers, maar bij de grotere soorten zoals Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) en Vale vleermuis (*Myotis myotis*) kan tot op 9 à 10 km vanaf het zomerverblijf worden gefoerageerd. In de winter houden de meeste soorten een winterslaap in hun winterverblijven om zo de periode van insectenschaarste te overbruggen. Bossen zijn van vitaal belang voor een aantal soorten vleermuizen, zo ook de hellingbossen. In tabel 3.5 staan soorten genoemd waarvoor de hellingbossen een bijzondere betekenis hebben.

Bossen kunnen functioneren als foerageergebied, zomerverblijf of winterverblijf. Daarnaast kunnen bosranden evenals andere geleidende landschapsstructuren trekroutes vormen waarlangs vleermuizen zich oriënteren. Verschillen in kenmerken tussen soorten kunnen inzicht geven in de wijze waarop vleermuizen hellingbossen gebruiken. Soortkenmerken zoals echolocatie (pulsduur, ritme, frequentie bereik en dynamiek), lichaamsgewicht, vleugel (oppervlakte en vorm) zijn namelijk gerelateerd aan de structuur van het foerageergebied, het geprefereerde voedsel en de jachtwijze (Arita & Fenton 1997; Aldridge & Rautenbach 1987). De vliegsnelheid bepaalt de eisen ten aanzien van de openheid van het foerageergebied (open, halfopen of gesloten) en of een soort zich met behulp van echolocatie op kortere afstand of langere afstand oriënteert. Voor een oriëntatie op korte afstand zijn een frequente, korte roepen met hoge, minder ver dragende frequenties het meest geschikt, en voor oriëntatie op lange afstand juist lange roepen van lage frequenties in een langzaam ritme. De kleinere soorten vliegen meestal minder snel en oriënteren zich met hun echolocatie op kortere afstand. Wel is hun vleugelslag hoger en omdat het energetisch gunstig is om het roepen te synchroniseren met de vleugelslag is het voor kleinere soorten gunstiger om een echolocatie met korte roepjes en een hoog ritme te gebruiken. Het onderscheidende vermogen neemt toe met de gebruikte frequentie, waardoor (kleinere) soorten met een hoge frequentie overwegend op kleine prooien jagen en (grotere) soorten met een lage frequentie zowel op grotere als kleinere prooien (Aldridge & Rautenbach 1987). Soorten zijn tot op zekere hoogte flexibel en kunnen afhankelijk van de structuur van het jachtgebied hun vliegsnelheid aanpassen en een andere echolocatie toepassen (Lange *et al.* 1994; Saunders & Barclay 1992). De verschillen in kenmerken tussen soorten heeft tot gevolg dat ze ook verschillende eisen stellen aan hellingbossen als foerageergebied, zomer- of winterverblijf.

Zomerverblijven

De keuze van soorten voor een bepaald zomerverblijf is belangrijk voor de thermoregulatie van vleermuizen (Kapteyn 1995). In de zomer moeten zogende wijfjes namelijk een constante lichaamstemperatuur handhaven. Dit vereist een constante en hoge prooibesikbaarheid en kan het verschil in habitatgebruik tussen mannetjes en vrouwtjes in de zomer verklaren (Barclay 1991). De keuze van een zomerverblijf zoals holten of spleten in bomen, kerkzolders, rotsen of gebouwen hangt samen met de kraamkoloniegrootte, lichaamsgrootte & -vorm en temperatuursbehoefte. Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*), Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*) en in mindere mate Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*), Baardvleermuis (*Myotis mystacinus*) en Franjestaart (*Myotis nattereri*) gebruiken holle bomen als zomerverblijf (Lange *et al.* 1994). Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*) wisselt bovendien regelmatig van (zomer)verblijfplaats (Lange *et al.* 1994), vermoedelijk om parasitaire vleermuisvliegen (*Basilina nana*) te ontwijken (Reckardt & Kerth 2007). Dit vergroot de afhankelijkheid van de soort voor een groot aanbod aan holle bomen en boomspleten. Van verschillende vleermuissoorten in Noord-Amerika is gebleken dat ze in de zomer boomholten gebruikten van bomen met veel zoninstraling (Kurta *et al.* 1993; Brigham *et al.* 1997).

Wintertrek en winterverblijven

Een aantal soorten trekt in de winter over langere of kortere afstand weg om elders te overwinteren. Voorbeelden van winterverblijven zijn holle bomen, kelders, bunkers en mergelgroeven. Soorten die over lange afstand trekken hebben meestal een grotere worpgrootte (meer tweelingen) waardoor de winterverliezen worden gecompenseerd (Kapteyn 1995). Beide *Nyctalus* soorten kunnen grote afstanden afleggen, hoewel de Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) in ons land wat plaatstrouwer is. Het belang van geschikte overwinteringsplekken is gereflecteerd in het areaal van veel soorten. Grijs grootoorvleermuis (*Plecotus austriacus*), Ingekorven vleermuis (*Myotis emarginatus*) en Vale vleermuis (*Myotis myotis*) bereiken in Zuid-Nederland de noordgrens van hun areaal bereiken en gebruiken nauwelijks de relatief koude holle bomen voor hun overwintering. Deze soorten geven veelal de voorkeur aan groeven en kelders, waar ze relatief warme plaatsen uitkiezen.

Vliegroutes

De afstand waarop soorten zich oriënteren en het tijdstip waarop ze uitvliegen bepaald in sterke mate het gebruik van structuurrijke verbindende landschapselementen (o.a. bospaden, bosranden, heggen, houtwallen, holle wegen en lanen) als vliegroutes. Deze structuren zijn van groot belang voor de oriëntatie met echolocatie en soorten zullen daarom niet snel open landschappen doorkruisen. Grotere soorten en soorten die vroeg uitvliegen en zich daarbij oriënteren op zicht, zoals de Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) en de Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*) zijn daarom in de regel minder afhankelijk van dergelijke landschapselementen.

Jachtwijze en foerageergebied

De waarde van hellingbossen als foerageergebied is afhankelijk van de prooidichtheid en prooibeschikbaarheid. In zijn algemeenheid vervullen bossen een belangrijke rol als foerageergebied voor vleermuizen (Walsh & Harris 1996). Gemengde bossen en bosranden hebben een grotere dichtheid aan prooien wat zich vertaalt in een hogere foerageeractiviteit (Kalcounis *et al.* 1999, Grindal & Brigham 1999). Hierbij speelt tevens de jachtwijze een rol. Soorten zoals Gewone grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*), Grijsz gerootoorvleermuis (*Plecotus austriacus*), Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*) en Franjestaart (*Myotis nattereri*) hebben brede vleugels en jagen ook door insecten van bladeren af te plukken (struinen). Hierdoor zijn ze minder afhankelijk van vliegende insecten en daarmee van de (weers)omstandigheden waaronder deze actief zijn. Bovendien kunnen ze zich ook met dagactieve insecten voeden. Dit geldt met name voor de beide grootoorvleermuizen die ook passief kunnen luisteren. Deze wendbare soorten kunnen ook tussen het gebladerte jagen. Soorten zoals Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*) en Baardvleermuis (*Myotis mystacinus*) vliegen sneller en vangen insecten uit de lucht (vluchtscheppen), waardoor ze meer zijn aangewezen op bosranden en open plekken in het bos. Sommige soorten gebruiken beide methoden en zijn juist in een gevarieerd bos gegarandeerd van een constant voedselaanbod. Daarnaast kan het aanbod van voldoende grote prooien van belang zijn. De jongen van de Vale vleermuis (*Myotis myotis*) worden bijvoorbeeld in een korte periode (slechts 3 weken) vliegvlug, terwijl het de grootste van de hier beschouwde soorten is. Zo is ook bekend dat periodes van slecht weer (koude, regen) grote sterfte veroorzaken onder de jongen, omdat dan niet voldoende kan worden gefoerageerd (Lange *et al.* 1994). Voor de Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) hebben hellingbossen weinig betekenis als foerageergebied, aangezien deze soort bij voorkeur boven open terrein foerageert.

Tabel 3.5 Overzicht van de vleermuissoorten die van belang zijn in hellingbossen, en hun binding aan onderdelen van hellingbossen.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Gewicht (g)	Gebruik holle bomen		Afhankelijk verbindende landschapselementen	Jachttechniek	Belangrijke structurering	Maximale afstanden wintertrek
			zomer verblijf	winter verblijf				
Gewone grootoorvleermuis	<i>Plecotus auritus</i>	5-12	soms	soms	zeer sterk	vluchtscheppen, struinen	sterk?	kort
Grijze grootoorvleermuis	<i>Plecotus austriacus</i>	7-14	niet	niet	zeer sterk	vluchtscheppen, struinen	sterk?	kort
Bosvleermuis	<i>Nyctalus leisleri</i>	11-20	vaak	Vaak	sterk	vluchtscheppen?	zeer sterk?	middellang
Rosse vleermuis	<i>Nyctalus noctula</i>	15-40	uitsluitend	uitsluitend	sterk	vluchtscheppen?	zwak?	middellang
Bechsteins vleermuis	<i>Myotis bechsteinii</i>	7-14	uitsluitend	uitsluitend	zeer sterk	vluchtscheppen, struinen	zeer sterk?	kort
Baardvleermuis	<i>Myotis mystacinus</i>	4-8	vaak	niet	zeer sterk	vluchtscheppen?	zeer sterk?	lang
Franjestaart	<i>Myotis nattereri</i>	5-12	vaak	vaak	zeer sterk	struinen	sterk?	kort
Ingekorven vleermuis	<i>Myotis emarginatus</i>	7-15	niet	niet	zeer sterk	struinen	sterk?	kort
Vale vleermuis	<i>Myotis myotis</i>	20-40	niet	niet	zeer sterk	vluchtscheppen, struinen	zeer sterk?	lang

3.5.2 Hazelmuis en Eikelmuis

De Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) en Eikelmuis (*Eliomys quercinus*) worden hier tezamen besproken vanwege hun sterk vergelijkbare ecologie. Van de Hazelmuis is relatief veel bekend en deze kennis is beschreven in het actieplan voor deze soort (Verheggen & Boonman 2006). Deze kennis wordt hier samengevat en daar waar het van toepassing is wordt verwezen naar aanvullende literatuur. Over de Eikelmuis is veel minder bekend. Bij de bespreking wordt met name stilgestaan waar de soort verschilt van de Hazelmuis.

Binding aan hellingbossen en ruimtelijke verspreiding

De Hazelmuis (Figuur 3.5) heeft een kleine homerange van meestal minder dan 50-100 meter (Bright & Morris 1991). Voor de Eikelmuis worden afstanden van 200-300 meter genoemd (Lange *et al.* 1994). Hierbinnen moeten allerlei verschillende onderdelen aanwezig zijn voor functies zoals de voortplanting, het foerageren en het overwinteren. Dit verklaart de sterke binding van beide soorten aan o.a. hellingbossen, aangezien deze veelal gekenmerkt worden door een grote afwisseling van habitattypen op korte afstand. Voor de Hazelmuis resteren nog drie kerngebieden, de Vijlenerbossen, het Oostelijk gulpdal en het Westelijk geuldal. Voor de Eikelmuis zijn nog slechts twee gebieden bekend waar in totaal 9 exemplaren zijn gevonden na een grondig veldonderzoek in 2007, het Savelsbos in Margraten en het Cannerbos in Maastricht.

Voortplanting en foerageren

Tijdens het voorjaar en de zomer foerageren de beide muizen en planten ze zich voort. Beide soorten zijn gespecialiseerde herbivoren, waarvoor de voedselbeschikbaarheid vaak beperkend is (Oksanen 1992). Het voedsel van de Hazelmuis bestaat uit allerlei vruchten, bossen en knoppen van bomen en struwelen en kan bij voedselschaarste het dieet aanvullen met insecten. Het voedsel van de Eikelmuis is vergelijkbaar maar bevat meer voedsel van een hogere kwaliteit zoals dierlijk voedsel en fruit. Omdat deze verschillende voedselbronnen meestal voor een korte periode aanwezig zijn moeten de soorten gedurende het seizoen overschakelen op andere voedselbronnen, afhankelijk van de beschikbaarheid. Voor de Hazelmuis is bekend dat met name in het voorjaar en in de vroege zomer voedselschaarste kan optreden (Bright & Morris, 1993).



Figuur 3.5. De Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) is afhankelijk van bossen met een heterogene bosstructuur om voldoende voedsel te kunnen vinden voor succesvolle voortplanting en om voldoende op te kunnen vetten voor de winter (foto M. Dorenbosch)

Hoewel bepaalde boomsoorten van grote betekenis zijn voor de Hazelmuis (o.a. Hazelaar), hoeven deze niet essentieel te zijn indien er alternatieven zijn. Een heterogene bosstructuur is waarschijnlijk voor beide soorten een essentiële voorwaarde voor een voortdurende beschikbaarheid van verschillende voedselbronnen. Voor de Eikelmuis zijn alternatieven wellicht meer voorradig doordat deze soort ook meer dierlijk voedsel (eieren, jonge vogels) gebruikt. De Hazelmuis gebruikt tijdens de voortplanting struwelen (Braam, Sleedoorn) waarin hij zomernesten maakt en is daarmee sterk afhankelijk van een goed ontwikkelde mantel- en zoomvegetatie.

Overwintering en adulte levensduur

Ten opzichte van andere muizen hebben de Hazelmuis en Eikelmuis een lage voortplanting. De Hazelmuis heeft meestal slechts twee worpen, met per worp zo'n 3-7 jongen, terwijl de Eikelmuis meestal slechts één worp heeft met 4-6 jongen (Lange *et al.* 1994). Bovendien worden vrouwtjes van de Eikelmuis pas na hun tweede winterslaap geslachtsrijp. Daar staat tegenover dat de soorten ook een langere levensduur hebben van gemiddeld 3 jaar tot maximaal 4 (Hazelmuis) en 6 (Eikelmuis) jaar. Dit hangt samen met het feit dat beide soorten een winterslaap houden van oktober tot in april.

Door de relatief lage voortplanting is een lange overleving en daarmee een succesvolle overwintering van groot belang voor de instandhouding van de populatie. Factoren die daarmee samenhangen zijn de voedselbeschikbaarheid in het najaar (voor het opvetten) en de beschikbaarheid van geschikte overwinteringplaatsen. Daarnaast -en in combinatie daarmee- spelen de klimatologische condities gedurende de winter en het vroege voorjaar waarschijnlijk een belangrijke rol (Pajunen 1983; Bright *et al.* 1996). De soorten leggen geen wintervoorraad aan, maar kweken wel een vetreserve. Dit in tegenstelling tot een soort als bijvoorbeeld de Grote bosmuis (*Apodemus flavicollis*) die grote voorraden van boszaden aanlegt.

Voor zover bekend overwintert de Hazelmuis bij voorkeur op noord-hellingen in een winternest op de grond, aan de voet van oude bomen of daaronder. De Eikelmuis maakt gebruik van boomholtes, grotten, mergelgroeven en huizen. De Eikelmuis is daardoor meer een cultuurvolger, mede doordat deze soort ook veel in hoogstam boomgaarden op fruit afkomt. Tijdens de overwintering kiezen beide soorten thermisch constante slaapplekken uit. Dit vergroot het overwinteringssucces omdat herhaaldelijk wisselende temperaturen zorgen voor een korte waakperiode waarbij de lichaamstemperatuur sterk stijgt en derhalve veel energie kost.

3.6 Vogels

De besproken soorten (tabel 3.6) zijn allen sterk gebonden aan (helling)bossen in Zuid-Limburg, maar verschillen in hun gebruik ervan. Tezamen geven ze een beeld van de diverse eisen die door vogels aan hellingbossen worden gesteld. Oppervlakte en kwaliteitsaspecten zoals voedselaanbod en nestgelegenheid zijn daarbij belangrijk. Deze laatste zijn sterk gerelateerd aan de leeftijd van het bos en het bostype. Daarnaast is de terreinheterogeniteit van belang doordat hellingbossen een aantal functies voor vogels vervullen (foerageren, broeden en schuilen), waarvoor verschillende onderdeel het meest geschikt zijn.

De aantalsontwikkeling en het habitatgebruik van vogels is reeds uitgebreid beschreven voor heel Nederland (Sierdsema 1995; Sovon 2002) en voor de specifieke situatie in Limburg (Hustings *et al.* 2006). Deze kennis wordt hier samengevat en daar waar het van toepassing is wordt verwezen naar aanvullende literatuur.

Overwinteren

De meeste insecteneters lossen het probleem van voedselschaarste in de winter op door naar Afrika te trekken. Het Vuurgoudhaantje kent slechts een gedeeltelijke trek maar blijft insecten eten in de winter. Heinrich en Bell (1995) vonden dat het dieet in de winter van de verwante soort *Regulus satrapa* voornamelijk bestond uit rupsen van spanners (Geometridae). Andere soorten weten verborgen insecten te vinden tussen de scheuren in de stam (mezen, Boomklever) of in het hout zelf (spechten) of eten

zaden en vruchten in de winter. Overwintering en dieet hangen ook samen met de habitatkeuze. Zo vond Fuller (1992) een relatie tussen het aandeel trekkende vogels en de tijd dat er geen hakhoutbeheer was toegepast in een bosperceel. De vroege successiestadia na kap hebben meestal een goed ontwikkeld struweel, waar de migrerende insecteneters graag broeden en foerageren. De Fluiters is een van de laatste zangvogels die uit overwinteringsplaatsen terugkeert en heeft daarom weinig tijd om de jongen groot te brengen. Mogelijk is dit de reden dat de rui plaatsvindt in het overwinteringsgebied (van Dijk 2005).

Tabel 3.6 Overzicht van vogelsoorten die veel voorkomen in (helling)bossen in Zuid-Limburg (zie ook tekst).

Naam	Aantal broedparen Limburg	Belangrijkste overwinteringsgebied	Landelijke trend	Bosonderdeel
Grauwe vliegenvanger (<i>Muscicapa striata</i>)	5000-7000	Afrika	--	half open bos, bosranden en struwelen
Boomklever (<i>Sitta europaea</i>)	2700-3700	Nederland	++	loofbos en gemengd bos
Glanskop (<i>Parus palustris</i>)	1500-2500	Nederland	++	loofbos en gemengd bos
Vuurgoudhaan (<i>Regulus ignicapillus</i>)	1000-1400	Van Nederland tot Noord Afrika	++	gemengd bos en naaldbos
Bosuil (<i>Strix aluco</i>)	500-1000	Nederland	+	loofbos en gemengd bos
Fluiter (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	300-800	Afrika	-	loofbos en gemengd bos
Havik (<i>Accipiter gentilis</i>)	200-225	Nederland	++	loofbos, gemengd bos en naaldbos
Wespendief (<i>Pernis apivorus</i>)	60-80	Afrika	+	loofbos en gemengd bos
Middelste bonte specht (<i>Dendrocopos medius</i>)	10-15	Nederland	(+)	loofbos en gemengd bos
Grauwe klauwier (<i>Lanius collurio</i>)	10-15	Afrika	0-	half open bos, bosranden en struwelen

Broedperiode en voedsel

Voor veel van de besproken soorten noemt Sierdsema (1995) als sleutelfactor voor hun voorkomen bos, loofbos, oude bossen en boomholtes. Zo worden Boomklever en Glanskop beide genoemd als indicator voor oud en rijk loofbos. Veelal blijft echter onduidelijk of voedselbeschikbaarheid, nestgelegenheid of nog een andere factor daarbij doorslaggevend. Alle soorten nestelen in boomholtes of in de kroon, met uitzondering van Grauwe klauwier (struiklaag) en Fluiter (bodem). Met uitzondering van de Grauwe vliegenvanger nemen de soorten die in boomholtes of in de kroon broeden ook toe, waardoor het niet waarschijnlijk is dat gebrek aan nestgelegenheid op het ogenblik een knelpunt vormt. Waarschijnlijk vormt de voedselsituatie dus in veel gevallen een groter probleem. Zo laten Boomklever en Glanskop beide een toename zien na mastjaren van Beuk. Voor de Middelste bonte specht wordt specifiek de relatie genoemd met voedselbeschikbaarheid en de binding aan oude loofbomen met stamotrek van meer dan 35 cm, vooral met ruwe stam, zoals eik, es, els en populier. Deze soort is op insecten gespecialiseerd, die vooral op ruwe schors en tussen het gebladerte wordt gezocht (Jöbges & König 2001). Ook voor de Grauwe klauwier wordt een gebrek aan een groot en gevarieerd aanbod van grotere prooien gedurende het seizoen verantwoordelijk gehouden voor de achteruitgang (Kuper *et al.* 2001; Beusink *et al.* 2003). Een groot en gevarieerd aanbod van grote insecten hangt vervolgens weer samen met de terreinheterogeniteit (Peters 2002).

Voor de wespendief is het aanbod aan wespen van doorslaggevend belang. Deze soort begint laat met broeden en legt daarbij slechts 1-2 eieren (ter vergelijking, de Havik legt 3-4 eieren), waarschijnlijk omdat het aanbod van wespen in de regel geen grotere legfels toelaat. Ook het habitatgebruik van de Havik hangt voornamelijk samen met het foerageren. De soort past een overrompelingstactiek toe tijdens de jacht die het best tot zijn recht komt in een half besloten landschap (Bijlsma 1993). De Havik is een standvogel en moet dus ook 's winters voldoende prooien vangen. In de winter zijn echter veel vogels, het hoofdvoedsel van de Havik, uit de bossen verdwenen. Omliggende gebieden fungeren dan ook als belangrijke additionele voedselbron.

Voor de Fluiters wordt de aanwezigheid van een ijle onderetage en schaars begroeide bodem essentieel genoemd voor de broedplaatskeuze is. In een vergelijkend onderzoek tussen bezette en verlaten territoria werden geen verschillen in rupsaanbod of microklimaat gevonden, maar wel verschillen in de vegetatiestructuur (hogere dichtheid aan bomen en struiken en meer gras in de bezette territoria). Dit wijst op het belang van interne variatie in het bos hetzij als broedplaats (de soort nestelt op de grond en moet het nest kunnen aanvliegen vanaf laaghangende takken), hetzij als garantie voor een stabiel voedselaanbod (de soort kent een grote aantalsfluctuatie, een grote variatie in legselgrootte van 2 tot 10 eieren en de jongen worden in een korte periode grootgebracht). Met toenemende ouderdom kan deze variatie deels verdwijnen. Zo bezet de Fluiters in de bossen bij Vaals waar de soort het wel goed doet de percelen die na 1940 zijn ontstaan. Daarnaast is recentelijk duidelijk geworden dat voedselbeschikbaarheid in de tijd een extra knelpunt kan vormen voor bosvogels die laat in het broedseizoen terugkeren, zoals de Fluiters. Door de klimaatsverandering mist de Fluiters de piek in voedsel. Het voedselprobleem wordt door de geclusterde broedwijze nog eens extra versterkt.

Oppervlakte en verbinding bosgebieden

Oppervlakte is voor een aantal soorten van belang, met name van de soorten van gesloten bos. Het geclusterd voorkomen van broedterritoria van Fluiters (Herremans 1993) kan de binding aan grotere oppervlaktes bos versterken (alsmede de fluctuaties in aantal). Een aantal soorten, waaronder Wespandief en Fluiters bezet echter in Zuid-limburg ook de kleinere bossen (<100 ha). Mogelijk hangt dit samen met het feit dat ze hogere dichtheden bereiken in de grotere boscomplexen in Zuid-limburg, of de kwaliteit van de kleinere bossen is hoger. De precieze oorzaak is onbekend en vereist een vergelijkend onderzoek naar het broedsucces.

Daarnaast is de verbinding van bosgebieden belangrijk, aangezien een aantal soorten mogelijk dispersieproblemen hebben doordat tussenliggend landschap niet wordt overbrugd omdat het ongeschikt is. Zo wordt het ontbreken van de Glanskop ten westen van de Maas geweten aan een geringe dispersie capaciteit.

Tenslotte speelt mogelijk een toestroom van dieren vanuit aangrenzende populaties een rol bij de recente opmars van de Middelste bonte specht (Bakhuizen, 2006) en de Grauwe klauwier (van Dongen 2007). Ook voor het standhouden van de Fluiters in de bossen bij Vaals wordt de rol van grote bronpopulaties in de buurt (Ardennen en Eifel) genoemd.

3.7 Amfibieën

Amfibieën maken vooral gebruik van hellingbossen voor de overwintering en in de zomer om te schuilen en te foerageren. Aangezien de ontwikkeling van de larven altijd aan het water is gebonden, is de combinatie met geschikte voortplantingswateren essentieel. Bovendien moeten de voortplantingswateren op korte afstand aanwezig gezien de geringe migratie van de soorten en moet het tussenliggende biotoop geschikt zijn. Daarbij stellen de soorten verschillende eisen aan zowel de voortplantingswateren als aan de hellingbossen als landbiotoop. De vier soorten die enige binding hebben met (helling)bossen in Zuid-limburg worden hieronder besproken. Het betreft de vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*), de alpenwatersalamander (*Lissotriton alpestris*), de vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) en de geelbuikvuurpad (*Bombina variegata*). De situatie voor de salamanders is uitgebreid beschreven in de verspreidingsatlas van Limburg (van der Coelen 1992), terwijl daarnaast voor de beide padden veel kennis is samengevat in de actieplannen voor deze soorten (Lenders 2000; Platform Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad 2006). Deze kennis wordt hier samengevat en daar waar het van toepassing is wordt verwezen naar aanvullende literatuur. De vuursalamander is hier niet opgenomen, omdat deze soort in het op te stellen pre-advies beekdalen voor het Heuvelland zal worden behandeld.

3.7.1 Salamanders

In de literatuur wordt voor beide soorten een breed spectrum aan voortplantingswateren genoemd zoals bronbeekjes, bospoelen, karrensporen, vennen, meren en moerassige en drassige plekken. Wanneer echter specifiek wordt gekeken naar de situatie in het heuvelland in Zuid-limburg bestaan de volgende verschillen. De Vinpootsalamander komt hier met name voor in bronpoelen en donkere bospoelen, drinkpoelen en kleine beekjes, anders dan in de rest van Nederland waar de soort ook in zure vennen wordt aangetroffen.

Concurrentie tussen salamanderlarven resulteert in een sterke reductie van de overleving alsmede de leeftijd en grootte bij metamorfose (Griffiths *et al.* 1994; Van Buskirk 2007). Het vermoeden bestaat dat deze concurrentie met andere salamander soorten een rol speelt, waarbij in het laagland concurrentie met de kleine watersalamander de verklaring is voor het ontbreken van de Vinpootsalamander buiten de zure vennen. In het heuvelland zouden de concurrentieverhoudingen anders liggen en zal er met name concurrentie met de Alpenwatersalamander bestaan. De Alpenwatersalamander bezet in Zuid-limburg namelijk een breed spectrum aan voortplantingswateren, hoewel ze wordt minder aangetroffen in nieuwe poelen en oligotrofe poelen. Het verspreidingsgebied van de Vinpootsalamander is in Zuid-limburg beperkter dan en overlapt grotendeels met de Alpenwatersalamander. Ook voor het Meinweggebied vond Lenders (2005) een grote overlap in verspreiding tussen beide soorten, en in de door hem aangehaalde studies uit Duitsland werd de Vinpootsalamander bijna uitsluitend aangetroffen in poelen waar ook Alpenwatersalamander aanwezig was.

In vergelijking met andere soorten is de Vinpootsalamander het meest zuurtolerant. Zo werd de grootte en de groei van larven door hoge zuurgraad het minst belemmerd bij de Vinpootsalamander (Griffiths & Deweijer 1994). Bovendien lijkt de soort een voorkeur te hebben voor zachte en voedselarme wateren. De betekenis van begroeiing is voor de Vinpootsalamander waarschijnlijk gering en eitjes worden ook bevestigd aan dood bladmateriaal op de bodem (De Fonseca & Jocqué 1982). Bovendien zijn bekende predatoren van eieren zoals libellen en waterkevers (Miaud 1993; Orizaola & Brana 2003) minder talrijk in wateren met weinig begroeiing (o.a. Scheffer *et al.* 2006).

De tijd die de Vinpootsalamander in het water doorbrengt is lang. De volwassen dieren zijn vaak al ruim voor die tijd in het voortplantingswater aanwezig. Een aanzienlijk deel van de populatie overwintert zelfs in het water. Bovendien is de Vinpootsalamander een soort die na de voortplanting relatief lang in het water blijft, zodat de periode die op het land wordt doorgebracht beperkt is tot één a twee maanden. Alpenwatersalamanders kunnen daarentegen al eind april weer het voortplantingswater verlaten en overwinteren voornamelijk op het land. De waarnemingen van dieren die de hele winter in het water verblijven betreffen kleine aantallen en zal eerder uitzondering dan regel zijn. Na de voortplanting zoeken de dieren schuilplaatsen op in de vorm van rottend hout, boomstammen, houtstapels, mospollen of kruipen ze onder grote stenen.

In vergelijking met de Alpenwatersalamander is de Vinpootsalamander kleiner, legt meer eieren die zich sneller ontwikkelen. De larven verblijven gemiddeld langer in het water, terwijl de adulten korter leven (Nöllert & Nöllert 2001). Dit wijst mede met de verschillen in gebruik van land en water biotoop dat de binding aan waterbiotopen is waarschijnlijk groter voor de Vinpootsalamander. Daarentegen is de binding van de Alpenwatersalamander aan het land groter, maar gezien haar status lijkt de soort hier geen knelpunten te ondervinden.

3.7.2 Padden

Ecologisch zijn beide soorten in het noorden van het areaal gebonden aan heuvelland met daaraan gekoppeld relatief warme micro-klimatologische condities. Ze kwamen tot in de zestiger jaren gebiedsdekkend in bijna geheel Zuid-Limburg voor. De thans nog resterende Limburgse populaties zijn zeer lokaal en in de meeste gevallen volledig van elkaar geïsoleerd. Hellingbossen vormen waarschijnlijk voor beide soorten een belangrijk overwinteringsgebied. De binding aan en de keuze voor een bepaald type voortplantingswateren verschilt echter sterk tussen beide soorten.

De Vroedmeesterpad (Figuur 3.6) kent een bijzondere vorm van broedzorg waarbij het mannetje de eisnoeren om hun achterpoten meedraagt totdat ze ontwikkeld zijn. Een hoog vochtgehalte en een hoge temperatuur zijn belangrijk voor de eiontwikkeling die 22-50 in beslag neemt, afhankelijk van de temperatuur. Het aantal eieren is zeer gering (rond de 50) zeker in vergelijking met andere soorten, maar door de forse afmetingen van de eieren hebben de larven, nadat ze uit het ei gekropen zijn, reeds een lengte van 10-17 mm. Ter vergelijking, bij de Geelbuikvuurpad bedraagt het aantal eieren per afzetting zo'n 120-170 stuks en zijn de larven 6-10 mm groot wanneer ze uit het ei kruipen. De grote larven van de Vroedmeesterpad geeft ze een concurrentievoordeel en reduceert de gevoeligheid voor predatoren zoals roofinsecten, en andere amfibieën soorten. Dit is ook nodig aangezien de larven waarschijnlijk niet giftig zijn. De Vroedmeesterpad bezet zeer verschillende voortplantingswateren, variërend van ondiepe plassen, zonder enige vegetatie met een relatief hoge watertemperatuur, tot diepe begroeide, relatief koele bronpoelen. Dit is waarschijnlijk mogelijk doordat een groot en wellicht kritiek deel van de larvale ontwikkeling buiten het water wordt doorgebracht. De ontwikkeling van de larve tot metamorfose kan binnen 9-12 weken voltooid zijn, zodat de jongen hetzelfde jaar nog metamorfoser, waarbij de jonge padjes 20-25 mm groot zijn. Omdat de soort vier paringsrondes kent, zijn het hele jaar door zijn larven in het water te vinden en veel larven overwinteren ook in het water. Dit betekent dat de wateren voldoende diep moeten zijn opdat ze niet droogvallen en de bodem in de winter vorstvrij is.



Figuur 3.6. De Vroedmeesterpad (Alytes obstetricans) kent een bijzondere vorm van broedzorg waarbij het mannetje de eisnoeren om zijn achterpoten meedraagt totdat ze ontwikkeld zijn (foto M. Dorenbosch)

De Geelbuikvuurpad kent geen vorm van broedzorg. De eieren worden in klompjes afgezet en ontwikkeling zich in 8 dagen. De soort heeft de neiging om voor de voortplanting gebruik te maken van kleine tijdelijke voortplantingswateren, zoals karrensporen en vrachtwagensporen, die bij droogte redelijk snel kunnen verdwijnen. Dit zijn warme wateren waar vissen afwezig zijn, evenals vele andere predatoren en concurrenten, waaronder roofinsecten en andere amfibieën. De larven kunnen zich onder deze condities snel ontwikkelen. Slechts 6-8(-10) weken zijn nodig om tot de metamorfose te komen waarna ze 12-16 mm groot zijn. De soort overwintert op het land in vorstvrije holen en spleten in de bodem, beschutte plaatsen onder stapels hout en steen. Ook overwintering in hellingbossen is aannemelijk. Overwintering in het water vindt in de regel niet plaats, mogelijk omdat deze niet vorstvrij zijn. In de zomerperiode is de Geelbuikvuurpad gebonden aan min of meer permanent vochtige levensomstandigheden. De Geelbuikvuurpad is waarschijnlijk vooral overdag actief. In het water en op de oevers zoeken de dieren naar voedsel. De eisen die worden gesteld aan deze zogenaamde verblijfwateren zijn minder stringent dan aan voortplantingswateren. Bij het uitdrogen van poelen en plassen gaat de soort op zoek naar andere wateren, een eigenschap die prima past in de oorspronkelijke leefgebied van zeer dynamische leefomgeving. Het is daarom van groot belang dat er in een

wijdere omgeving veel geschikte voortplantings- en verblijfswateren aanwezig zijn. Omdat de dieren een grote behoefte hebben aan warmte, neemt de activiteit 's nachts af. De Vroedmeesterpad is met name 's nachts actief. Omdat hun huid gevoelig is voor uitdroging houden ze zich overdag schuil op vochtige plekken zoals in spleten, onder stenen, in boomstronken of in holletjes die met de voorpoten worden gegraven. Temperatuur is de belangrijkste factor voor deze soort in de zomer en verklaart de sterke voorkeur voor zuid(oost)elijk geëxponeerde hellingen, oude vestingmuren etc. Hier komt de soort vooral voor bij stenige, open vegetatiearme plekken (veel instraling) met voldoende schuilgelegenheid (o.a. holen, spleten, steenhopen). De soort is weinig mobiel. Vaak overlappen zomerhabitat en overwinteringsplaatsen grotendeels. Deze dienen binnen een straal van 300 m te liggen. Volgens Gollmann & Gollmann (2002) gebruiken volwassen Geelbuikvuurpadden een gebied in een straal tot 1000 m om het voortplantingswater. Vanwege het ontbreken van grote aaneengesloten leefgebieden is dat in ons land waarschijnlijk veel minder en lijkt een afstand tot maximaal 500 meter het meest haalbare. Waarschijnlijk heeft dit als bij-effect dat in de min of meer gesloten groeves het verlies van jonge dieren die wegtrekken veel geringer is. Versnippering van leefgebied vormt voor de Geelbuikvuurpad dan ook veel meer een probleem dan voor de Vroedmeesterpad.

3.8 Vlinders

Van de 71 soorten standvlinders onder de Nederlandse dagvlinders zijn er 28 die vooral vroeger voorkwamen in de bossen, struwelen en bosranden van het Heuvelland (Bos *et al.* 2006). Bij de nachtvlinders (Macrolepidoptera) gaat het om vele tientallen van de ca. 900 in Nederland vastgestelde soorten. Voor dit pre-advies is de nadruk gelegd op een selectie van 18 soorten dagvlinders en 17 soorten nachtvlinders geselecteerd binnen de Macrolepidoptera. Dit is gebeurd op basis van de volgende criteria:

- Binding aan bossen of overgangen van bos naar grazige vegetatie
- Soorten die bekend zijn van het Limburgse Heuvelland, hoewel ze daar tegenwoordig niet altijd meer hoeven voor te komen
- Landelijke status niet algemeen (zeldzaam tot verdwenen)

Biotoop

De meeste soorten zijn in het Heuvelland kenmerkend voor de kalkrijke hellingen. Alleen bosparelmoervlinder (*Mellicta athalia* of *Melitaea athalia*) (waardplant hengel), kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*) (waardplant kamperfoelie; in het buitenland overigens ook rode kamperfoelie) en mogelijk ook rouwmantel en bruine eikenpage zijn eerder kenmerkend voor de zuurdere omgeving van de bossen op de plateaus. Een aantal soorten kan naast de kalkrijke hellingen ook voorkomen in beekbegeleidende bossen. Het valt op dat de overgrote meerderheid van de soorten gebonden is aan bosranden of open plekken in het bos (Tabel 3.7.1 en 3.7.2):

- Grazige bosranden: zeven soorten (resp. 5 dag- en 2 nachtvlinders) zijn eerder aan graslanden en ruigte dan aan bossen gebonden, maar ze zijn vanwege de beschutting wel overwegend van bosranden afhankelijk;
- Struwelen: vier soorten dagvlinders hebben struiken als waardplant en zijn aan struwelen gebonden;
- Mantel: zes soorten zijn van een goed ontwikkelde mantel afhankelijk. Vijf soorten nachtvlinders hebben bosrank als waardplant en de kleine ijsvogelvlinder gebruikt kamperfoelie als waardplant.
- Bosranden en open plekken: 14 soorten (resp. 8 dag- en 6 nachtvlinders) zijn gebonden aan open of halfopen situaties in een bosomgeving: bosranden, kapvlakten, hakhoutbos, grazige open plekken;
- Opgaand bos: geen van de geselecteerde soorten dagvlinders gedijt in opgaand bos. Vier van de nachtvlindersoorten hebben grotere bomen of daarop groeiende korstmossen als waardplanten. Het is echter de vraag of deze soorten ook in bos met een gesloten kronendak voorkomen.

Microhabitat

Gekwantificeerde beschrijvingen van microhabitats ontbreken veelal, maar voor m.n. dagvlinders zijn goede kwalitatieve beschrijvingen veelal wel voorhanden (zie Asher *et al.* 2001; Akkermans *et al.* 2001; Bos *et al.* 2006).

Microklimaat

Veel van de soorten lijken gebonden te zijn aan de warme microklimaten van de hellingen en bosranden in het Heuvelland. Voor tenminste 12 soorten dagvlinders en 4 nachtvinders is dit het geval, wat ook tot uiting komt in het feit dat de helft van de dagvlindersoorten in ons land zijn noord-westelijke areaalgrens bereikt. Daarnaast bestaat er voor 8 soorten dagvlinders en 3 nachtvinders ook een binding aan een vochtige omgeving. Voor zes soorten dagvlinders wordt de combinatie warmte en vocht ook expliciet genoemd. Vochtregulatie is vooral voor rupsen, maar ook voor eitjes en vlinders, van essentieel belang (Bink 1992; Bos *et al.* 2006); bij de boszandoog (*Lopinga achine*) is uitdroging zelfs in Zweden een reëel gevaar (Bergman 1999). In het Heuvelland kan de combinatie van zon en vocht in potentie op veel plaatsen worden gevonden vanwege de variatie in topografie, de lemige bodem en de relatief hoge luchtvochtigheid. Gevarieerde overgangen tussen bos en open vegetatie bieden vlinders veel mogelijkheden om zowel hun warmte- als vochtregulatie te optimaliseren. Voor de betreffende soorten is hierover echter nauwelijks goed gedocumenteerde informatie beschikbaar.

Waardplanten

Rupsen variëren sterk in de specifieke binding aan bepaalde waardplanten. De meeste waardplanten voor de rupsen van de geselecteerde vlindersoorten zijn in het Heuvelland niet bijzonder zeldzaam. Hengel (*Melampyrum pratense*), belangrijkste waardplant van de bosparelmoervlinder (Figuur 3.7), vormt hierop mogelijk een uitzondering (maar daarvoor is nauwkeurige informatie over het voorkomen van deze plantensoort vereist). Maar naast de aanwezigheid stellen de rupsen ook voorwaarden aan de dichtheid van de waardplanten en de structuur van de omgeving ervan. Ruige vegetatie is essentieel voor de foeragerende of overwinterende rupsen van bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*), geelsprietdikkopje (*Thymelicus sylvestris*), zilverstreep (*Coenonympha hero*) - en tweekleurig hooibeestje (*Coenonympha arcania*). Een te lage dichtheid of te zware beschaduwning kan bijvoorbeeld voor keizersmantel en zilvervlek, die van viooltjes afhankelijk zijn, een beperking vormen. En ook het aanbod aan grotere iepen voor iepenpage en grote vos of het aanbod aan opslag van ratelpopulieren voor grote ijsvogelvlinder (*Limnitis populi*) en oranje espenspanner (*Archiearis notha*) (en mogelijk ook boswilg voor grote weerschijnvlinder (*Apatura iris*) en grote vos (*Nymphalis polychloros*)) zal vaak onvoldoende zijn.

Nectarplanten

Lang niet alle bosvlinders zijn afhankelijk van nectarbronnen. Nachtvinders foerageren soms helemaal niet en andere soorten zoeken vooral honingdauw, bloedende bomen, rottend fruit of mest op. Maar de helft van de geselecteerde dagvlinders en ook bijvoorbeeld de Spaanse vlag (*Euplagia quadripunctaria*) (Groenendijk 2007) en de kleine Sint-Jansvlinder (*Zygaena viciae*) (Groenendijk & Van Oosterhout 1998) zijn wel afhankelijk van een voldoende nectaraanbod. Dit wordt vooral gevonden in de zomen (bramen, distels, koninginnekruid), maar voor een aantal soorten ook aangrenzende graslanden (m.n. klavers, knautia en diverse gele composieten).

Overnachting en overwintering

Overwinteringsplaatsen zijn voor de meeste soorten goed bekend. Ze komen voor eitjes en rupsen vaak overeen met de groeiplaats van de waardplant - al overwintert de keizersmantel (*Argynnis paphia*) bijvoorbeeld als nuchtere rups op de schors van bomen, en zoekt deze pas in het voorjaar de viooltjes op. Ook de verpopping vindt dikwijls op of bij de waardplant plaats. De rouwmantel (*Nymphalis antiopa*) en de grote vos (*Nymphalis polychloros*) overwinteren juist als vlinder en zoeken daarvoor holle bomen of houtstapels op.

In tegenstelling tot de overwintering is er vrij weinig bekend over plekken voor overnachting van vlinders. De meeste graslandsoorten zullen wegkruipen in de vegetatie, maar juist voor de geselecteerde soorten zou de aanwezigheid van een bosrand één van de factoren in hun binding aan bossen kunnen zijn. Zo zoekt ook bijv. het heideblauwtje (*Plebeius argus*) vaak een bosrand op om te overnachten (Dennis 2004).



Figuur 3.7. Bosparelmoervlinder (*Melitaea athalia*), een uit Zuid-Limburg verdwenen vlinder (Foto: M. Wallis de Vries)

Tabel 3.7.1 Typering van de habitat van de geselecteerde dagvlinders van hellingbossen (algemene literatuur: Asher *et al.* 2001; Bink 1992; Bos *et al.* 2006; Warren 1993); afkortingen betreffen vegetatietypen en hellingtypen (zie Tabel 2.1).

Nederlandse naam	Habitat	Plateau-Helling	Waardplanten	Literatuur habitat
Bont dikkopje	Ruige, grazige bosranden (SC, FQ)	m.n. helling (K1, K2, K3, L, V)	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (op kalk)	
Bosparelmoervlinder	Kruidrijke, zonnige bosranden en open plekken met hengel (FQ)	plateau (K1, K2, L, V)	m.n. hengel; ook wel vingerhoedskruid, ereprijs en smalle weegbree	Warren (1985b)
Boswitje	Grazige vegetatie nabij vochtige bosranden (SC, LF)	hele gradiënt (K1, K2, L)	<i>Lotus corniculatus</i> e.a. Fabaceae	Warren (1985a); Warren & Bourn (1998)
Bruine eikenpage	Bosranden en open plekken met eikenopslag en nectarbronnen (FQ)	plateau (?) (K1, K2, L, V)	m.n. Zomereik	Koschuh & Fauster (2005)
Geelsprietdikkopje	Ruige, grazige bosranden (alle bostypen)	hele gradiënt (K1, K2, K3, L, V)	div. breedbladige grassen	
Groentje	Struweel en bosranden met zonnige expositie (FQ)	hele gradiënt (K1, K2, L, V)	div. houtige (dwerg)struiken; maar ook zonneroosje en rolklaver op kalkgrasland	Vanreusel & Van Dyck (2007) (alleen heidegebied)
Groot geaderd witje	Zonnige struwelen langs graslanden; lichte bossen (alle bostypen)	helling (K1, K2, K3, L, V)	Meidoorn, lijsterbes, Prunus-soorten	
Grote ijsvogelvlinder	Vochtige, structuurrijke loofbossen met zonnige, open plekken en jonge ratelpopulier (SC, LF, FU)	helling (K1, K2, K3, L, V)	<i>Populus tremula</i>	Földner (2004)
Grote vos	Vochtige, structuurrijke loofbossen met zonnige, open plekken; holle bomen of houtstapels voor overwintering (SC, LF, FU)	helling (K1, K2, K3, L, V)	m.n. iepen; ook zoete kers en wilg (o.m. <i>Salix caprea</i>)	
Grote weerschijnvlinder	Vochtige, structuurrijke loofbossen met zonnige, open plekken (SC, LF)	helling (en beekdal) (K1, K2, K3, L, V)	m.n. <i>Salix caprea</i>	Földner (2004); Willmott (1990)

vervolg

lepenpage	Vruchtdragende iepen (SC, LF, FU)	helling (K1, K2, L)	lepen (gladde, ruwe, div. cultivars)	Davies (1992); Hermann (1994); Maes (1996)
Keizersmantel	Kruidenrijke, zonnige bosranden en open plekken met hoge dichtheden viooltjes (SC, LF, FU)	helling (K1, K2, L, V)	bosviooltjes en maarts viooltje	
Kleine ijsvogelvlinder	Vochtige, loofbossen met open plekken of randen met kamperfoelie in halfschaduw (alle bostypen)	plateau (K1, K2, L, V)	Kamperfoelie	
Rouwmantel	Vochtige, structuurrijke loofbossen met zonnige, open plekken; holle bomen of houtstapels voor overwintering (SC, FQ, LF)	plateau (K1, K2, L, V)	m.n. wilg; ook berk en kers	
Sleedoorpage	Struweelrijke bosranden met sleedoor (SC, LF, FU)	hele gradiënt (K1, K2, K3, L, V)		Bourn & Warren (1998); Fartmann & Timmermann (2005); Thomas (1974)
Tweekleurig hooibeestje	Schrale, grazige, zonnige bosranden en kapvlakten (FQ, SC)	hele gradiënt (K2, L)	div. grassen	
Zilverstreephooi-beestje	Vochtige bossen met ruige open plekken en hakhout (SC, FQ, LF)	K1, L	div. hoge grassen	Thust et al. (2001)
Zilvervlek	Kruidenrijke, zonnige bosranden en open plekken met hoge dichtheden viooltjes (SC, LF, FU)	helling (K1, K2, L, V)	bosviooltjes	Brereton et al. (1999)

Tabel 3.7.2 Typering van de habitat van de geselecteerde nachtvlinders van hellingbossen (algemene literatuur: Ebert *et al.* 1994-2005; Skinner 1998; Waring & Townsend 2006)

Nederlandse naam	Biotoop	Waardplant
Bonte beer	Divers; ook open plekken in (vochtige) bossen (L)	Diverse kruidachtige en houtige planten
Bosrankdwergspanner	Open bossen en struwelen op kalkrijke grond (K1, K2, L)	Bosrank en gekweekte clematis-soorten
Bosrankvlinder	Vochtige, zonnige en warme bosranden op kalkbodem (K2)	Bosrank
Bruine bosrankspanner	Open bossen en struwelen op kalkrijke grond (K1, K2, L)	Bosrank
Donkergroene korstmosuil	Loofbossen en gemengde bossen (K1, K2, L)	Korstmossen (vooral op bomen)
Egale bosrankspanner	Open bossen en struwelen op kalkrijke grond (K1, K2, L)	Bosrank en anemoon
Eiken-orvlinder	Oude loofbossen met volgroeide eiken (K2, V)	Eik
Klaverwesplinder	Zonnige, warme droge kalkgraslanden en steengroeven (K2, L)	Diverse soorten klaver, waaronder vooral gewone rolklaver en honingklaver
Kleine Sint-Jansvlinder	Bloemrijke kalkgraslanden op zuidhellingen (K1, K2)	Vogelwikke en andere wikkesoorten; honingklaver, gewone rolklaver en veldlathyrus
Linde-eenstaart	Bossen (K2)	Linde en eik; mogelijk ook andere loofbomen waaronder els en berk
Oranje espanspanner	Open oude bossen met veel ratelpopulieren (K2, K3)	Vooral ratelpopulier; ook berk en boswilg
Pluimspinner	Bossen op kalkrijke bodem (k2, V)	Esdoorn
Spaanse vlag	Bosranden en weelderige mantels en zomen met koninginnenkruid (k1, K2, K3, L)	Diverse kruidachtige en soms houtige planten
Vingerhoedskruid-dwergspanner	Kapvlaktes in het bos; ook randen van kalkgraslanden (k2, V)	Vingerhoedskruid
Weegbreebeer	Divers; ook open plekken in bossen (K1, K2, K3, V)	Diverse kruidachtige en houtige planten
Witvlekbosrankspanner	Open bossen en struwelen op kalkrijke grond (K1, K2)	Bosrank
Zwart weeskind	Bossen en struwelen op vochtige locaties (k2, K3)	In het najaar allerlei kruidachtige planten; rups stapt in het voorjaar over op bomen en struiken

Status

Zeven van de 18 soorten dagvlinders en 15 van de 17 soorten nachtvlinders hebben nog populaties in Zuid-Limburg (Tabel 3.7.3 en 3.7.4). Boswitje (*Leptidea sinapis*) en lepenpage (*Satyrrium w-album*) zijn tegenwoordig exclusief Heuvelland-soorten, maar alle soorten kwamen oorspronkelijk ook buiten het Heuvelland voor. Van de dagvlinders zijn er 7-8 soorten thans uit Nederland verdwenen en voor de nachtvlinders twee soorten. Voor de dagvlinders komen er daarnaast 4 soorten wel elders in Nederland voor, maar niet meer in Zuid-Limburg. Van de nachtvlinders is de status overigens minder goed bekend dan voor dagvlinders: nader onderzoek daarnaar is gewenst. Zes soorten lijken exclusief te zijn voor het Heuvelland (Bos *et al.* 2006; Waring & Townsend 2006).

Bronpopulaties

Voor 14 van de 18 soorten dagvlinders zijn er bronpopulaties in Zuid-Limburg of in de regio aanwezig (Tabel 3.7.3). Voor mobiele soorten liggen deze populaties vooral in de Eifel of de Ardennen, maar deze afstand is voor deze soorten geen belemmering voor een reële kans op kolonisatie van Zuid-Limburg. Voor de nachtvlinders zijn de meeste soorten aanwezig (Tabel 3.7.4). Van de twee soorten nachtvlinders die uit het Heuvelland verdwenen zijn, zijn bronpopulaties in België aanwezig, maar het is, gezien de relatief geringe mobiliteit van beide soorten (van der Meulen & Groenendijk, 2005), onduidelijk of spontane kolonisatie van daaruit te verwachten valt. De oranje espenspanner is namelijk ingeschat met een gemiddelde mobiliteit (klasse 3 op een schaal van 5) en de weegbreebeer als weinig mobiel (klasse 2).

Tabel 3.7.3 Status van dagvlinders van hellingbossen in Nederland en Zuid-Limburg met omliggende landen (naar o.m. Bos *et al.* 2006).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Rode lijst categorie	Status NL	Status Zuid-Limburg	Bronpopulaties in de regio
Bont dikkopje	<i>Carterocephalus palaemon</i>	Kwetsbaar	Vrij zeldzaam	Uiterst zeldzaam	Schinveld, Ardennen, Eifel
Bosparelmoervlinder	<i>Melitaea athalia</i>	Ernstig bedreigd	Zeer zeldzaam	Verdwenen (c. 1975)	Ardennen
Boswitje	<i>Leptidea sinapis</i>	Gevoelig	Uiterst zeldzaam	Zeldzaam	St. Pietersberg, Groeve Curfs
Bruine eikenpage	<i>Satyrrium ilicis</i>	Bedreigd	Vrij zeldzaam	Verdwenen (c. 1970)	M-Limburg, Vlaanderen, Ardennen, Eifel
Geelsprietdikkopje	<i>Thymelicus sylvestris</i>	Thans niet bedreigd	Vrij schaars	Zeldzaam	Lokaal aanwezig
Groentje	<i>Callophrys rubi</i>	Thans niet bedreigd	Vrij schaars	Zeldzaam	St. Pietersberg
Groot geaderd witje	<i>Aporia crataegi</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1960)	Eifel, Ardennen
Grote ijsvogelvlinder	<i>Limenitis populi</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c.1990)	Ardennen
Grote vos	<i>Nymphalis polychloros</i>	Ernstig bedreigd	Uiterst zeldzaam	Alleen zwervend?	Eifel, Ardennen
Grote weerschijnvlinder	<i>Apatura iris</i>	Ernstig bedreigd	Zeldzaam	Verdwenen (c. 1995)	Eifel, Ardennen
Iepenpage	<i>Satyrrium w-album</i>	Ernstig bedreigd	Uiterst zeldzaam	Uiterst zeldzaam	Heerlen
Keizersmantel	<i>Argynnis paphia</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1980)	Eifel, Ardennen
Kleine ijsvogelvlinder	<i>Limenitis camilla</i>	Bedreigd	Vrij zeldzaam	Uiterst zeldzaam	Schinveld, Ardennen, Eifel
Rouwmantel	<i>Nymphalis antiopa</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1965)	Wallonië
Sleedoornpag	<i>Thecla betulae</i>	Bedreigd	Zeldzaam	Zeldzaam	Lokaal aanwezig
Tweekleurig hooibeestje	<i>Coenonympha arcania</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1955)	Eifel, Ardennen
Zilverstreephooi-beestje	<i>Coenonympha hero</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1930)	Geen
Zilvervlek	<i>Boloria euphrosyne</i>	Verdwenen	Verdwenen	Verdwenen (c. 1950)	Ardennen

Tabel 3.7.4 Voorkomen van nachtvlinders van hellingbossen in Nederland en Zuid-Limburg met omliggende landen (naar Ebert *et al.* 1994-2005; Skinner, 1998; Waring & Townsend 2006).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Voorkomen NL	Voorkomen in buurlanden
Bonte beer	<i>Callimorpha dominula</i>	Zeer zeldzaam; waarschijnlijk wel inheems	Niet goed bekend, in België waarnemingen verspreid over het hele land
Bosrankdwergspanner	<i>Eupithecia haworthiata</i>	Zeldzaam; in zuidelijk Limburg wat algemener	Niet goed bekend, in België voorkomend in de zuidelijke provincies
Bosrankvlinder	<i>Thyris fenestrella</i>	Vermoedelijk alleen in Zuid-Limburg; zeldzaam	Voor zover bekend: in België en Duitsland populaties nabij de Nederlandse grens aanwezig
Bruine bosrankspanner	<i>Horisme vitalbata</i>	Zeldzaam in zuidelijke helft van Nederland.	Niet goed bekend, in België verspreid voorkomend
Donkergroene korstmosuil	<i>Cryphia algae</i>	Zeldzaam; lokaal in het oosten en zuiden; in Zuid-Limburg algemener	In België verspreid over het hele land, minder gewoon.
Egale bosrankspanner	<i>Horisme tersata</i>	Zeldzaam, vooral in Zuid-Limburg	Niet goed bekend, in België vooral bekend uit het zuiden
Eiken-orvlinder	<i>Cymatophorina diluta</i>	Zeldzaam in oostelijk Nederland; ook in hellingbossen van Zuid-Limburg	Niet goed bekend, in België vooral bekend uit het zuiden
Klaverwesplinder	<i>Bembecia ichneumoniformis</i>	Vermoedelijk alleen in Zuid- en Midden-Limburg; zeldzaam	In België en waarschijnlijk ook in Duitsland populaties nabij de Nederlandse grens aanwezig
Kleine Sint-Jansvlinder	<i>Zygaena viciae</i>	Alleen in Zuid-Limburg; lage aantallen en slechts enkele populaties	In België en Duitsland populaties nabij de Nederlandse grens aanwezig
Linde-eenstaart	<i>Sabra harpagula</i>	Zeer zeldzaam; weinig waarnemingen, maar recent vastgesteld in hellingbossen van Zuid-Limburg	Niet goed bekend, in België alleen bekend uit het zuiden
Oranje espenspanner	<i>Archiearis notha</i>	Mogelijk uitgestorven; tot enkele decennia geleden in Zuid-Limburg	Niet goed bekend, in België zeldzaam in het noorden en midden; in het zuiden iets gewoner
Pluimspinner	<i>Ptilophora plumigera</i>	Zeer zeldzaam, alleen in Zuid-Limburg	Niet goed bekend, in België vooral bekend uit het zuiden
Spaanse vlag	<i>Euplagia quadripunctaria</i>	Zeldzaam; alleen bekend uit Zuid-Limburg; circa 10 populaties; een zich uitbreidende soort	In aangrenzend Duitsland en België op diverse locaties goede populaties
Vingerhoedskruiddwergspanner	<i>Eupithecia pulchellata</i>	Zeldzaam; vooral in zuidelijk Limburg wat algemener; maar ook voorkomend in de oostelijke en zuidelijke helft van Nederland	Niet goed bekend, in België eveneens zeldzaam en vooral in de provincies Luik en Luxemburg
Weegbreebeer	<i>Parasemia plantaginis</i>	Zeer zeldzaam; mogelijk niet meer inheems	Zeer zeldzaam in België, daar lokaal in het zuiden
Witvlekbosrankspanner	<i>Melanthia procellata</i>	Zeldzaam; in zuidelijk Limburg wat algemener	Niet goed bekend, in België verspreid voorkomend
Zwart weeskind	<i>Mormo maura</i>	Zeldzaam; vooral bekend uit zuidelijk Limburg	In België vooral in de zuidelijke helft; maar sinds 1980 ook wat meer uit de noordelijke helft van het land.

3.9 Overige evertetraten

3.9.1 Karakteristieke soorten

Het aantal soorten overige evertetraten in hellingbossen is ongetwijfeld zeer hoog. Jagers op Akkerhuis *et al.* (2005) vermeldt dat in Nederland ongeveer 2500 soorten evertetraten gebonden zijn aan bossen en dat daarnaast nog een zeer groot aantal andere soorten in bossen voorkomt. Specifieke getallen voor het hellingbos zijn er niet, maar aangenomen mag worden dat een groot deel van deze 2500 soorten ook in het hellingbos voorkomt. Een deel van deze soorten is in Nederland zelfs beperkt tot het hellingbos, maar hoe groot deze groep is is eveneens niet bekend. Informatie over soorten die gebonden zijn aan het hellingbos is met name te vinden in de diverse

rode lijsten (De Bruyne *et al.* 2003; zie ook rode lijsten opgenomen in Weeda *et al.* 2006). Weeda *et al.* (2006) geeft een overzicht van 15 taxonomische groepen die bedreigde hellingbossoorten bevatten. In deze lijst zijn slakken, pissebedden, hooiwagens, duizendpoten, miljoenpoten, wantsen, loopkevers, Scydmaenidae, snuitkevers, bladhaantjes, zweefvliegen, boorvliegen, platkopwespen, goudwespen en tangwespen opgenomen (tabel 3.8.1). Enkele belangrijke families die zeker ook bedreigde karakteristieke soorten bevatten zoals de boktorren, bladsprietkevers en kortschildkevers zijn niet opgenomen. Voor Groot-Britannië bestaan voor deze groepen wel lijsten van bedreigde soorten die karakteristiek zijn voor kalkrijke bossen in heuvelachtige gebieden (The Invertebrate Conservation Trust 2007), maar of deze lijsten ook naar de Nederlandse situatie vertaald kunnen worden dient nog nader uitgezocht te worden. Meer karakteristieke soorten zijn te verwachten binnen de diverse vliegenfamilies waarvan de larven veelal gebonden zijn aan dood organisch materiaal of sapstromen van specifieke boom- of andere plantensoorten (zie Oosterbroek *et al.* 2005 voor een overzicht van familiekenmerken). Een soort die niet door Weeda *et al.* genoemd wordt maar waar al wel veel kennis over bijeen is gebracht is het vliegend hert (Figuur 3.8). Deze keversoort kan met name gevonden worden in holle wegen, bosranden en houtwallen waar de larven leven in dood hout (Smit & Krekels 2006).



Figuur 3.8. Het Vliegend hert (Lucanus cervus) wordt met name aangetroffen in bosranden, holle wegen en houtwallen. De larven leven in dood hout, waarbij de ontwikkeling tot wel 8 jaar in beslag kan nemen (foto W. Verberk)

Informatie over niet-bedreigde karakteristieke soorten is zeer schaars en alleen voor enkele beter bekende groepen aanwezig. Turin (2000) noemt enkele karakteristieke hellingbos loopkevers die op *Carabus violaceus* na allen ook in de rode lijst zijn opgenomen. *Carabus violaceus* zelf komt niet alleen voor in de randen van hellingbossen maar ook op kalkgraslanden met een noordelijke expositie en op de Veluwe en is dus maar gedeeltelijk tot de karakteristieke hellingbossoorten te rekenen. Schilthuizen en Vallenduik (1998) noemen drie soorten aaskevers die kenmerkend zijn voor Zuid-Limburgse (helling-) bossen.

3.9.2 Biotoop

De grote verscheidenheid aan ordes en families met bedreigde hellingbossoorten benadrukt de grote diversiteit aan hellingbosgebruikers en hun biologische en ecologische kenmerken. Kennis over de interacties tussen die kenmerken en de consequenties van die (combinaties) van kenmerken is er voor bovengenoemde

groepen echter niet of nauwelijks. Binding aan hellingbossen is veelal enkel gebaseerd op verspreidingsgegevens. Over de achterliggende mechanismen tast men nog grotendeels in het duister. Hierdoor is het in dit stadium niet mogelijk nauwkeurig aan te geven welke voorwaarden deze soorten aan hun leefomgeving stellen en voor welke processen zij kwetsbaar zijn. Een analyse van de levenscyclus van deze soorten zal hier meer inzicht in geven. Echter voor een deel van de bovengenoemde soorten zal een dergelijke analyse lastig zijn uit te voeren daar gedegen kennis over de biologie en ecologie van deze soorten ontbreekt.

Associatie met specifieke hellingtypes zoals besproken in hoofdstuk 2.2 is voor geen van de bovengenoemde soorten bekend. De binding aan specifieke (combinaties van) landschapselementen zal zich veelal op veel kleinere schaal manifesteren. Aangezien voor bijna alle soorten de binding met hellingbossen in het algemeen slechts beargumenteerd is vanuit verspreidingsgegevens is het onmogelijk in dit stadium het belang van de verschillende landschapselementen aan te geven. Uit studies aan bossen in het algemeen (met name bossen op de hogere zandgronden) is wel bekend dat een groot aantal soorten gebonden is aan dood hout van specifieke leeftijd, boomsoort en diameter (zie Jagers op Akkerhuis *et al.* 2005), dat enkele zweefvlieglarven leven in dood hout in of nabij bronnen of beekjes in het bos en dat andere soorten (bijvoorbeeld loopkevers en volwassen zweefvliegen) met name de bosranden, open plekken en zomen benutten. Nader onderzoek is nodig om deze kennis naar de specifieke hellingbossituatie uit te werken.

Er zijn wel enkele algemene aspecten die van belang zijn voor de overige evertibraten in het hellingbos. Ten dele komen deze overeen met de factoren die in paragraaf 3.8 besproken zijn voor de vlinders.

Microklimaat & bodemstructuur

Evenals voor de vlinders speelt het bijzondere microklimaat van de hellingbossen (zie hoofdstuk 3.8) ook voor veel overige evertibraten een belangrijke rol. Veel soorten die in tabel 3.8.1. en 3.8.2. genoemd zijn bereiken in Zuid-Limburg de noord- of noordwestgrens van hun areaal. Bosranden en open plekken spelen een bijzonder belangrijke rol omdat hier vochtige groeiplaatsen voor de larven grenzen aan warme landschapselementen waar volwassen zweefvliegen en kevers in hun warmtebehoefte kunnen voldoen. Voor de karakteristieke pissebedden, miljoenpoten en duizendpoten wordt aangegeven dat met name de karakteristieke bodemstructuur van vochtige, rulle leem van belang is (Weeda *et al.* 2006).

Kalk

Enkele soorten huisjesslakken zijn direct aan kalkbodems gebonden door hun hoge kalkbehoefte (Figuur 3.9). Soorten die daarbij gebonden zijn aan vochtige, warme omstandigheden of aan bepaalde aspecten van de hellingbosbodem of strooisellaag zijn in Nederland alleen in het hellingbos te vinden.

Voedsel

Een deel van de karakteristieke wantsen, kevers en vliegen van het hellingbos zijn voedselspecialisten op karakteristieke hellingbosplanten. De boorvlieg *Platyparea discoidea* is bijvoorbeeld specialist op Ruig klokje en de bedreigde wants *Derephysia sinuatocollis* leeft op oude stengels van de bosrank (die nota bene bestreden wordt!). Andere soorten zijn specialist op planten die ook in andere bostypes voorkomen, maar zijn door hun hoge warmtebehoefte in Nederland toch beperkt tot hellingbossen. Een belangrijke voedselbron in het hellingbos wordt gevormd door dood hout, waarbij verschillende eisen gesteld worden aan boomsoort, leeftijd van het hout en diameter. Over de specifieke eisen van de meeste hellingbosbewoners is echter niets bekend. Ook nectar is voor een deel van de soorten (met name vliegen) een belangrijke voedselbron. Zoals al voor de vlinders genoemd is is niet alleen de aanwezigheid van specifieke voedselbronnen van belang, maar ook de dichtheid daarvan. Kennis over kritieke grenswaarden is er echter niet. Onder de karakteristieke soorten overige evertibraten bevinden zich ook predatoren en parasieten die gebonden zijn aan het voorkomen van voldoende grote gastheerpopulaties.

Samenhang landschapselementen

Zoals al onder de kopjes voedsel en microklimaat aan de orde is gekomen stellen verschillende levensstadia vaak verschillende eisen aan hun omgeving. Met name bij holometabole soorten (soorten die een volledige gedaanteverwisseling ondergaan waarbij de larvale vorm sterk verschilt van de volwassen vorm) kan het biotoop van de larvale stadia zeer sterk verschillen van de behoeften van volwassen soortgenoten (imago's). Een goede ruimtelijke samenhang van de landschapselementen die in de verschillende levensstadia vereist zijn is derhalve een voorwaarde voor het voorkomen van deze soorten. De eisen die met name de niet volwassen stadia van de overige evertebraten aan hun omgeving stellen zijn veelal zeer slecht bekend. Naast specifieke biotopen voor larven en imago's maken veel soorten ook binnen elke levensfase gebruik van verschillende landschapselementen bijvoorbeeld om te schuilen, eten en overwinteren. De eisen die de verschillende soorten aan de ruimtelijke samenhang van hun omgeving stellen kan in kaart gebracht worden middels een analyse van de levenscyclus en de kenmerken per soort waarbij de mobiliteit gedurende de verschillende levensstadia van groot belang is.



Figuur 3.9: De wijngaardslak (*Helix pomatia*) is een kenmerkende soort van de randen van Zuid-Limburgse hellingbossen (K1-3) (Foto: K. Eichhorn).

Tabel 3.8.1 Karakteristieke overige evertebraten van het hellingbos. *Gegevens over het habitat zijn alleen opgenomen als het habitat door de oorspronkelijke auteur nader omschreven is.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Habitat *	Literatuur
Slakken	Mollusca		De Bruyne <i>et al.</i> 2003
Gegroefde naaktslak	<i>Acicula fusca</i>		
Genaveld tonnetje	<i>Lauria cylindricea</i>		
Geruite rondmondhoren	<i>Pomatias elegans</i>		
Gestippelde kielnaaktslak	<i>Tandonia rustica</i>		
Gladde clausilia	<i>Cochlodina laminata</i>		
Gladde naaktslak	<i>Platyla polita</i>		
Grote glasslak	<i>Phenacolimax major</i>		
Kleine blinkslak	<i>Aegopinella pura</i>		
Opgerolde tandslak	<i>Helicodonta obvoluta</i>		
Steenbikker	<i>Helicigona lapicida</i>		
Vaatjesslak	<i>Sphyradium doliolum</i>		
Wijngaardslak	<i>Helix pomatia</i>		
Zwarte aardslak	<i>Limax cinereoniger</i>		
Hooiwagens	Opiliona		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Anelasmcephalus cambridgei</i>	Stenen, dood hout, kalk	
	<i>Trogulus nepaeformis</i>	Stenen, dood hout, kalk	

Pissebedden	Isopoda		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Porcellium conspersum</i>	Vochtige, lemige grond in hellingbossen nabij beek	
Duizendpoten	Chilopoda		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Cryptops anomalans</i>		
	<i>Lithobius aruginosus</i>	Vochtige rulle leem	
	<i>Lithobius tricuspis</i>	Oud bos op vochtige rulle leem	
Miljoenpoten	Diplopoda		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Archiboreoiulus pallidus</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Chordeuma sylvestre</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Glomeris intermedia</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Leptoiulus belgicus</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Leptoiulus kervilei</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Mycogona germanica</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Polydesmus inconstans</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
	<i>Propolydesmus testaceus</i>	Vochtige rulle leemhoudende grond	
Wantsen	Heteroptera		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Acalypta musci</i>	Mossen op boomstronken	
	<i>Derephysia sinuatoollis</i>	Bosrank	
	<i>Elasmotherus minor</i>	Rode kamperfoelie	
	<i>Hypseloecus visci</i>	Maretak	
	<i>Psallus assimilis</i>	Spaanse aak	
Loopkevers	Carabidae		
	<i>Carabus violaceus</i>		Turin 2000
	<i>Abax ovalis</i>	Kalk	Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Molops piceus</i>		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Pterostichus cristatus</i>	Kalk	Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Trichotichnus nitens</i>		Weeda <i>et al.</i> 2006
Snuitkevers	Curculionoidea		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Dissoleucas niveirostris</i>	Hazelaarfamilie, dood hout	
	<i>Ruteria hypocryta</i>	Schimmelige takken, Eik en Beuk	
Bladhaantjes	Chrysomelidae		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Timarcha metallica</i>	Walstro, Bosbes	
Overige kevers	Coleoptera spec.		
Vliegend hert	<i>Lucanus cervus</i>	Dood hout	Smit & Krekels 2006; Smit <i>et al.</i> 2005
	<i>Ptomaphagus varicornis</i>		Schilthuizen & Vallenduuk 1998
	<i>Catops longulus</i>		Schilthuizen & Vallenduuk 1998
Zweefvliegen	Syrphidae		Weeda <i>et al.</i> 2006
Roodsprietkopermantel	<i>Ferdinandea ruficornis</i>	Loofbomen	
Boorvliegen	Tephritidae		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Euphranta connexa</i>	Engbloem	
	<i>Platyparea discoidea</i>	Ruig klokje	
Goudwespachtigen	Chrysididae		Weeda <i>et al.</i> 2006
	<i>Chrysis rutilans</i>	Rupsen of bladhaantjes - larven, dood hout	
	<i>Philoctetes bidentulus</i>	Bladluizen, bladvlooiën en spinnen, holle stengels etc.	

vervolg

Tangwespen	Dryinidae		
	<i>Dryinus collaris</i>		
Mieren	Formicidae		Peters <i>et al.</i> 2004
	<i>Lasius bicornis</i>		
	<i>Lasius citrinus</i>		
	<i>Leptothorax affinis</i>		
	<i>Leptothorax unifasciatus</i>		

Tabel 3.8.2 Insectenfamilies die zeer waarschijnlijk ook karakteristieke hellingbossoorten bevatten, maar waarvan voor Nederland geen individuele karakteristieke soorten bekend zijn.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Literatuur
Kortschildkevers	<i>Staphylinidae</i>	The Invertebrate Conservation Trust 2007
Bladsprietkevers	<i>Scarabaeidae</i>	The Invertebrate Conservation Trust 2007
Boktorren	<i>Cerambycidae</i>	The Invertebrate Conservation Trust 2007
Diverse vliegenfamilies	<i>Diptera spec.</i>	Oosterbroek <i>et al.</i> 2005

4 Aantastingen en bedreigingen van natuurwaarden in hellingbossen

4.1 Inleiding

De natuurwaarden in hellingboscomplexen in het Zuid-Limburgse heuvellandschap zijn sinds 1945/50 bedreigd door een veranderd gebruik van zowel het bos als het aangrenzend landelijk gebied. Ook externe factoren zijn een ernstige bedreiging voor deze bossen. Meer in detail gaat het om de volgende knelpunten:

1. Het gebruik van het bos als hakhout is in Zuid-Limburg na 1945/1950 gestopt, waardoor het bos is **doorgeschoten** (of actief omgevormd) **tot opgaand bos** met een uniform horizontale en verticale structuur. Hierdoor zijn de volgende aspecten veranderd:
 - Het uitblijven van regelmatige perioden met hoge lichtintensiteit in de ondergroei. In de hellingbossen traden deze perioden de afgelopen eeuwen op na een kapbeurt als onderdeel van het hakhoutbeheer. In meer natuurlijke bossen zijn zij vooral het gevolg van sterfte onder grote oude bomen, waardoor openingen in het kronendak ontstaan (gaps). Het uitblijven van regelmatige perioden met een hoge lichtintensiteit in de ondergroei heeft tot gevolg gehad dat zeer veel soorten kruiden en struiken sterk in abundantie achteruit zijn gegaan of geheel zijn verdwenen. Schaduwtolerante, competitieve soorten domineren nu in de kruidlaag, met name bramen (*Rubus*) en klimop (*Hedera helix*), waardoor ondergeschikte kruidachtige soorten nog verder zijn afgenomen.
 - Het stoppen met het lokaal uitgraven van onproductieve hakhoutstoven en met lokale winning van mergel en vuursteen, waardoor geen verse kalkbrokken meer regelmatig aan het maaiveld komen.
 - Geleidelijke vestiging en uitbreiding van (meer) schaduwtolerante boomsoorten zoals Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en Hulst (*Ilex aquifolium*), waardoor pionierboomsoorten verdwijnen; hierdoor ontstaat opnieuw een qua structuur uniform bos, maar nu met meer schaduwtolerante hoofdboomsoorten.
2. **Strooiselaccumulatie** in opgaande, qua structuur uniforme bossen leidt tot een uniforme verzuring van de bovengrond wat op basenrijke bodems de vestigingskansen van o.a. bramen (*Rubus*) en Beuk sterk vergroot. Een toenemend aandeel Beuk (een soort met slecht verterend strooisel: Hommel *et al.* 2002) versterkt op basenarme bodems verzuring meer dan andere boomsoorten (zie ook knelpunt 1d). Ook bodemverzuring door de langjarige depositie van verzurende bestanddelen (S en N-verbindingen) heeft waarschijnlijk in de matig zure delen van de hellingboscomplexen (L en K) bijgedragen aan versnelde strooiselaccumulatie, iets dat in veel bossen in Europa is waargenomen (Bobbink & Lamers 1999).
3. De intensivering van het gebruik van graslanden en akkers en tegelijkertijd de ontwikkeling van gesloten, opgaand bos, heeft geleid tot **scherpe grenzen** tussen bos en niet-bos (hoog productieve graslanden en akkers), zonder ruimte voor mantel- en zoomvegetaties of mozaïeken van grasland en struweel. Zowel soorten

van het voorheen opener bos (incl. hakhout: Haveman & Schaminée 2005) als van voorheen structuurrijke graslanden (woeste grond, overhoekjes incl. heggen) worden hierdoor sterk bedreigd.

4. De natuurwaarden van hellingbossen kunnen op twee manieren bedreigd worden door de **vermesting** uit het landelijk gebied: a) door directe inspoeling of inwaaien van meststoffen (N, P, K) uit de akkers en graslanden op de plateaux, die bijna overal direct grenzen aan de hellingboscomplexen, en b) door de (sterk) verhoogde atmosferische depositie van N-verbindingen.
 - **Directe inspoeling** of inwaaien van meststoffen. Uit onderzoek in de Eifel is gebleken dat de bovenranden van hellinggraslanden, gelegen aan agrarisch gebied voor minimaal 10 – 15 m aantoonbaar verhoogd zijn (verhoogde biomassa-productie, dominantie gewone soorten, afname kenmerkende soorten) (Neitzke 1993, 2001). Dit proces zal zeker niet minder optreden in bovenranden van hellingbossen, maar is in dit type ecosysteem niet expliciet gekwantificeerd. In tegenstelling tot hellinggraslanden is in hellingbossen vaak sprake van hellingprocessen waarbij - vooral in het winterhalfjaar - strooisel en bodemmateriaal langs de hellingen verplaatst worden, vooral in en langs erosiegeulen en grubben. Dit betekent dat in principe deze invloed grotere delen van de helling kan beïnvloeden en niet alleen langs de bovenrand verhooging kan veroorzaken.
 - **Atmosferische N-depositie.** Al zeker sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw is ook in Zuid-Limburg de toevoer van N-verbindingen aanzienlijk verhoogd. Zo zijn voor de periode 1980-1990 voor Zuid-Limburg gemiddelde deposities van 30 – 50 kg N /ha/jaar berekend, terwijl deze depositie in 2004 voor de habitatrichtlijngebieden in Zuid-Limburg met bos als 28 – 33 kg N/ha/jaar is gemodelleerd (Alterra/TNO 2004). Helaas zijn N-depositiemetingen in Zuid-Limburg zeer schaars, maar maken wel aannemelijk dat ook in Zuid-Limburg de toevoer van N sterk verhoogd is t.o.v. een natuurlijke achtergrondswaarde van 1-2 kg N/ha/jaar. Zo is door Van Dam (1990) de N-depositie in graslanden in het Gerendal vastgesteld op 25-35 kg N/ha/jaar. Gelet op het verschil in ruwheid van grasland vergeleken met bos, is het waarschijnlijk dat de N-depositie in bossen aldaar zeker 11/2 of 2 zo hoog was als in grasland. In 2006 is via de doorvalmethode de N-depositie in een hellingbos bij Voerendaal bepaald. Hierbij bleek de N-depositie 36-48 kg N/ha/jaar te zijn (ongepubliceerde gegevens E.C.H.E.T. Lucassen & J.R.M. Roelofs). Aangezien de rand/gesloten bos ratio in Zuid-limburgse hellingbossen relatief hoog is, is ook nog eens de depositie extra verhoogd, aangezien in bosranden (zeker 20-50 m) de droge depositie extra hoog is (bij dezelfde luchtconcentraties) (bijv. Ivens 1990). Kortom, ook in Zuid-Limburgse hellingbossen is de N-depositie zeker al 3 decennia flink verhoogd, en dit kan op veel plekken (holle wegen, bosranden, half-beschaduwde situaties, maar ook gesloten bos) tot veranderingen hebben geleid. De twee meest beschreven effecten van N-depositie op loofbossen, maar niet gemeten of onderzocht in Zuid-Limburg, zijn verhooging van de ondergroei (afname van weinig competitieve vaatplanten en mossen, toename dominanten o.a. Braam) en verhoogde uitspoeling van nitraat (o.a. Bobbink & Lamers 1999; Flückiger & Braun 2004; Gilliam 2006). Gebaseerd op de uitspoeling van nitraat en de veranderingen in de ondergroei zijn de empirische kritische N-depositiewaarden voor deze bossen vastgesteld op 10-15 kg N/ha/jaar (Bobbink *et al.* 2003), terwijl voor hellingbossen gemiddelde waarden wat hoger (15-20 kg N ha/jaar) uitkomen (Bal *et al.* 2008). Door de jarenlange overschrijding van de kritische N-depositiewaarden is het zeer waarschijnlijk dat een (deel van de) waargenomen verhooging in hellingbossen (L & K) veroorzaakt wordt door deze N-verrijking uit de lucht, waarbij overigens zeer veel interacties met andere knelpunten (o.a. 1, 2, 4a, 5) kunnen optreden (of opgetreden zijn).
5. De hellingbossen in Zuid-Limburg vormen al eeuwenlang een versnipperd bosareaal (zie paragraaf 2.3). De knelpunten 1, 3 en 4 hebben echter geleid tot een nog **sterkere isolatie** van bossen ten opzichte van elkaar en het landelijk gebied.

Waarschijnlijk zijn dispersievector (via menselijke activiteiten en landbouwhuisdieren) die werkzaam waren in het oudere cultuurlandschap niet meer of veel minder actief in de huidige hellingboscomplexen. Veel zeldzame vaatplanten kunnen zich door vegetatieve regeneratie of een langlevende zaadbank lokaal handhaven maar van populaties die als bron fungeren binnen het betreffende bos is waarschijnlijk nauwelijks nog sprake ("extinction debt", Tilman *et al.* 1994). Ook enkele minder zeldzame bosplanten, zoals Bosanemoon, zijn nu waarschijnlijk meer dispersiegeïmiteerd dan vroeger. In hoeverre hellingprocessen en bospaden nog bijdragen aan de verspreiding van vaatplanten binnen de hellingbossen is onbekend. In veel hellingbossen zijn zeldzame vaatplanten geconcentreerd langs de bospaden maar er treedt ook hier meestal een geringe bloei en zaadzetting op door lichtgebrek (zie bijv. Cortenraad 1986).

6. **Afname van terreinheterogeniteit**, zowel van de interne variatie als van de overgangen naar het omliggende landschap. Door intensivering van het grondgebruik staan mantel- en zoomvegetaties aan bosranden sterk onder druk. Bovendien is door het staken van hakhoutbeheer meer gesloten bos ontstaan. Hellingbossen zijn van nature zeer gevarieerd. Natuurlijke dynamiek, een grote variatie aan bodemtypen op korte afstand en de hoge zoninstraling op zuid geëxponeerde hellingen leiden tot een enorme variatie in het voorkomen van bepaalde (voedsel)planten, vegetatiestructuren (o.a. de verticale opbouw, kroonsluiting, mantel- en zoomvegetaties) en de aanwezigheid van (verschillende typen) dood hout. Dit is van cruciaal belang voor diersoorten, die soortspecifieke eisen stellen aan hellingbossen. Bovendien verschillen de eisen gedurende de levenscyclus.
7. **Verdroging** in hellingbossen met bronniveaus. Vooral rond de bronmilieus groeien rijkere vormen van Eiken-Haagbeukenbos die gevoelig zijn voor verdroging. Deze problematiek wordt hier alleen genoemd en wordt verder behandeld in het op stapel zijnde preadvies "Beekdalen in het Heuvelland" (Schaminée *et al.* 2008).

De als knelpunten geformuleerde bedreigingen van natuurwaarden worden in de volgende paragrafen nader uitgewerkt voor de diverse plant- en diergroepen. Verder wordt per groep van planten of dieren, indien voldoende gegevens voorradig zijn, een tabel gegeven van de belangrijkste knelpunten. Dit alles is tenslotte geïntegreerd tot een kort samenvattend overzicht van knelpunten (aantastingen en bedreigingen) in de slotparagraaf van dit hoofdstuk.

4.2 Vaatplanten

Langdurige strooiselaccumulatie en (dus) verzuring van de bovengrond en een afname van de lichtbeschikbaarheid in de ondergroei leiden in grote lijnen achtereenvolgens tot het verdwijnen van (vergelijk strategieën in tabel 3.3):

- Kortlevende en vervolgens ook overblijvende soorten die afhankelijk zijn van seizoensregeneratie uit zaad (*S-strategie*) zonder de mogelijkheid van vegetatieve voortplanting, zoals Hengel (*Melampyrum pratense*), Echte guldenroede (*Solidago virgaurea*), Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*), Muurhavikskruid (*Hieracium murorum*), Gulden boterbloem (*Ranunculus auricomus*) en diverse orchideeën. Voor de meeste soorten geldt weg = weg; alleen uitgesproken windverspreide soorten zoals orchideeën zouden zich in theorie over grote afstanden moeten kunnen hervestigen, maar blijken dat in de praktijk niet te doen onder de huidige omstandigheden in de Zuid-Limburgse hellingbossen (Eichhorn & Kreutz, unpubl. data).
- Kortlevende en vervolgens ook overblijvende soorten met een langlevende zaadbank (*Bs-strategie*) maar zonder de mogelijkheid van vegetatieve regeneratie, zoals diverse zeggesoorten, Ruwe smele (*Deschampsia cespitosa*), Ruige veldbies

- (*Luzula pilosa*) en Amandelwolfsmelk (*Euphorbia amygdaloides*); deze soorten zullen nog wel lange tijd aanwezig zijn in de zaadbank
- Overblijvende voorjaarsbloeiers met de V,S- en V,Bs-strategie zoals Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Bosereprijs (*Veronica montana*) en Eenbloemig parelgras (*Melica uniflora*), waarbij de meest schaduwtolerante en zuurminnende soorten het langst aanwezig blijven, bijvoorbeeld Witte klaverzuring (*Oxalis acetosella*) en Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*).
 - Overblijvende zomerbloeiers met de V,S- en V,Bs-strategie, zoals Boskortsteel (*Brachypodium sylvaticum*) en Bosbingelkruid (*Mercurialis perennis*).

Soorten met een V- en V,Bs-strategie zijn het beste opgewassen tegen strooiselaccumulatie en verzuring (bijvoorbeeld de zeer schaduwtolerante braam *Rubus pedemontanus*). Ook Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) kan zich zeer lang handhaven.

Spontane ontwikkeling in uniform aangelegde bossen leidt vaak tot de snelle uitbreiding van een klein aantal competitieve halfstruiken en lianen die een extra bedreiging vormen:

- Bramen. De groep van zwarte bramen (*Rubus fruticosus agg.*) bestaat in Nederland uit ca. 100 soorten die onderling o.a. verschillen in groeivorm, schaduwtolerantie en standplaats (bodem, waterhuishouding). Op kalkrijke bodem komen weinig bramen voor, behalve *Rubus caesius* die niet behoort tot het *R. fruticosus agg.* Bramen (als plant) komen niet voor bij hoge graasdruk (zoals binnen de rasters op de Veluwe) en staan hoog op het menu van reeën. De hellingbossen van Zuid-Limburg, met name de hellingtypen K3 en V, vormen in Nederland het zwaartepunt van de verspreiding van schaduwtolerante bramen uit de serie *Glandulosi*, met o.a. *Rubus pedemontanus*, *R. iuvenis* en *R. oreades*, alle bosrelictsoorten en dus met hoge natuurwaarde. Verbraming, waarbij perceelsgewijs een 1-2 m hoge braamlaag ontstaat, komt meestal op rekening van een klein aantal soorten, in het bijzonder *R. macrophyllus*, waarbij tenminste 5-10% licht beschikbaar moet zijn (Bijlsma 2004). Neemt de lichtbeschikbaarheid af (<5%) dan verdwijnt de braamlaag snel en blijven alleen de meer schaduwtolerante soorten vegetatief aanwezig. Verbraming is een bekende fase in de hakhoutcyclus op niet te kalkrijke bodem (Barkham 1992, De Kroon 1986, Bijlsma 2004, Eichhorn & Eichhorn 2007). In hellingbossen is verbraming vooral in hellingtype L een probleem omdat hier (i.t.t. K3 en V) een rijke voorjaarsflora aanwezig is. Bij hellingtypen K1 en K2 zijn de delen van het bos met een gevarieerde voorjaarsflora te kalkrijk. Typen K3 en V hebben nauwelijks een voorjaarsflora behalve lokaal onderaan de hellingen waar de bodem eveneens kalkrijk is. Mogelijk is hier de graasdruk door reeën ook hoger dan in de andere deelgebieden met meer geïsoleerde bossen.
- Klimop (*Hedera helix*). De wintergroene en schaduwtolerante klimop kan zich sterk uitbreiden in betrekkelijke dichte bossen op kalkrijke bodem (De Kroon 1986), wat dus vooral een bedreiging kan vormen in de hellingtypen K1 en K2. Mergelwanden en -blokken kunnen geheel overgroeid raken. Klimop kan slecht tegen begrazing door schapen (De Beaufort & Bossenbroek 1991).
- Bosrank (*Clematis vitalba*). Ook deze soort manifesteert zich vooral in de hellingtypen K1 en K2, maar in tegenstelling tot klimop juist op ondiepe kalkbodems, in bosranden en in jongere, meer open bosfasen en onder gaten in het kronendak ("gaps"). Deze soort domineert daardoor juist de vegetaties waar nog relatief vaak relictpopulaties aanwezig zijn van de kruiden en struiken die het sterkst zijn afgenomen als gevolg van de hierboven geschetste ontwikkelingen (*Stellario-Carpinetum orchidetosum*-soorten). Langdurige overwoekering door bosrank is dan ook een belangrijke oorzaak van het verdwijnen van karakteristieke soorten en vegetatietypen van zomen en mantels op ondiepe kalkbodems.

Naast halfstruiken en lianen kan ook de vestiging en uitbreiding van schaduwtolerante boomsoorten een grote invloed uitoefenen op de kruidlaag. Zonder ingrijpen leidt voortgaande kolonisatie door deze soorten tot bostypen waarmee in Zuid-Limburg nog weinig ervaring bestaat. Het gaat hierbij vooral om:

- Beuk (*Fagus sylvatica*). Beuk heeft van de inheemse loofboomsoorten het slechtst verterend strooisel (Hommel *et al.* 2002; Rackham 2003). Beuk geeft veel schaduw en is erg schaduwtolerant: hij kan zich ook in beukenbossen verjongen. Deze eigenschappen maken hem tot een potentiële bedreiging voor natuurwaarden afkomstig uit voormalige eikenhakhoutbossen op zure bodems. Op kalkrijke bodems treedt verzuring door beukenstrooisel veel minder op en kan de ondergroei juist gevarieerd zijn (bijv. Biebos). Beuk speelt in Zuid-Limburg nog geen grote rol, in tegenstelling tot zeer vergelijkbare rijke eiken-haagbeukenbossen in NW-Duitsland (Van den Broek & Diemont 1966). Over het perspectief van de beuk in Zuid-Limburg wordt verschillend gedacht (vergelijk Burrichter 1973, Van der Werf 1991 vs. Stortelder *et al.* 1999) en hier ligt dan ook een kennishiaat. Het voorkomen van enkele ernstig bedreigde bosorchideeën, met name Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*) en Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*), lijkt positief gecorreleerd te zijn met de aanwezigheid van beuken, zowel in Zuid-Limburg (Kreutz & Dekker 2000, Eichhorn & Kreutz, unpubl. results) als in de omliggende landen (Weeda *et al.* 1994). Waarschijnlijk heeft dit te maken met de mycotrofe levenswijze van deze soorten.
- Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Deze soort neemt sterk toe in de Zuid-Limburgse hellingbossen, zowel op zure als op basische bodems. In mindere mate geldt dit eveneens voor Noorse esdoorn (*A. platanoides*). Het strooisel van Esdoorn is in vergelijking met Beuk en Eik veel beter afbreekbaar en heeft daardoor een gunstige invloed op de diversiteit van de bosflora (Hommel *et al.* 2007). Na het uitvoeren van beheermaatregelen slaat de soort dikwijls massaal op, samen met Es. In vergelijking met Es lijkt Esdoorn - althans in de (veelal zeer donkere) jeugdfase - minder gunstig uit te werken op de diversiteit van de ondergroei.

De beschreven knelpunten zijn voor vaatplanten uitgewerkt in tabel 4.1 waarbij bostypen en hun plaats in het hellingboscomplex als uitgangspunt zijn gebruikt.



Figuur 4.1 *Rubus oreades*, in Nederland beperkt tot hellingbossen in Zuid-Limburg, vooral de hellingtypen K3 en V (foto R.J. Bijlsma, Kerperbos)

Tabel 4.1 Knelpunten voor vaatplanten in bostypen, gerangeschikt naar basenstatus. Zie paragraaf 4.1 voor een toelichting op de knelpunten.
0: geen knelpunt; +: belangrijk knelpunt; ++: zeer belangrijk knelpunt; (): in beperkt deel van areaal

basenstatus	bostype	minder verstoring van bodem door hakoutbeheer, begrazing, mergelwinnning e.d.	afnemende variatie in lichtklimaat (geen hakhoutbeheer, geen bosdynamiek)	toenemend aandeel schaduwgevende boomsoorten	verslechtering strooiselkwaliteit (strooiselaccumulatie)	scherpe grenzen (extensivering bos, intensivering grasland)	vermesting landelijk gebied	versnippering	verdroging
zuur	Luzulo-Fagetum	+	+	++	+	++	+	+	0
zuur	Fago-Quercetum	+	+	++	+	++	++	+	0
zwak zuur	SC-oxalidetosum	+	+	+	++	+	+	+	0
neutraal	SC-typicum	++	+	0	+	+	0	+	(+)
neutraal	SC-polystichetosum	0	0	0	0	0	+	+	0
kalkrijk	SC-allietosum	+	+	0	0	0	0	+	0
kalkrijk	Fraxino-Ulmetum	0	+	0	0	++	++	+	0
zeer kalkrijk	Carici remotae-Fraxinetum	0	0	0	0	0	(+)	++	++
zeer kalkrijk	SC-orchietosum	++	++	++	0	++	++	++	0

4.3 Mossen

De onder 4.1 genoemde bedreigingen vertalen zich voor soortengroepen van mossen van enerzijds grubben, holle wegen en andere lössige steilkanten en anderzijds van (half)beschaduwde mergelwanden en mergelblokken. In mindere mate voor soorten van boomvoeten en van de bosbodem. Luchtverontreiniging met SO₂-emissie is geen knelpunt meer voor epifytische mossen. Voor tweehuizige soorten die zeer zelden sporenkapsels vormen, is isolatie een knelpunt. Deze knelpunten zijn samengevat in tabel 4.2.

Tabel 4.2 Knelpunten voor mossen van hellingboscomplexen, gerangeschikt naar biotopen (vergelijk tabel 3.4).
++: zeer belangrijk knelpunt; +: belangrijk knelpunt; 0 geen knelpunt

biotoop	langdurige, sterke beschaduwning	intensief landgebruik (vermesting, nivellerings van variatie)	kleine oppervlakten leefgebied (substraat)	isolatie t.o.v. bronpopulaties	verdwijnen van kleinschalige (mergel)winnning
grubben, holle wegen en andere lössige steilkanten	+	++	0	+	0
(half)beschaduwde mergelwanden en mergelblokken	++	0	+	++	++
(half)beschaduwde bronnen en beekjes	0	+	+	++	0
boomvoeten	+	0	0	+	0
dood hout	0	0	0	+	0
wortelkluiten	0	0	0	+	0

4.4 Paddenstoelen

De omgevingsfactoren die de vegetatie van hellingbossen onder druk zet hebben ook invloed op de paddenstoelenflora (tabel 4.3). Stikstofdepositie heeft in (matig)zure delen van de hellingbossen vooral de rijke mycorrhiza-flora sterk verminderd. Langs de randen van hellingbossen is vaak sprake van sterke vermessing en is de mycoflora ook ernstig verarmd. Hier groeien nitrofiële soorten als Plooivoetstuiwzwam (*Calvatia excipuliformis*) en Reuzenbovist (*Langermannia gigantea*). Overal waar Bramen of Klimop de bodem bedekken of waar dikke lagen grof strooisel zich ophopen is de mycoflora sterk verarmd. Strooiselarme plekken met de oorspronkelijke mycoflora zijn vaak alleen nog te vinden langs padranden, op steile hellingen en op verticale wandjes. Veranderingen in bosbeheer hebben ook een grote invloed op de mycoflora. Het laten liggen van groot dood hout heeft geleid tot een toename van houtbewonende paddenstoelen. Omgekeerd is de terugkeer van het hakhoutbeheer en middenbosbeheer waarschijnlijk ongunstig voor deze groep van paddenstoelen. Belangrijker nog is dat na kap de plekken met veel afbrekend strooisel snel gekoloniseerd worden door Bramen, Bosrank en dergelijke. Met de bijzondere mycoflora van strooiselrijke plekken is het dan onmiddellijk afgelopen. Het is niet bekend of deze na verloop van tijd weer terugkeert.

Parasolzwammenbos verdient extra aandacht

De combinatie van een flinke aanvoer van blad met optimale omstandigheden voor afbraak van dit blad (kalkrijke, goed doorluchte bodem) is kenmerkend voor plekken met veel Aardsterren en Parasolzwammen. Bij voorkeur is dit blad voedselarm, zoals het blad van eik, beuk of naaldbomen. Het blad van wilgen en populieren bijvoorbeeld is aanzienlijk voedselrijker en makkelijker afbreekbaar en afbraak hiervan leidt al snel tot verzuuring. Ook is het belangrijk dat de bodem goed doorlucht is. Onder populieren en wilgen, op zware kleibodem en op minder kalkrijke bodem ontbreken Aardsterren (*Geastraceae*) en Parasolzwammen (*Lepiota*) grotendeels. Een gunstige factor is verder dat door de grote hellingshoek kalkrijke bodem gemengd wordt met humus. Het Parasolzwammenbiotoop is optimaal ontwikkeld in enkele hellingbossen in centraal en westelijk Zuid-Limburg (Vellinga 2004). Alleen al in het Bunderbos komen 31 parasolzwam-achtigen voor die op de Nederlandse Rode Lijst staan en ook internationaal bijzonder zijn (Bollen 2002a & b).



Figuur 4.2: Geelbruine wolsteelparasolzwam (*Lepiota ventriosospora*) komt voornamelijk voor in Zuid-Limburg, de kalkrijke duinen en de Flevopolders.

In meer zuidelijke landen, zoals in bossen op kalkrijke bodem rond de Middellandse zee en tropische bossen dragen ook de hoge temperaturen bij aan een snelle strooiselafbraak en komen Aardsterren en Parasolzwammen wijder verspreid voor. In dit opzicht zijn de Limburgse hellingbossen dus te beschouwen als een noordelijke voorpost. In Nederland komen Aardsterren en Parasolzwammen verder voor langs randen van schelpenpaden, op plekken waar kalkrijk zand is aangebracht op veen of in aanplanten van naaldbodem op kalkrijke, niet te vochtige bodem. Hier mengt kalkrijk materiaal met humusrijke bodem.

Tabel 4.3 Knelpunten voor verschillende groepen van paddenstoelen in zure of kalkrijke hellingbossen ++: belangrijk knelpunt; +: matig belangrijk knelpunt; 0 geen knelpunt. ¹⁾ juist hakhoutbeheer zou een belangrijk knelpunt kunnen zijn voor deze groep.

	Verzuring en strooiselaccumulatie	N-vermesting en toevoer N+P+K randen	Stopzetten hakhout-beheer	Isolatie en versnippering	verdwijnen van heterogeniteit
Mycorrhizapaddenstoelen (zuur/matig zuur bos)	++	+	0	?	+?
Mycorrhizapaddenstoelen (kalkrijk bos)	0	+?	0	?	+?
Aardsterren en parasolzwammen (kalkrijk bos)	0	0	0 ⁽¹⁾	?	+?
Dood-hout paddenstoelen	0	0	0 ⁽¹⁾	?	0

4.5 Fauna

Voor een knelpuntenanalyse is het van belang om te kijken naar de factoren vanuit de leefomgeving die van belang zijn voor fauna en hoe soorten zijn aangepast om hierop in te spelen (besproken in hoofdstuk 3). Kennis over de “match” tussen eigenschappen van (dier)soorten en omgevingsfactoren geeft inzicht in de wijze waarop veranderingen in de leefomgeving (VER-factoren, verlies van samenhang tussen landschapsonderdelen, successie, hakhoutbeheer, e.d.) kunnen leiden tot de achteruitgang van een soort. Wanneer deze knelpunten bekend zijn kunnen ook maatregelen worden genomen om deze knelpunten weg te nemen.

Een algemeen knelpunt voor diersoorten is het ontbreken van voldoende afwisseling in hellingbossen aangezien de meeste soorten verschillende onderdelen gebruiken gedurende de verschillende stadia van hun levenscyclus. In het geval van hellingbossen gaat het daarbij meestal om de interne variatie, waarbij open plekken en overgangen via een zoom- en mantel vegetatie van groot belang zijn, maar ook interne variatie in het bos (aanbod dood hout) en de aanwezigheid van bepaalde elementen in de directe omgeving (b.v. voortplantingspoelen voor amfibieën) kunnen van belang zijn.

Zoogdieren

Voedsel

Afname van het aanbod van insecten als voedselbron kan grote gevolgen hebben voor vleermuispopulaties. Zo wordt vermoed dat de Gewone grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*) in West-Friesland is achteruitgegaan door verminderde fourageergelegenheid (als gevolg van een wijziging in de fruitteelt van hoogstam naar intensief bespoten laagstam) in combinatie met de plaatstrouwheid (geringe uitwijkmogelijkheden) van de soort (Kapteyn 1995). Met uitzondering van de Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) is een rijke structurering van het bos waarschijnlijk

van groot belang in verband met het prooiaanbod. Voor de vale vleermuis (*Myotis myotis*) die ook nog kritisch is ten aanzien van de prooigrootte, vormt mogelijk het aanbod van geschikte grote prooien een nog groter knelpunt. Ook voor de Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*) en Baardvleermuis (*Myotis mystacinus*) is een rijke structurering van belang, aangezien deze soorten beter zijn aangepast om te foerageren op bosranden en open plekken in het bos.

Ook voor de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) en Eikelmuis (*Eliomys quercinus*) is voedsel -en daarmee een heterogene bosstructuur- van groot belang voor zowel een succesvolle voortplanting als het opvetten om succesvol te overwinteren. Geschikte struweel- en bramenvegetaties (Figuur 4.3) zijn op veel plaatsen verdwenen door intensivering van het grondgebruik en perceelsvergroting hetgeen gepaard ging met invoer van prikkeldraad, het opruimen van randbegroeiingen, toename van de veedichtheid en het omzetten van grasland in akkers (Verheggen & Boonman 2006). Sterke fluctuaties in populaties van de kleinere Hazelmuis (die zich twee maal per jaar voortplanten, eenmalige voortplanting is voor de Eikelmuis de norm) zijn waarschijnlijk deels terug te voeren op verschillen in voedselaanbod (o.a. mastjaren) in combinatie met jaarlijkse verschillen in weersomstandigheden. De Eikelmuis foerageert in vergelijking met de Hazelmuis op voedsel met een hogere voedselkwaliteit (fruit, insecten). Met het verlies van hoogstamboomgaarden en variatie in hellingbossen is mogelijk het aanleggen van vetvoorraden moeilijker, waardoor deze soort (in combinatie met te weinig geschikte overwinteringsplekken) problemen ondervindt met de overwintering.

Aanbod verblijfplaatsen

Doordat veel soorten holle bomen gebruiken als verblijfplaats kan het ontbreken van oudere bomen met holten en spleten een knelpunt zijn. Met name in de zomer dienen er voldoende verblijfplaatsen in de directe omgeving van het jachtgebied aanwezig te zijn. Bovendien is van sommige soorten bekend dat ze in de zomer regelmatig wisselen van verblijf om parasieten (Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*)) of predatoren (Franjestaart 9 (*Myotis nattereri*)) te ontwijken. Naast het aanbod is ook de kwaliteit en variatie in kwaliteit van holten en spleten van belang omdat de eisen per soort en seizoen (zomer vs winter) kunnen verschillen.

De huidige vindplaatsen van de Eikelmuis concentreren zich rondom groeven die waarschijnlijk de meest geschikte overwinteringsplek bieden (thermisch constant). Verslechterde klimatologische omstandigheden (minder strenge winters) kunnen met name buiten de groeven een probleem tijdens de overwintering hebben veroorzaakt. Bertolino *et al.* (2001) vonden in de Alpen dat wintersterfte de belangrijkste beperking was voor de overleving van de Eikelmuis. Wanneer de wintertemperatuur echter dichtbij het jaarlijks gemiddelde ligt, treedt nauwelijks wintersterfte op (Schaub & Vaterlaus-Schlegel 2001). Pajunen (1983) vond dat de overwintering optimaal verliep bij een omgevingstemperatuur van 4°C. Ook voor de Hazelmuis is overwintering mogelijk een groot probleem, waarbij afstanden tussen geschikte overwinteringsplaatsen en voortplantingsplaatsen overbrugbaar moeten zijn (zie verbindende landschapselementen). Daarbij is voor deze soort 's zomers succesvolle voortplanting mogelijk een probleem. In Groot-Brittannië lijken populaties zich door het aanbieden van nestkasten te kunnen verdubbelen, waaruit kan worden afgeleid dat het aanbod van nestholten in holle bomen voor de hazelmuis aldaar één van de factoren is die de aantallen beperkt (Verheggen & Boonman, 2006).



*Figuur 4.3. Heterogene struweel- en bramenvegetaties die geschikt zijn als leefgebied voor de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) zijn op veel plaatsen verdwenen (foto M. Dorenbosch)*

Verbindende landschapselementen

Vleermuizen gebruiken dagelijks verbindende landschapselementen om zich te oriënteren. Het betreft meestal afstanden tot enkele kilometers. Het ontbreken daarvan kan een wezenlijk knelpunt vormen voor vleermuizen. Dit geldt in mindere mate voor grotere soorten die vroeg uitvliegen en zich ook op zicht oriënteren, zoals de Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) en de Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*).

De Hazelmuis verplaatst zich nauwelijks over de grond. Dit in tegenstelling tot de zwaardere Eikelmuis, die weliswaar goed kan klimmen en springen, maar zich meestal over de grond verplaatst. Dit betekent dat voor de Hazelmuis verbindende landschapselementen (houtwallen, ruige bermen, bosranden) essentieel zijn in zijn leefgebied om zich te kunnen verplaatsen tussen de verschillende plekken die noodzakelijk zijn gedurende de levenscyclus.

Amfibieën

De combinatie van landbiotop met voortplantingswateren is essentieel, dus het ontbreken van geschikte voortplantingswateren in de buurt van landbiotop en de onderlinge verbinding kan een knelpunt zijn voor amfibieën in het algemeen. Een te geringe breedte van verbindingzones tussen poelen en bossen kan daarbij een knelpunt vormen (Joly *et al.* 2001). Ontwatering en vermessing hebben geleid tot het verlies of het ongeschikt worden van de eens talrijke kleine wateren in de directe omgeving (met water gevulde karresporen, regenplassen, bronnen, slootjes), waardoor de betekenis van geschikte hellingbossen voor amfibieën sterk is verminderd.

In de bestaande hellingbossen (het landbiotop) zullen waarschijnlijk weinig knelpunten aanwezig zijn voor salamanders. In het algemeen moet er voldoende gelegenheid zijn om te schuilen en foerageren, maar het is onwaarschijnlijk dat dit een knelpunt vormt aangezien de Alpenwatersalamander niet achteruitgaat, terwijl deze soort het meest gebruik maakt van het landbiotop. Bedreigingen liggen waarschijnlijk vooral op het vlak van voortplantingswateren. Het verlies van voortplantingswateren in bossen en langs bospaden wordt als knelpunt genoemd voor de Vinpootsalamander (Nöllert & Nöllert 2001). In een studie in Frankrijk vonden Joly *et al.* (2001) een sterk verband tussen het aantal poelen in een straal van 400 m rond het landbiotop en de bezettingsgraad van o.a. Vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*) en Alpenwatersalamander (*Mesotriton alpestris*). Hoewel er weinig bekend is over de specifieke eisen van beide soorten aan hun voortplantingswater lijkt erop dat de Alpenwatersalamander minder wordt aangetroffen in nieuwe poelen en oligotrofe poelen. Daarom ondervindt de Vinpootsalamander wellicht problemen

door vermesting, doordat er meer concurrentie optreedt met de Alpenwatersalamander en omdat de dichtheid van ongewervelde predatoren mogelijk toeneemt (door het sneller dichtgroeien van voortplantingswateren). Voor de Vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) is temperatuur de belangrijkste factor en deze verklaart de gebondenheid aan zuid geëxponeerde, rotsige hellingen. Het dichtgroeien van hellingbossen vormt dan ook een knelpunt voor deze soort, zeker als er geen alternatief geschikt landbiotoop in de buurt aanwezig is (plekken met een grote zoninstraling en veel schuilmogelijkheden). De soort is weinig kieskeurig met betrekking tot de voortplantingswateren, maar juist het verlies van allerlei wateren heeft ertoe geleid dat voortplantingswateren en landbiotoop niet langer in combinatie voorkomen. Versnippering van het leefgebied heeft dit versterkt. Voor de Geelbuikvuurpad (*Bombina pachypus*) liggen de grootste knelpunten, evenals voor de salamanders, waarschijnlijk op het vlak van de voortplantingswateren. Essentieel is een groot aanbod van wateren die gebruikt worden voor de voortplanting en als verblijfsplaats. Met name de voortplantingswateren dienen in een pioniersstadium te verkeren met een hoge hoge zoninstraling waarin de larven zich snel kunnen ontwikkelen. Tevens dienen concurrenten en predatoren afwezig te zijn. Het is daarom mogelijk dat concurrentie en predatie door larven van algemene soorten (mn. Groene kikkers (*Rana esculenta*)) een knelpunt vormt voor de Geelbuikvuurpad (mondelinge mededeling Ben Crombaghs). Deze soorten ontbreken van oorsprong in Zuid-Limburg, maar zijn mede door de aanleg van permanente poelen gefaciliteerd. Vanwege deze sterke binding aan water is versnippering van leefgebied een groot knelpunt voor de uitbreiding en verspreiding van de Geelbuikvuurpad.

Vogels

Gezien hun toename in voorkomen ondervinden de meeste van de besproken vogelsoorten geen knelpunten. De afnemende soorten zijn lange afstandstrekkers, hebben veelal een sterke binding aan halfopen bos en struwelen en zijn insectenetters, waardoor het waarschijnlijk is dat eventuele knelpunten daar gezocht moeten worden. In hoofdstuk 3 is beargumenteerd dat deze eigenschappen van soorten ook niet los van elkaar kunnen worden gezien. Oorzaken die voor de Grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*) worden genoemd hebben een negatieve uitwerking op het insectenaanbod tijdens de broedperiode zoals meer koelere zomers, vermeerderd insecticidegebruik of algemene habitatverslechtering. Ook tijdens de trek die in kleine etappes verloopt is de Grauwe vliegenvanger afhankelijk van voldoende voedsel, aangezien de soort maar weinig vetreserves opbouwt. Specifiek voor hellingbossen zou de voortgaande successie en daarmee het verlies van halfopen bos een knelpunt kunnen zijn. Dit knelpunt speelt zeker voor de Grauwe klauwier (*Lanius collurio*). Daarbij gaat het met name om het verlies van een divers aanbod van grotere prooien.

Voor de Fluits (Phylloscopus sibilatrix) is het lastiger om een knelpunt aan te wijzen waarmee de achteruitgang van de soort is te verklaren (Sovon, 2002). Zoals beargumenteerd in hoofdstuk 3 is een stabiel voedselaanbod een mogelijk knelpunt. De noodzaak voor een voldoende hoog voedselaanbod wordt versterkt door het geclusterd broeden en doordat de soort de jongen in een relatief korte periode grootbrengt. De rui vindt plaats in het overwinteringsgebied en dit verhoogt wellicht de sterfte onder de adulten, waardoor het belang van voortplanting voor het instandhouden van de populatie nog verder toeneemt. Dit is ook in overeenstemming met de grote aantalfluctuaties die de soort laat zien.

Vlinders

De bedreigingen voor vlinders sluiten aan bij de in 4.1 genoemde factoren (samengevat in Tabel 4.4). De factoren klimaat en bestrijdingsmiddelen komen daar nog bij, maar zijn ook minder duidelijk bekend. De bedreigingen zijn veel minder goed bekend voor nachtvlinders dan voor dagvlinders.

Beschaduwning

Het wegvallen van de dynamiek in de bosstructuur leidt via beschaduwning voor vrijwel alle soorten, en zeker voor de dagvlinders, tot een ongeschikt leefgebied. Het

dichtgroei van open plekken en het verdwijnen van hakhoutbeheer heeft voor de meeste soorten waarschijnlijk een cruciale rol in hun achteruitgang gespeeld.

Harde bosranden

Voor vrijwel alle soorten zijn harde bosranden ongeschikt als leefgebied. Voor de struweelsoorten ontbreken de struwelen. Voor bijvoorbeeld bruine eikenpage, grote ijsvogelvlieder en grote weerschijnvlieder ontbreekt de opslag van respectievelijk eiken, ratelpopulieren en wilgen waar zij afhankelijk van zijn. Voor andere soorten, waaronder de Spaanse vlag (*Euplagia quadripunctaria*), ontbreken hier de nectarbronnen van zoomvegetatie (Groenendijk 2007). En voor een aantal andere soorten is hier juist de ruigere vegetatie te vinden waar de rupsen opgroeien.

Intensief beheer

Intensief beheer leidt niet alleen vaak tot harde bosranden (zie hierboven), maar vermindert ook op andere wijzen de kwaliteit van het leefgebied. Het opruimen van oude bomen en takkenbossen doet overwinteringsplekken voor rouwmantel (*Nymphalis antiopa*) en grote vos (*Nymphalis polychloros*) verdwijnen. Het bestrijden van iepenziekte vermindert het aanbod aan grote iepen voor iepenpage (*Satyrium w-album*) en grote vos. Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*) wordt steeds minder bestreden, maar wanneer dit gebeurt kan het nadelig zijn voor de kleine ijsvogelvlieder (*Limenitis camilla*). Het opruimen van bosrank kan schadelijk zijn voor de daarvan afhankelijke nachtvinders. In het Heuvelland vormt intensief beheer van de bossen zelf tegenwoordig nauwelijks nog een knelpunt, omdat er überhaupt weinig wordt beheerd.

Vermesting

Eutrofiëring is m.n. een bedreiging voor soorten die van kruiden in de ondergroei afhankelijk zijn. Verrijking van de bodem met stikstof (en mogelijk fosfaat) leidt tot een ruigere vegetatie met een sterkere dominantie van grassen ten koste van kruiden. Ook het microklimaat in dergelijke vegetatie wordt koeler (Wallis de Vries & Van Swaay 2006). Voor een aantal soorten die afhankelijk zijn van een open structuur van de kruidlaag zal vermesting waarschijnlijk aan de achteruitgang hebben bijgedragen: o.m. bosparelmoervlieder (*Melitaea athalia*), bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*), geelsprietdikkopje (*Thymelicus sylvestris*) en keizersmantel (*Argynnis paphia*). Soorten als zilverstreephooibeestje (*Coenonympha hero*), tweekleurig hooibeestje (*Coenonympha arcania*) en zilvervlek (*Boloria euphrosyne*) zijn al verdwenen voordat eutrofiëring echt ernstig werd, maar hun terugkeer zou er in de huidige toestand waarschijnlijk door worden verhinderd.

Kleine oppervlakten

De oppervlakte van het benodigde leefgebied kan voor de vlinders om twee belangrijke redenen te klein zijn voor een duurzame populatie: hetzij omdat het ruimtebeslag van de soorten te groot is (o.m. door een lage populatiedichtheid) of omdat de kwaliteit onvoldoende is en geschikt leefgebied dus onvoldoende aanwezig is.

Soorten met een groot ruimtebeslag zijn grote weerschijnvlieder, grote ijsvogelvlieder, grote vos, rouwmantel en keizersmantel. Voor deze soorten is het bosareaal in het Heuvelland vermoedelijk te klein voor een duurzame populatie. Aan de andere kant betreft het hier mobiele soorten die hier in een grensoverschrijdend verband wel duurzaam zouden kunnen voorkomen bij herstel van een zeker minimum aan geschikte plekken.

Voor de meeste andere soorten ontbreekt het simpelweg aan voldoende geschikt leefgebied, maar kan in potentie waarschijnlijk wel een voldoende oppervlakte worden ontwikkeld.

Isolatie

Isolatie van het Heuvelland ten opzichte van bronpopulaties vormt een belemmering voor de terugkeer van zeker zeven minder mobiele dagvlinders; voor nachtvinders is minder over de mobiliteit bekend. Voor bont dikkopje, bruine eikenpage en iepenpage zijn de bronpopulaties op voldoende kleine afstand aanwezig voor een mogelijke terugkeer. Voor bosparelmoervlieder, tweekleurig hooibeestje,

zilverstreephooibeestje en zilvertrek lijkt terugkeer zonder herintroductie echter uitgesloten.

Klimaat

Omdat veel soorten in het Heuvelland aan de noordrand of zeker niet aan de zuidrand van hun areaal zitten, zou een positieve invloed van klimaatopwarming te verwachten zijn. Dit lijkt ook het geval voor de kleine ijsvogelvinder die bijv. in 2006 een tweede generatie produceerde en waarvan de aantallen de laatste jaren ook hoger zijn na warm weer in de vliegtijd (Van Swaay *et al.* 2006). Echter, wanneer klimaatopwarming gepaard gaat met vochtiger en mildere winters, dan zou dit de kansen voor continentale soorten als rouwmantel en grote ijsvogelvinder verslechteren; voor bruine eikenpage gaan slechte jaren vaak ook gepaard met milde winters (Van Swaay *et al.* 2006). Ook voor soorten die zich in het voorjaar in de kruidlaag ontwikkelen, zoals het geelsprietdikkopje, lijkt klimaatopwarming slecht uit te pakken (Wallis deVries & Van Swaay 2006).

Tabel 4.4 Vermoedelijke knelpunten voor het voorkomen van dagvlinders van hellingbossen in Zuid-Limburg. Voor nachtvlinders zijn er dusdanig grote kennishiaten dat een knelpuntenoverzicht moeilijk te geven is; ++: zeer belangrijk knelpunt; +: belangrijk knelpunt; 0 geen knelpunt.

Nederlandse naam	Biotoop	Knelpunten						
		Harde bosranden	Weinig oude bomen / dood hout	Schaduw	Vermesting	Te kleine oppervlakte	Isolatie	Kennis
Bont dikkopje	bosrand	+	0	+	++	0	(+)	0
Bosparemoervlinder	hakhout	0	0	++	++	+	+	+
Boswitje	bosrand	++	0	++	++	0	0	0
Bruine eikenpage	hakhout	++	0	++	+	+	+	+
Geelsprietdikkopje	bosrand	++	0	+	+	0	(+)	+
Groentje	bosrand	++	0	++	+	+	(+)	0
Groot geaderd witje	struweel	++	0	++	0	+	0	++
Grote ijsvogelvinder	open bos	+	0	+	0	+	0	++
Grote vos	open bos	+	+	+	0	+	0	++
Grote weerschijnvlinder	open bos	+	0	+	0	+	0	+
Iepenpage	open bos	0	0		0	+	+	+
Keizersmantel	hakhout	+	0	++	++	+	0	+
Kleine ijsvogelvinder	mantel	+	0	++	0	+	0	0
Rouwmantel	open bos	0	+	++	0	+?	0	++
Sleedoorpage	struweel	++	0	+	0	0	0	0
Tweekleurig hooibeestje	bosrand	++	0	+	++	+	++	++
Zilverstreephooibeestje	hakhout	+	0	++	+	+	++	++
Zilvertrek	hakhout	+	0	++	+	+	++	++

Bestrijdingsmiddelen

Bij de achteruitgang van vlindersoorten wordt de oorzaak doorgaans in het verlies aan oppervlakte of kwaliteit van het leefgebied zelf gezocht, al wordt ook eutrofiëring (en buiten het Heuvelland ook verdroging) wel in de beschouwing meegenomen. Het gebruik van bestrijdingsmiddelen kan echter ook hebben bijgedragen aan de achteruitgang. Hier is weinig over bekend (zie Groenendijk *et al.*, 2002), maar het plotselinge verdwijnen van het groot geaderd witje in grote delen van Noordwest-Europa, waaronder Nederland, wordt wel in verband gebracht met het toenemende gebruik van bestrijdingsmiddelen (in boomgaarden werden deze vroeger ook gericht tegen deze soort gebruikt!) (Bos *et al.* 2006).

Overige evertelaten

In grote lijnen is het voor het behoud van de karakteristieke overige evertelaten van belang de aspecten te versterken die zijn genoemd in hoofdstuk 3 (samenhang landschapselementen, voedselbronnen, gunstig microklimaat etc.). Met name de aansluiting in ruimte en tijd is daarbij van belang vanuit het idee van doorlopende successie met periodieke verstoring (zie tabel 2.4), hetzij natuurlijk (windworp, erosie, graaactiviteit, etc.), hetzij antropogeen (hakhout, begrazing, etc.). De knelpunten die specifiek voor vlinders zijn genoemd spelen ook voor evertelaten in het algemeen (zie paragraaf 4.2.4.4). Zoals eveneens in 4.2.4.4. genoemd vormt isolatie van

Nederlandse hellingbossen ten opzichte van (Duitse en Belgische) bronpopulaties een (mogelijk) knelpunt voor de (her-) kolonisatie van geschikte leefgebieden. Daarnaast zal ook het wegvallen van het vroegere hakhoutbeheer een groot effect hebben gehad. Greatorex-Davies en Marrs (1992) geven lijsten van wantsen en kevers die door het ontbreken van kapcycli in Engeland achteruit zijn gegaan. Zeer waarschijnlijk speelt dit ook in Nederland een rol. Een groot knelpunt is het verlies aan terreinheterogeniteit, zowel voor karakteristieke ongewervelden in het bijzonder als de dichtheid en grootteverdeling van ongewervelden als prooiaanbod in het algemeen. Terreinheterogeniteit is een factor van belang in bossen in het algemeen, maar ook voor hellingbossen in het bijzonder. Hellingbossen zijn namelijk van nature zeer gevarieerd door natuurlijke dynamiek, een grote variatie aan bodemtypen op korte afstand en de hoge zoninstraling op zuid geëxponeerde hellingen. Herstel van terreinheterogeniteit is dan ook van cruciaal belang voor de ongewervelden en hun predatoren. Kennis omtrent de betekenis van de verschillende successiestadia en hun samenhang ontbreekt echter nog grotendeels.

4.6 Samenvatting

Zoals in paragraaf 4.1 is beschreven zijn er meerdere knelpunten (bedreigingen en aantastingen) geïdentificeerd voor Zuid-Limburgse hellingbossen. Een deel van de knelpunten is het gevolg van spontane bosontwikkeling na het beëindigen van het hakhoutbeheer, een ander deel wordt veroorzaakt door externe invloeden zoals vermessing en verzuring, het ontstaan van scherpe grenzen en toegenomen mate van isolatie. Verder kunnen de knelpunten van verschillend belang zijn voor de verschillende groepen van planten en dieren (voor zover bekend) (par. 4.2 – 4.5).

Een feit is dat de Zuid-Limburgse hellingbossen zich momenteel in een overgangsfase van hakhoutbos naar een meer natuurlijk, opgaand loofbos bevinden zonder verstoringregimes. Het nu ontstane bos heeft een uniforme structuur en lichtklimaat en kent een sterke ophoping van strooisel, waarschijnlijk ook nog eens beïnvloed door verzuring en vermessing. Op de lange termijn biedt dit spontaan kansen voor een gevarieerder en dynamischer bos, indien opgaande oude bomen ouder sterven en er weer gaps voor lichtminnende soorten ontstaan. Echter, in de tussentijd zijn de lichtminnende en thermofiele planten- en diersoorten (vlinders) al verdwenen of dreigt dit te gebeuren. Dit is op korte termijn een belangrijk knelpunt voor deze planten- en diersoorten. Ook wordt spontane ontwikkeling beïnvloed door veranderingen in N-depositie en isolatie, bijvoorbeeld.

Externe invloeden zijn veelal ook een knelpunt voor natuurwaarden in hellingbossen, maar niet overal op dezelfde manier inwerkend en niet het zelfde voor alle groepen. Zo kan vermessing (N-depositie; directe toevoer uit landbouw) een grote nivellerende invloed hebben op de bovenrand van hellingbossen, en ook de ondergroei (en gerelateerde fauna?) kan sterk verruigen hierdoor, al is deze invloed moeilijk te scheiden van de veranderingen door het beëindigen van het hakhoutbeheer. Ook verzuring kan in voorheen zwak zure delen van de helling ernstige gevolgen hebben gehad. Verder moge het duidelijk zijn dat de scherpe grenzenproblematiek (geen fraaie mantel- en zoomvegetaties meer) en de toegenomen isolatiegraad voor veel faunagroepen zeker ook ernstige gevolgen kan hebben.

5 Overzicht beheer- en herstelmaatregelen

5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk geeft de effecten weer voor de flora en fauna van de verschillende vormen van (herstel)beheer die reeds in (kalkrijke) hellingbossen (K) zijn toegepast in Zuid-Limburg of in vergelijkbare situaties in het buitenland. Hierbij is speciaal aandacht besteed aan de ervaringen van het weer ingevoerde hakhoutbeheer in twee bossen bij Oud-Valkenburg. Ook de ervaringen met kleinschalige groepenkap (het Biebos), bosbegrazing en het 'ontharden' van bosranden, dwz het weer ontwikkelen van mantel en zoomvegetatie, zijn, waar mogelijk, geëvalueerd. Helaas is er soms alleen maar anekdotische informatie beschikbaar. Ter verduidelijking zijn in tabel 5.1 de gebruikte bosbouwkundige termen verklaard. In het tweede deel van het hoofdstuk zijn kansrijke (herstel)maatregelen geïdentificeerd.

Tabel 5.1 Overzicht van bosbouwkundige termen bij het beheer van bossen (naar J.D. Matthews 1989)

	Beheervorm	toelichting
Opgaand bos (high forest)	Kaalkap	enkelvoudige velling; gelijkjarig systeem
	Groepenkap	meervoudige velling; velling resulterend in verspreide openingen in het kronendak (gaps); regeneratie meer of minder gelijkjarig in gaps
	Uitkap	meervoudige velling; ongelijkjarig systeem; selectieve velling en regeneratie verspreid over gehele bos
Hakhoutbos (coppice)	Hakhoutbeheer	kaalkap van alle vegetatieve loten (=telgen) geen opgaande bomen
	middenbosbeheer (=coppice with standards)	kaalkap van tenminste een deel van de vegetatieve loten plus een deel van de opgaande bomen (=overstaanders)

5.2 Ervaringen met beheer- of herstelmaatregelen

5.2.1 Hakhoutbeheer

Vegetatie

Om de karakteristieke flora in stand te houden of te herstellen is door Natuurmonumenten sinds 1976 opnieuw middenbosbeheer ingevoerd in enkele hellingbossen in de omgeving van Oud-Valkenburg. Middenbosbeheer is een vorm van hakhoutbeheer waarbij een deel van de bomen tijdens de kap wordt gespaard. Jaarlijks wordt in enkele percelen van 0,3 tot 1 ha de houtige vegetatie van de stobben en jonge opslag verwijderd (Figuur 5.1). Het takhout wordt ter plaatse verbrand. In tegenstelling tot vroeger vergt dit beheer nu hoge arbeidskosten, terwijl het hout weinig of geen inkomsten meer oplevert (de Beaufort & Bossenbroek 1991, Jansen &

Kuiper 2001). Hierdoor is het hakhoutbeheer tegenwoordig tot nu toe alleen op kleine schaal weer toegepast.

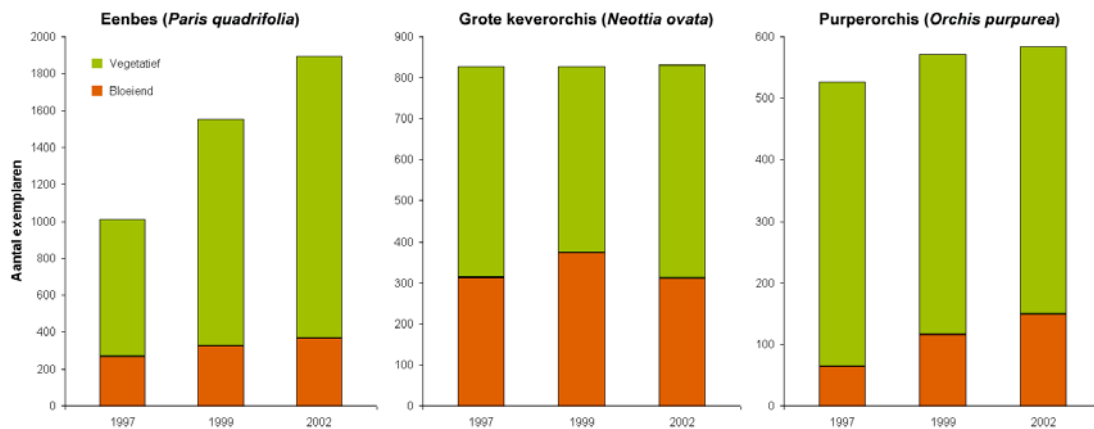


Figuur 5.1. Overzicht van enkele percelen met weer ingevoerd hakhoutbeheer in het Oombos (voorjaar 2007) (foto R.Bobbink).

De herintroductie van het hakhoutbeheer blijkt een effectieve maatregel te zijn voor behoud en herstel van de flora van de kalkrijke hellingbossen (Eichhorn & Eichhorn 2007). Gedurende de periode 1996-2006 zijn voor dit onderzoek populaties van Rode Lijstsoorten en andere doelsoorten geteld in permanente kwadraten in twee kalkrijke hellingbossen met een hakhoutbeheer. Al deze soorten hebben zich toen kunnen handhaven, terwijl sommige soorten zelfs flink in aantal zijn toegenomen. Zo was Berghertshooi (*Hypericum montanum*) in 1997 beperkt tot drie pollen op een recente kapvlakte. Nadat deze soort daar in de jaren daarna was verdwenen door de schaduw van de uitlopende stobben, ontwikkelden zich na de volgende kapbeurt in 2005 ter plaatse maar liefst 15 nieuwe pollen uit de zaadvoorraad. Op een andere locatie hebben Pijscheefkelk (*Arabis hirsuta subsp. sagittata*), Glad parelzaad (*Lithospermum officinale*), Vingerzegge (*Carex digitata*) en Wilde akelei (*Aquilegia vulgaris*) zich in deze periode uitgebreid op hun gemeenschappelijke groeiplaats. Van drie belangrijke doelsoorten van het beheer zijn individuele planten in afzonderlijke proefvlakken gevolgd (Figuur 5.2). De ontwikkelingen bij deze voorjaarsplanten komen goed overeen met die van andere doelsoorten.

Na herintroductie van het hakhoutbeheer treden gedurende de eerste jaren echter ook negatieve ontwikkelingen op in de vegetatie. Aanvankelijk werd daardoor ernstig getwijfeld aan het succes van het nieuwe hakhoutbeheer. De Kroon (1986) constateerde dat veel van de oorspronkelijke stobben na de eerste kapbeurt waren afgestorven, doordat zij te lang niet meer waren afgezet. Hierdoor kwam de beoogde stobbenstructuur onvoldoende tot ontwikkeling. Ronduit zorgwekkend was de sterke dominantie van Bosrank (*Clematis vitalba*) op de kapvlaktes, die met name optrad waar geen levende stobben meer aanwezig waren. De woekering van deze liaan was deels het gevolg van de grote hoeveelheid strooisel die zich had opgehoopt in het sinds lang niet meer gekapte hellingbos. Na een kapbeurt wordt dit strooisel versneld afgebroken en komen er zoveel nutriënten vrij dat Bosrank, Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Vlier (*Sambucus nigra*), Kleefkruid (*Galium aparine*) en andere soorten van zeer voedselrijke standplaatsen sterk de overhand krijgen. De voedselrijkdom is nog verder vergroot door de decennialange stikstofdepositie vanuit de lucht ("zure regen") en het instromen van meststoffen vanuit de bovenliggende landbouwgronden. In gebieden in het buitenland met veel lagere stikstofdepositie lijkt bij (herinvoering van) hakhoutbeheer deze woekering van

soorten van zeer voedselrijke standplaatsen veel minder op te treden (Mountford ongepubliceerd), een aanwijzing dat stikstofdepositie hierbij een rol van betekenis speelt. Dit moet echter nog wel feitelijk worden vastgesteld.



Figuur 5.2. Ontwikkeling van het aantal vegetatieve en bloeiende exemplaren van drie voorjaarsoorten over de periode 1997-2002 onder invloed van het hakhoutbeheer (naar Eichhorn & Eichhorn 2007). Voor iedere soort zijn in 1997 twintig proefvlakken uitgezet op de plaatsen waar die soort het meest voorkwam in twee bossen. (a) Bij Eenbes (*Paris quadrifolia*) is met name het totale aantal planten toegenomen (+ 88%), terwijl ook het aantal bloeiende planten is gestegen (+ 37%). (b) Bij Grote keverorchis (*Neottia ovata*) zijn de aantallen vrijwel gelijk in 1997 en 2002, maar hebben relatief veel planten gebloeid in 1999 (45%). (c) Bij Purperorchis (*Orchis purpurea*) is het aantal bloeiende planten meer dan verdubbeld, terwijl het totale aantal planten licht is toegenomen (+ 11%).

Als gevolg van overwoekering door deze soorten leek de karakteristieke flora van de hellingbossen aanvankelijk verder achteruit te gaan (De Kroon 1986). Uit een vergelijking van tellingen van orchideeën in de loop der jaren (o.a. bij vergelijking van de overzichten van Kreutz 1992 en Eichhorn 2007) blijkt dat in de beginperiode (1976-1992) van het hakhoutbeheer inderdaad enkele (kleine) populaties van Bergnachtorchis (*Platanthera montana*), Mannetjesorchis (*Orchis mascula*), Soldaatje (*Orchis militaris*) en Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*) voorgoed zijn verdwenen uit deze bossen. Daar staat tegenover dat sinds 1996 alle overgebleven soorten zich weer uitbreiden of zich tenminste handhaven. De hierboven beschreven ontwikkelingen worden goed geïllustreerd door een populatie van Mannetjesorchis: nadat deze in de zeventiger jaren geheel verdwenen leek te zijn (De Kroon 1986), is inmiddels sprake van een duidelijk herstel (Tabel 5.2). Ook van Vliegenorchis liepen de aantallen planten in dit bos aanvankelijk terug van 23 bloeiende exemplaren in 1980 naar slechts enkele exemplaren in de periode 1992-1997. In 2005 werden hier in totaal toch weer 31 bloeiende exemplaren waargenomen en nog veel meer vegetatieve. Ook bij herinvoeren van de kapcyclus in Belgische kalkrijke hellingbossen is deze toename in de fitness van orchideeën en de toegenomen aantal in hun populatie waargenomen (Jacquemyn *et al.* 2006). Zeer recent zijn in België aanwijzingen gevonden dat bij hakhoutbeheer in kalkrijke bossen in de Voerstreek in zakjes opgebrachte zaden van orchideeën op plekken waar de strooisellaag niet verwijderd is, niet geïnfecteerd raken met de mycorrhiza en daardoor uitgroei van de kiemplant niet mogelijk is (Jacquemyn presentatie tijdens NecoV wintermeeting 2008).

Tabel 5.2 Verloop van het aantal bloeiende exemplaren in een populatie van Mannetjesorchis onder invloed van het hakhoutbeheer. Gegevens naar Willems (1978), Bastiaens (1981), De Kroon (1986), Kreutz (1992) en Eichhorn (2007). Opmerking: tussen 1992 en 1996 zijn er enkele exemplaren uitgegraven.

1961	38
1962	19
1963	16
1964	10
1965	10
1966	11
1967	7
1971	0
1977	0
1978-79	1e kapbeurt
1980	5
1981	2
1984	0
1984-85	2e kapbeurt
1992	26
1996	25
1997-98	3e kapbeurt
2005	28

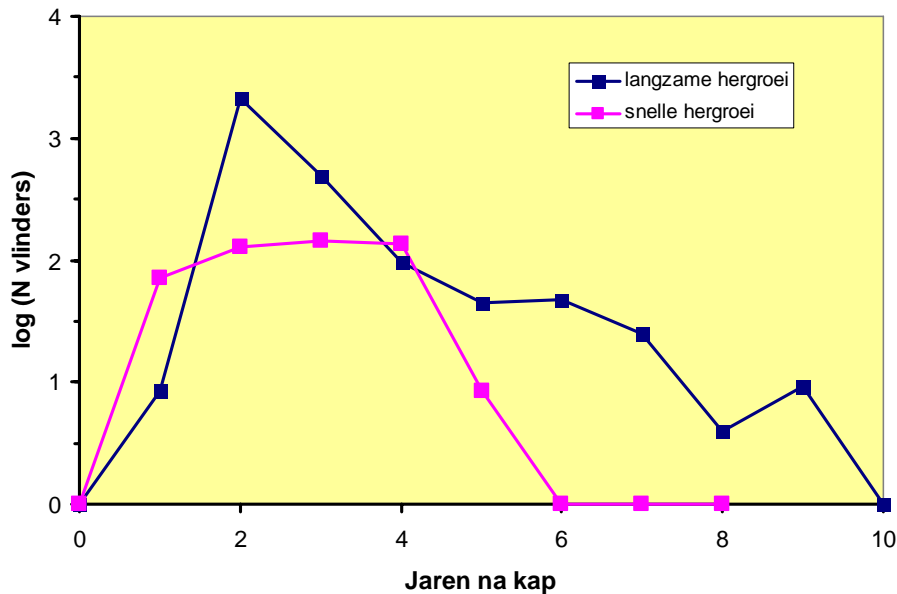
Overigens wordt inmiddels bij het weer ingevoerde hakhoutbeheer in de onderzochte bossen bij Oud-Valkenburg het kappen niet uitgevoerd op delen die zeer rijk zijn aan paddenstoelen (mond. med. Eichhorn).

Vlinders

Uit het overzicht van de biotoopkenmerken voor de vlinders komt naar voren dat kleinschalig herstel van open plekken en geleidelijke bosranden met beter ontwikkelde mantels en zomen van groot belang is voor de meeste soorten (Tabel 3.8.1 en 3.8.2). Expositie op de zon is daarbij van groot belang. Over de algemene principes van de uitvoering van dergelijk beheer bestaat voor dagvlinders wel de nodige literatuur (Asher *et al.* 2001; Bos *et al.* 2006; Coch 1995; Ferris & Carter 2000; Gorissen & Vanreusel 2002; Veling *et al.* 2004; Warren 1993). Voor nachtvlinders is dit niet bekend, maar naar verwachting kunnen veel soorten daarop meeliften. Daadwerkelijke ervaring met de effecten van dergelijk bosrandbeheer of herstel van hakhoutbeheer op vlinders zijn echter beperkt tot zes soorten dagvlinders: Bosparemoervlinder (*Melitaea athalia*; Warren, 1987; Brereton, 2006), Boswitje (*Leptidea sinapis*; Joy, 2006b), lepenpage (*Satyrrium w-album*; Turner, 1996), Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*; Geerling & Oostveen, 2005; Groenendijk & Hantson, 2007), Sleedoorpage (*Thecla betulae*; Wigglesworth, 2005; Kurstjens *et al.*, 2006) en Zilvervlek (*Boloria euphrosyne*; Clarke & Robertson, 1991; Greatorex-Davies *et al.*, 1992; Joy, 2003, 2006a). Bovendien stammen deze ervaringen hetzij uit Groot-Brittannië hetzij uit een omgeving buiten het kalkrijke Heuvelland. Plaatselijk zijn in Zuid-Limburg al maatregelen voor kleinschalig bosrandbeheer genomen (o.a. Eyserbossen, Gerendal), maar hier is geen onderzoek naar het effect op vlinders uitgevoerd. Bovendien ontbreken de kenmerkende soorten er thans grotendeels.

Herinvoering van hakhoutbeheer in o.m. Eiken-Haagbeukenbossen was zeer succesvol voor de Bosparemoervlinder in Zuid-Engeland. Kolonisatie vond meestal al in de eerste zomer na de ingreep plaats. De maximale aantallen vlinders werden 2-4 jaar na het kappen waargenomen. Daarna begonnen de aantallen onder invloed van toenemende beschaduwning van de waardplant Hengel (*Melampyrum pratense*) af te nemen en na 10 jaar waren de meeste plekken weer verlaten door de bosparemoervlinder. Op plekken met snelle hergroei was de verblijfsduur korter (Figuur 5.3; Warren 1987). Dit suggereert dat eutrofiëring een soortgelijk effect zal

veroorzaken. In de Blean Woods in Kent is hakhoutbeheer, na een sterke afname tussen 1946 en 1978, sinds 1980 opnieuw ingesteld over aaneengesloten oppervlakten van 1-5 ha met een omlooptijd van 15-20 jaar. De populatie groeide in de eerste zes jaar met een factor 100, in sterk contrast met een neergaande regionale trend (Warren 1991).



Figuur 5.3. Ontwikkeling van lokale populaties van de Bosparelmoervlinder (*Melitaea athalia*) na hakhoutbeheer in Kent op percelen met langzame en snelle hergroei (resp. $N=8$ en $N=16$) (naar Warren 1987).

In een andere studie uit Zuid-Engeland (Clarke & Robertson, 1993), werd gevonden dat populaties van zowel de Zilvervlek als van de verwante Zilveren maan (*Boloria selene*) het beste overleefden bij een hoger aandeel hakhout en jonge aanplant ten opzichte van ouder bos. Rupsen van beide soorten die op locatie werden uitgezet in potjes met viooltjes vertoonden ook een hogere overleving in bossen met een groter aandeel jonge stadia.

Overige Fauna

Met betrekking tot overige fauna is er weinig ervaring met maatregelen als hakhoutbeheer. Internationaal wordt wel soms melding gemaakt van de effecten van hakhoutbeheer voor enkele faunagroepen, maar het is lastig hoe vertaalbaar de gevonden effecten zijn naar de situatie van de Zuid-Limburgse hellingbossen. De invloed van herinvoering van hakhoutbeheer met overstaanders op de overige fauna is tot nu toe niet onderzocht.

Het in stand houden van alle successiestadia's van een biotoop op korte afstand van elkaar biedt de beste mogelijkheden voor het instandhouden van de soortenrijkdom van evertrebraten (Greatorex-Davies & Marris 1992). Een kleinschalig mozaïek van habitats (afwisseling open plekken en gesloten bos) levert de benodigde variatie in structuur, voedselbronnen (nectar, vruchten, dood hout) en microklimaat en zal ook positief uitwerken voor hun predatoren, waaronder vogels en vleermuizen (Patriquin & Barclay 2003) alsmede kleine zoogdieren (Gurnell *et al.* 1992). Zo'n kleinschalig mozaïek kan worden gecreëerd door verschillende kapcycli te spreiden in ruimte en tijd. Er is onvoldoende bekend om precies aan te geven hoe vanuit faunaoogpunt een optimaal hakhoutbeheer eruit ziet, in termen van omlooptijd, grootte van kapvlaktes, dichtheid van overstaanders etc.. Dit zal ook per gebied verschillen, afhankelijk van bijvoorbeeld het oppervlakte hellingbos, de successiesnelheid, de soorten die in het hellingbos of in de omgeving aanwezig zijn. Onderstaande algemene aanbevelingen volgen uit de resultaten van Greatorex-Davies & Marris (1992) en Gurnell *et al.* (1992).

Relatief veel soorten zijn gebonden aan vroege successiestadia, dus het is van belang om telkens nieuwe pionierssituaties te creëren. Deze moeten aansluiten in de tijd (continu ergens in het terrein plekken in een vroeg successiestadium) en in de ruimte (nieuwe plekken op overbrugbare afstand van bestaande geschikte plekken). Soorten van de vroege successiestadia zijn mogelijk mobieler en dus mag de afstand tussen vroege successiestadia wellicht groter zijn. Om soorten die aan oudere stadia zijn gebonden te behouden is het aan te bevelen om ook plekken met een lange omlooptijd in het terrein aan te wijzen. Wanneer deze gekapt worden dienen ook weer binnen bereikbare afstand plekken in een later successiestadium aanwezig te zijn. Ook de timing van het kappen ten opzichte van seizoenen is belangrijk. Veel soorten zijn een deel van het jaar niet mobiel (larven, of overwinterende imago's). Kap moet zodanig plaatsvinden dat dan veel soorten in staat zijn te verhuizen of in ieder geval te overleven, hoewel dit bij kap in de wintermaanden meestal weinig problematisch is. Kleinschaligheid is hierbij belangrijk. Concreet worden de volgende marges genoemd: omlooptijd variërend van 7 tot 30 jaar, oppervlaktes variërend van 0.5 tot 1 ha en dichtheden van overstaanders variërend van 25-50 per hectare (Greatorex-Davies & Marrs 1992; Gurnell *et al.* 1992).

5.2.2 Groepenkap

Vegetatie

In 1999 is door Natuurmonumenten bij wijze van experiment kleinschalige groepenkap uitgevoerd in het Biebos (Eichhorn & Eichhorn 2006). Door groepjes jonge bomen te verwijderen zijn zeven openingen in het kronendak ontstaan van ca. 5-10 m in diameter. Vooraf is in het gebied in 1998 een gedetailleerde kartering van de vaatplanten uitgevoerd. In de jaren na de opening van het kronendak hebben zich allerlei zoomplanten gevestigd onder de gemaakte openingen, waaronder zeldzame soorten als Ruig hertshooi (*Hypericum hirsutum*), Fraai hertshooi (*H. pulchrum*), Berghertshooi (*H. montanum*), Ille kropaar (*Dactylis polygama*) en Glad parelzaad (*Lithospermum officinale*). Deze soorten hebben zich daar tenminste gehandhaafd tot de volgende kartering in 2003. Doordat het relatief kleine openingen betreft heeft zich hier een minder sterke ontwikkeling van ruigtevegetaties voorgedaan dan na de uitvoering van de andere vermelde maatregelen. Van belang hierbij is ook dat eutrofiëring hier waarschijnlijk een relatief geringe rol speelt door de grote afstand ten opzichte van landbouwgronden, waardoor een soort als Grote brandnetel (*Urtica dioica*) bijvoorbeeld in het hele gebied niet voorkomt. Verder dient nog opgemerkt te worden dat de dichtheden waarin de doelsoorten voorkwamen, aanzienlijk lager waren dan in een aangrenzend perceel onder hakhoutbeheer.

Vlinders

Kleinschalig bosbeheer, waaronder groepenkap, lijkt een gunstig effect te hebben gehad op de aantallen van de Kleine ijsvogelvinder op het Leusveld (IJsseldal, Gelderland) (Geerling & Oostveen, 2005), maar een meer gedetailleerde monitoring in relatie tot het beheer is nodig om dit goed te onderbouwen. Wel bieden deze ervaringen een basis voor richtlijnen voor het beheer voor deze soort (Groenendijk & Hantson, 2007). Dit geldt ook voor de beheeradviezen van Fuldner (2004) en Willmott (1990) voor Grote weerschijnvinder (*Apatura iris*) en Grote ijsvogelvinder (*Limenitis populi*), maar ook deze zijn slechts gebaseerd op beschrijvend onderzoek in plaats van experimenten.

Open plekken die in het bos zijn ontstaan door windworp functioneren als *hotspots* van insectendiversiteit (Bouget & Duelli 2004). Zowel specialisten van doodhout als specialisten van open plekken worden hier gefaciliteerd.

5.2.3 Bosbegrazing

Over de effecten van begrazing op kalkrijke (helling)bossen is zeer weinig bekend. In zijn algemeenheid is er wel (voornamelijk beschrijvend) onderzoek gedaan naar begrazing in bos-grasland complexen ("Hudelandschaften", zie Putman *et al.* 1989 & Wallis de Vries *et al.* 1998). Daaruit blijkt dat de bosflora en -fauna sterk te lijden kan hebben onder begrazing wanneer het aandeel bos klein is ten opzichte van het aandeel open vegetatie. Het is echter in de traditieel extensief begraasde

landschappen nauwelijks mogelijk om de begrazingsinvloed te scheiden van de altijd aanwezige invloed van de mens door andere vormen van landgebruik, met name hakhoutbeheer en aanplant of bestrijding van struweel.

Vegetatie

In de tachtiger jaren is er geëxperimenteerd met bosbeweiding in het Gerendal (Van Loon *et al.* 1985). Op het plateau werd hiervoor eerst een lariksbos gekapt. Dit werd "verbonden" met het kalkgrasland onderaan de helling door een baan open te kappen in het doorgesloten hakhout dat bovenaan de helling gelegen was. Vervolgens zijn hier van april tot november regelmatig schapen losgelaten. Na enkele jaren van begrazing was de abundantie van Klimop (*Hedera helix*) aanzienlijk minder geworden, maar dit had niet geresulteerd in een herstel van de bosflora (De Beaufort & Bossenbroek 1991).

In het Gerendal en bij Wijlre zijn in de negentiger jaren door Staatsbosbeheer enkele bospercelen eenmalig open gekapt. Hierbij is een aantal grote bomen gespaard. Deze terreinen worden sindsdien jaarlijks in de zomer gedurende korte tijd intensief beweid met schapen. Het gevolg is dat hier een gevarieerde plantengroei is ontstaan, met verspreid groeiende bomen en struiken in een grazige vegetatie met veel kruiden die kenmerkend zijn voor zomen en ruigten. Een gedetailleerde evaluatie van dit beheer heeft nog niet plaatsgevonden, maar uit de resultaten van een recente studie naar een aantal belangrijke doelsoorten blijkt dat zich hier positieve ontwikkelingen voordoen (Eichhorn 2007). Ook in deze twee terreinen zijn in eerste instantie relictpopulaties verdwenen of sterk achteruit gegaan, onder meer van Vliegenorchis (*Ophrys insectifera*), Bergnachtorchis (*Platanthera chlorantha*), Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*), Bosroos (*Rosa arvensis*) en Ruwe dravik (*Bromopsis ramosa subsp. ramosa*). De laatste jaren hebben zeldzame soorten als Vliegenorchis, Purperorchis (*Orchis purpurea*), Soldaatje (*Orchis militaris*), Bosorchis (*Dactylorhiza maculata subsp. fuchsii*), Glad parelzaad (*Lithospermum officinale*), Ruig klokje (*Campanula trachelium*) en Borstelkrans (*Clinopodium vulgare*) zich hier echter duidelijk uitgebreid. Mogelijk is dit beheer een alternatief voor hakhoutbeheer om bepaalde doelsoorten en vegetatietypen duurzaam te herstellen.

Vlinders

Acht van de 18 soorten dagvlinders worden veelal gevonden in extensief begraasde landschappen (o.m. Bink 1992). Dit betreft vooral de soorten van bosranden en struwelen (zie Kurstjens *et al.* 2006 voor de Sleedoornpage). Deze soorten hebben baat bij de remming van de successie door selectieve vraat. Onderzoek naar de effecten van bosbegrazing op vlinders ontbreekt echter geheel.

Overige fauna

Begrazing door reeën kan een grote invloed hebben op ongewervelden (Stewart 2001) en kleine zoogdieren (Flowerdew & Ellwood, 2001). Voor herbivore evertrebraten kan er een direct effect zijn door competitie. Daarnaast kan er indirect een effect zijn doordat reeën de vegetatiestructuur en soortensamenstelling beïnvloeden (Putman *et al.* 1989). Hierbij speelt de begrazingsintensiteit een rol. Bij lage intensiteit kan successie worden geremd en blijven open plekken langer open, wat gunstig is voor thermofiele insecten. Bij hogere intensiteit kan de ondergroei verdwijnen, die door veel evertrebraten wordt gebruikt. Bovendien kan begrazing op soorten met mastjaren gevolgen hebben voor de dichtheid en soortensamenstelling van kleine zoogdieren en daarmee weer het broedsucces van predatoren zoals onder andere de Bosuil (*Strix aluco*).

5.2.4 Bosrandbeheer

Vegetatie

De laatste jaren zijn diverse bosranden open gekapt in de terreinen van Staatsbosbeheer, waaronder Gerendalse bos, Sousberg, Keutenberg, Wijlre-bossen, Dolsberg en Eijsderbos. In de terreinen van het Limburgs Landschap geldt dit voor de Eyserbossen en het Koelenbos. Om meer geschikt leefgebied voor de Hazelmuis te creëren zijn daarnaast bosranden open gekapt langs de hogere randen van het

Zuidelijk Geuldal, waaronder Onderste bos, Bovenste bos en delen van de Vijlenerbossen. Verder zijn langs de bovenranden van kalkrotsen op diverse plekken stroken bos gekapt om de huizen onderaan de helling te beschermen tegen naar beneden vallende bomen, waaronder door Natuurmonumenten in het Maasbos aan de oostzijde van de Sint-Pietersberg en door de gemeente op de kalkrotsen aan de noordrand van het Geuldal tussen Valkenburg en Meerssen. In feite komen deze ingrepen op hetzelfde neer als een eerste kapbeurt bij herintroductie van hakhoutbeheer, maar dan uitgevoerd in een smalle strook langs de bosrand. Net als na de eerste kapbeurt bij herintroductie van het hakhoutbeheer hebben zich in deze terreinen in eerste instantie allerlei zoomplanten opnieuw gevestigd vanuit de zaadvoorraad, waaronder zeldzaamheden als Berghertshooi (*Hypericum montanum*), Ruig hertshooi (*H. hirsutum*), Ruig klokje (*Campanula trachelium*), Prachtklokje (*C. persicifolia*), Ruwe dravik (*Bromopsis ramosa subsp. ramosa*), Groene bermzegge (*Carex divulsa*), Wolfskers (*Atropa belladonna*) en Wilde akelei (*Aquilegia vulgaris*). Daarna verdwijnen deze soorten echter weer in de ruderaal vegetatie die vervolgens ontstaat (De Beaufort & Bossenbroek 1991, Eichhorn & Eichhorn 2007). In de beginfase van het hakhoutbeheer zijn zoals gezegd relictpopulaties van orchideeën en andere doelsoorten die voor de kap nog aanwezig waren verloren gegaan (par. 5.2.1.). Het ligt voor de hand dat dit ook bij deze eenmalige maatregel kan plaatsvinden. Als het doel is om bedreigde vaatplanten duurzaam te herstellen, dan is het eenmalig open kappen van bossen en bosranden zonder vervolgebear daarom af te raden.

Vlinders

Bosrandbeheer heeft in Thornden en West Blean Woods in Kent ook goede resultaten voor de Bosparelmoervlinder opgeleverd, met een wat langer voortbestaan van gekoloniseerde plekken (tot zeker 9 jaar) (Brereton 2006). Daarbij is de kolonisatie bevorderd wanneer de ingrepen op korte afstand van bronpopulaties plaatsvinden (tot enkele honderden meters).

Joy (2003) vermeldt voor Wyre Forest een toename van viooltjes na het kappen van inhammen langs bospaden (ca. 30 x 15 m groot), maar vermoedelijk door een combinatie van de kleine oppervlakte van de ingrepen en de afstand tot bronpopulaties werd nog geen kolonisatie door de Zilvervlek geconstateerd. In 2006 kon de toename van de Zilvervlek op sommige plekken wel in verband worden gebracht met genomen maatregelen als hakhout- en bosrandbeheer (Joy 2006a). Het effect van kleinschalig kappen van open plekken rond kruispunten van paden in naaldhoutaanplant op kalkrijke bodem, was positief voor de Zilvervlek in Oxfordshire, Engeland (Greatorex-Davies *et al.* 1992). De hoogste dichtheden vlinders werden gevonden op plekken van 4 en 7 jaar oud. Op oudere plekken waren de dichtheden duidelijk lager onder invloed van concurrentie van hoge grassen en kruiden met de waardplanten, voornamelijk Bleeksporig bosviooltje (*Viola riviniana*).

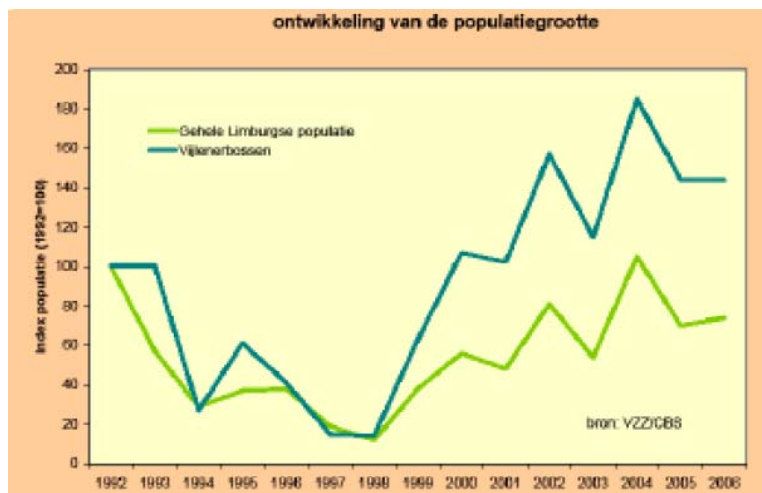
Naast de vrij gedetailleerde case studies van effecten van hakhoutbeheer op de Bosparelmoervlinder en de zilvervlek in Engeland, is er een aantal publicaties met minder goed onderbouwde resultaten van de effecten van bos(rand)beheer en heggenbeheer op vlinders. Het terugzetten van doorgegroeiende heggen met heraanplant van iepen lijkt succesvol te zijn geweest voor de lepenpage in Engeland (Turner, 1995), maar er zijn geen goede monitoringgegevens om dit te ondersteunen. Voor de Sleedoornpage is een gericht rotatiebeheer van sleedoornstruweel in heggen en bosranden succesvol gebleken in diverse delen in Engeland, te oordelen naar de toenemende aantallen uit de monitoring (Wigglesworth, 2005). Het maaien van graslandstroken langs bosranden lijkt er mede de oorzaak van dat de dalende trend van het boswitje in Zuid-Engeland is omgedraaid in een stijging (Joy, 2006b).



Figuur 5.4 Het Boswitje (*Leptidea sinapis*) heeft in Engeland belangrijk geprofiteerd van het maaien langs bosranden (foto M. Wallis de Vries)

Hazelmuis

In Nederland worden hazelmuizen (*Muscardinus avellanarius*) sinds 1990 volgens een gestandaardiseerde methode geteld. Op basis van deze tellingen werd tot 1997 een sterke achteruitgang vastgesteld, maar (mede) door de uitvoering van een soortbeschermingsplan lijkt de Nederlandse populatie zich na deze crash te herstellen. Zo blijkt dat de hazelmuis in de Vijlenerbossen na uitvoering van beheermaatregelen sinds 1998 sterk is vooruitgegaan (Figuur 5.5). Om meer gedetailleerde gegevens over de aantalsontwikkeling van de hazelmuis in Zuid-Limburg te verkrijgen is in september 2005 het meetnet hazelmuis gestart. Dit meetnet wordt door de Zoogdierverseniging VZZ gecoördineerd en is onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM).



Figuur 5.5 De aantalsontwikkeling van de Hazelmuis in het Vijlenerbos (blauw) en heel Limburg. De populatie in het jaar 1992 is op 100 gesteld. Uit: Foppen et al. (2008).

5.2.5 Conclusie

Het moge duidelijk zijn dat de effectiviteit van beheer- en herstelmaatregelen in hellingbossen voor lang niet alle groepen van planten of dieren in voldoende mate is onderzocht. Voor sommige maatregelen zijn slechts anekdotische gegevens beschikbaar. Wel is geprobeerd om in tabel 5.3 een sterk versimpeld overzicht te

geven van de maatregelen voor de verschillende groepen, zodat enigszins duidelijk wordt welke als positief of negatief beoordeeld kunnen worden.

Tabel 5.3 Overzicht van effectiviteit van maatregelen in kalkrijke hellingbossen.

++ = zeer positief voor een groot deel van de soorten. + = positief voor een groot deel van de soorten, +/- = positief voor een deel van de soorten, maar negatief voor een ander deel van de soorten

Groep	Hakhoutbeheer	Bosrandbeheer	Bosbegrazing	Groepenkap
Vaatplanten	++	+ ¹	+/-	+ ¹
Mossen	?	?	?	?
Paddenstoelen	+/-?	?	?	?
Vlinders	+	+?	?	?
Amfibieën	+/- ²	+	?	?
Zoogdieren	+/- ²	+	?	?
Vogels	+/- ²	+	?	+/- ²
Overige evertrebraten	+/- ²	+	+/-	+/-
TOTAAL	+	+?	?	?

1: mits elke 7-20 jaar opnieuw uitgevoerd

2: Afhankelijk van schaal en intensiteit

5.3 Voorstellen voor kansrijke maatregelen in hellingbossen

In hoofdstuk 4 zijn bedreigingen en knelpunten voor de verschillende dier- en plantengroepen geïdentificeerd, hoewel niet altijd in voldoende mate vastgesteld via monitoring of experimenteel onderzoek. Verder is voor lang niet alle beheer- of herstelmaatregelen in Zuid-Limburgse hellingbossen de effectiviteit gekwantificeerd, soms zijn alleen maar heel anekdotische gegevens bekend (Par. 5.2.1). Hier is gepoogd om gebaseerd op de wel beschikbare gegevens, en op basis van kennis van deskundige boscologen en advies van de beheerorganisaties, tot een voorlopige selectie van kansrijke maatregelen te komen. Hierbij zijn de maatregelen onderverdeeld in twee hoofdgroepen:

1. **Interne maatregelen** gericht op habitatkwaliteit (o.a. licht, humusvorm, voedsel & structuur etc);
2. **Externe maatregelen** om negatieve invloeden van buitenaf (vermesting) te verminderen of om het oppervlak te vergroten en de isolatie te verkleinen.

5.3.1 Interne maatregelen

- a. Herinvoeren van **hakhoutbeheer** (met of zonder overstaanders) als herstelmaatregel, gespreid over de gradiënt van plateau naar colluvium in kalkrijke hellingbossen, maar ook daarbuiten (zie later); het gaat hierbij vanwege kostenoverwegingen waarschijnlijk slechts om een klein gedeelte (5% - 10 %) van het huidige areaal aan hellingbos.
- b. **Scheppen van open plekken** door uitkap, nabootsen windval bomen en/of groepenkap in een groot deel van de (kalkrijke) hellingbossen met een belangrijke rol voor natuurlijke verjonging van de boomlaag. Doel is hierbij om op lange termijn een verstoringsregime te verkrijgen, waarvan de karakteristieke bos- en zoomflora, en ook de vlinders, lokaal kunnen profiteren. Open plekken die in het bos zijn ontstaan door windworp, functioneren als *hotspots* van insectendiversiteit (Bouget & Duelli 2004). Zowel specialisten van doodhout als specialisten van open plekken worden hier gefaciliteerd. In een gesloten bos kan het nabootsen van de effecten van windworp daarom een grote bijdrage leveren aan het instandhouden van soorten.
- c. **Bosbegrazing**. Begrazing lijkt in de Limburgse hellingbossen hoogstens een optie te zijn voor bosranden. De bossen zelf zijn echter steeds te klein voor een begrazing binnen permanente rasters. Het risico van negatieve effecten op de

bosflora en -fauna door overbegrazing of vertrapping is dan te groot om begrazing als kansrijke maatregel te kunnen classificeren.

- d. Geheel **spontane ontwikkeling** van hellingbossen per hellingtype als referentie voor de ontwikkeling in beheerde bossen; voorlopig gaat het hierbij om een klein percentage van het oppervlak; voor de hellingtypen L, K en V (zie hoofdstuk 2) zijn hiervoor al respectievelijk de bosreservaten Bunderbos, Schone Grub (Savelsbos) en Vijlenerbos aangewezen (coördinatie Alterra).
- e. **Bosrandbeheer**, al of niet in samenhang met het ontwikkelen van zoom- en mantelvegetaties. Dit kan bestaan uit hakhoutbeheer langs bosranden, maar ook het periodiek afzetten van struweel en gefaseerd maaien van ruigte en grazige zomen. Voorstellen voor de wijze waarop dit bereikt kan worden (uitkappen van bomen, uitrasteren van aangrenzend grasland, aanplant inheemse struweelvormers) staan vermeld in Veling *et al.* (2004) en Verheggen & Boonman (2006). Overigens moet de effectiviteit en de vorm ervan voor kalkrijke hellingbossen nog wel worden vastgesteld.

5.3.2 Externe maatregelen

- f. Aanbrengen van **bufferzones** (als onbemest grasland, struweel, verbrede bosranden) door aankoop van minimaal 15 – 20 meter langs de bovenranden van de plateaus met intensief agrarisch gebruik. Op deze wijze kan de directe negatieve invloed door inwaaien of inspoelen van meststoffen worden voorkomen (o.a. Neitzke 2001) en waarschijnlijk ook de toevoer van herbiciden of pesticiden flink worden verminderd.
- g. Optimalisatie en/of aanleg van **verbindende** elementen als houtwallen, graften of holle wegen. Voor de Hazelmuis kan bijvoorbeeld het ontbreken van een verbinding (in de vorm van houtwallen) een knelpunt vormen. Hierbij kunnen houtwallen voortplantingshabitat en overwinteringshabitat verbinden, of deelpopulaties verbinden.
- h. **Complementeren** van de habitat (fauna). Een aantal diersoorten (o.a. amfibieën) gebruikt hellingbossen slechts tijdens een deel van de levenscyclus. De aanleg van voortplantingswateren bij hellingbossen die geschikt zijn als landbiotoop biedt extra leefgebied.

5.3.3 Herstel via hakhoutbeheer: OBN-waardig?

Een ruimere toepassing van duurzaam uitgevoerd hakhoutbeheer is dringend gewenst. Hoewel hakhoutbeheer en andere vormen van hakhoutbeheer door de hoge kosten slechts op kleine schaal kunnen worden toegepast, kunnen zij een belangrijke bijdrage leveren aan het behoud van de karakteristieke vegetaties van bossen, mantels en zomen in Zuid-Limburg. Algemeen geldt dat men veel beter kleine boslocaties kan uitkiezen voor duurzaam en zorgvuldig uitgevoerd hakhoutbeheer, dan grote locaties waar door de hoge kosten de continuering of kwaliteit van het beheer gevaar loopt. Veel waardevolle boslocaties beslaan maximaal enkele hectares. Indien op zulke locaties belangrijke doelsoorten (Tabel 5.3) en vegetatietypen dreigen te verdwijnen is **hakhoutbeheer** vaak de beste beheervorm (zie H-4) waarmee dit voorkomen of hersteld kan worden. Waar populaties bedreigde vaatplanten met een persistente zaadvoorraad bovengronds verdwenen zijn, kunnen deze weer duurzaam worden hersteld door hakhoutbeheer. Boslocaties die in aanmerking komen voor hakhoutbeheer of een andere vorm van hakhoutbeheer zijn vrijwel altijd gelegen rondom kalkrotsen (Tabel 5.4). Ook is het van belang om deze herstelmaatregel vooral uit te voeren in oude (midden)bossen (bijvoorbeeld al rond 1800/1850 aangegeven als bosperceel), en niet in sinds 1930-50 dichtgegroeide of aangeplante bossen (Schiepersberg).

Als kanttekening bij de nadruk op hakhout- en bosrandbeheer moet worden gesteld dat ook soorten uit verschillende groepen van organismen (o.a. mossen, vlinders, paddenstoelen) afhankelijk zijn van oudere bosstadia. Meer oude bomen en dood hout zijn in elk geval wenselijk voor Rouwmantel, Grote vos, Eiken-orvlinder en oranje espenspanner, als ook voor veel mossoorten (Bijlsma *et al.* 2007) en de kenmerkende parasolzwammen, maar het is de vraag of daar extra maatregelen voor nodig zijn bovenop het nu meest gangbare bosbeheer, namelijk niets doen.

Tabel 5.3 Overzicht van de belangrijkste doelsoorten van het hakhoutbeheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen. Geselecteerd uit tabel 3.1 zijn de meest zeldzame soorten die door hun ecologische eigenschappen profiteren van de halfschaduw-situaties die ontstaan door dit beheer. Selectie op basis van gegevens uit Tamis *et al.* 2004, Eichhorn & Eichhorn 2007, Eichhorn 2007. De verwachting is dat niet alleen deze doelsoorten zullen profiteren, maar dat het beheer ook zal leiden tot herstel van de waardevolle vegetatietypen waarvoor zij karakteristiek zijn.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Hellingtype	RL
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Wilde akelei	K1	
<i>Atropa bella-donna</i>	Wolfskers	K3,L	KW
<i>Bromopsis ramosa</i> subsp. <i>benekenii</i>	Bosdravik	K1	BE
<i>Bromopsis ramosa</i> subsp. <i>ramosa</i>	Ruwe dravik	K	EB
<i>Campanula persicifolia</i>	Prachtklokje	K1,K2	
<i>Campanula trachelium</i>	Ruig klokje	K1,K2,L	
<i>Carex digitata</i>	Vingerzegge	K1	BE
<i>Carex divulsa</i>	Groene bermzegge	K1,L	KW
<i>Dactylis polygama</i>	IJle kropaar	K,L	
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Amandelwolfsmelk	K1	GE
<i>Hieracium murorum</i>	Muurhavikskruid	(L),K,(V)	
<i>Hypericum hirsutum</i>	Ruig hertschooi	K1	KW
<i>Hypericum maculatum</i> s.s.	Gevlekt hertschooi	K3,V	BE
<i>Hypericum montanum</i>	Berghertschooi	K1	EB
<i>Ophrys insectifera</i>	Vliegenorchis	K1,K2	EB
<i>Orchis purpurea</i>	Purperorchis	K1,K2	KW
<i>Phyteuma spicatum</i> subsp. <i>nigrum</i>	Zwartblauwe rapunzel	L,K	KW
<i>Platanthera montana</i>	Bergnachtorchis	K1,K2	KW
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik	K,L,V	KW
<i>Ranunculus polyanthemus</i> subsp. <i>nemosus</i>	Bosboterbloem	K1,(V)	EB
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	Witte engbloem	K1	KW

Tabel 5.4 Suggesties voor boslocaties waar herintroductie van een duurzaam uitgevoerd hakhoutbeheer een belangrijke bijdrage kan leveren aan het behoud van de meest bedreigde planten van kalkrijke hellingbossen. De locaties zijn uitkozen op basis van de hiervoor geselecteerde doelsoorten en een recent overzicht van de Zuid-Limburgse groeiplaatsen van deze soorten (Eichhorn 2007).

<p>Staatsbosbeheer</p> <ul style="list-style-type: none"> • Savelsboscomplex: Eijserbossen, Savelsbos, Trichterberg en Riesenberg • Gerendal: Biebos, Wijngaardsbos, Gronseledel, Wijlre-bossen, Elzenstond, Dolsberg • Gulpdal: Schweibergerbos • Geuldal: Onderste bos <p>Natuurmonumenten</p> <ul style="list-style-type: none"> • Genhoes: Biebos • Sint Pietersberg: Maasbos • Bovenste bos <p>Limburgs Landschap</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eyserbossen • Bergsehei: Wolfdriesweg, Houthemmerheideweg, Geulweg

Conclusie

Hoewel zeker nog niet alles bekend is, is er genoeg evidentie om hakhoutbeheer (al of niet met overstaanders) voor (kalkrijke) hellingbossen als **proefmaatregel subsidiabel** te maken binnen OBN. Dit betekent dat in de toekomst mogelijkheden worden geschapen om dit herstelbeheer uit te voeren, maar dat daarbij ook mogelijkheden worden geschapen om aanvullend onderzoek te doen naar de effectiviteit en ongewenste neveneffecten. Verder scheidt dit de mogelijkheid om advies van het deskundigenteam adequaat te gebruiken voor een optimale uitvoering.

6 Synthese: gewenst onderzoek in OBN-kader

6.1 Inleiding

De hellingbossen zijn, naast de hellinggraslanden, beekdalgraslanden en overige bosgemeenschappen (bron- en plateaubossen) van eminent belang voor de flora en fauna van het Zuid-Limburgse heuvelland. Een flink deel van de nu aanwezige hellingboscomplexen zijn zogenaamde “oude” bossen, waarschijnlijk bijna allemaal vanouds gekenmerkt door één of andere vorm van hakhoutbeheer. In hoofdstuk 2 is een overzicht gegeven van het ontstaan, de ligging in het landschap en het functioneren van deze bossen, terwijl de natuurwaarden (flora en fauna) in hoofdstuk 3 zijn beschreven. Deze natuurwaarden zijn nu, net zoals op veel andere plaatsen in Nederland, bedreigd en/of aangetast door verschillende oorzaken. De belangrijkste van deze knelpunten zijn, voor zover mogelijk, geïdentificeerd per flora- of faunagroep in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 is vervolgens beschreven welke (herstel)beheervormen deze knelpunten (eventueel) zouden kunnen oplossen. Hierbij is duidelijk naar voren gekomen dat slechts weinig gekwantificeerde kennis beschikbaar is; alleen over de effecten op de ondergroei van het weer invoeren van hakhoutbeheer in kalkrijke hellingbossen is een redelijke hoeveelheid informatie beschikbaar. In dit hoofdstuk wordt aangegeven op welke punten er nog vragen liggen en welke daarvan in het kader van OBN door onderzoek zouden kunnen worden opgelost.

6.2 Kennishiaten per groep van organismen

Uit de verzamelde kennis over de natuurwaarden van het hellingbos, de belangrijkste aantastingen en bedreigingen en de effecten van herstel- en beheermaatregelen komen voor elk van de groepen organismen verschillende kennishiaten naar voren.

6.2.1 Vaatplanten

Het uitgevoerde hakhoutbeheer blijkt te kunnen leiden tot instandhouding en (deels) herstel van de rijke ondergroei van kalkrijke hellingbossen. Sommige aspecten van dit beheer verdienen echter wel nader onderzoek. Veel van de kennis is gebaseerd op ervaring en vaak op min of meer anekdotische gegevens. De hoeveelheid kennis op grond van gericht experimenteel en bodemchemisch onderzoek is heel beperkt. Ook de uitwerking van hakhoutbeheer in hellingbossen op een dikker lössdek (hellingtype L) is onbekend.

De volgende aspecten komen voor nader onderzoek in aanmerking:

- a. Waar opgaand, doorgesloten hakhoutbos door hakhoutbeheer of groepenkap opnieuw wordt open gekapt, is het dringend aan te raden om te onderzoeken of het effectief is om, indien aanwezig, de dikke strooisellaag te verwijderen. Hiermee wordt waarschijnlijk voorkomen dat het strooisel na de kap versneld wordt afgebroken, waarna, onder invloed van de vrijkomende nutriënten, een versnelde dominantie van Bosrank (*Clematis vitalba*) en andere concurrentiekrachtige soorten optreedt. Ook kan dit mogelijk tot betere

- mycorrhizabezetting en daarmee meer vestiging van orchideeën en andere belangrijke doelsoorten leiden.
- b. Aangezien nu veel bos al minstens 50 jaar, onder hoge N-toevoer, niet meer gekapt is, is aanvullend onderzoek nodig hoe frequent de kapcyclus moet zijn voor een optimale biodiversiteit. Het is waarschijnlijk dat de tweede kapbeurt relatief kort (ca. vijf jaar) na de eerste uitgevoerd dient te worden, maar dit moet nog wel op praktijkschaal worden getoetst.
 - c. Bosrank wordt in Zuid-limburg veelal zeer dominant na herintroductie van hakhoutbeheer. Door de bovengrondse delen van Bosrank te verwijderen tijdens of direct na een kapbeurt, of eventueel door het tussentijds terugzetten van deze soort, duurt het waarschijnlijk (veel) langer voordat Bosrank dominant wordt en profiteren de doelsoorten mogelijk optimaal van het kappen. Experimenteel onderzoek moet uitwijzen hoe dit in de praktijk uitwerkt en of het loont om dit structureel in te passen in het hakhoutbeheer.
 - d. Een belangrijke vraag is verder wat de effecten zijn van het verbranden van takhout na een kapbeurt. Dit heeft mogelijk zowel nadelen (toename ruigtesoorten) als voordelen (toename zeldzame paddenstoelen en zoomplanten); gericht onderzoek aan brandplekken kan in de toekomst uitwijzen of bij deze praktijk de ondergroeivegetatie voldoende herstelt en hoe de balans tussen verlies en winst is.
 - e. In twee terreinen zijn in de negentiger jaren door Staatsbosbeheer enkele bospercelen eenmalig open gekapt (zie 5.2). Deze terreinen worden sindsdien jaarlijks in de zomer gedurende korte tijd intensief beweid met schapen. Hier is een gevarieerde vegetatie ontstaan waarin een aantal bijzondere doelsoorten en vegetatietypen zich gunstig lijkt te ontwikkelen. Om na te gaan of dit beheer een alternatief is voor of aanvulling op hakhoutbeheer om doelsoorten en vegetatietypen duurzaam te herstellen, is een gedetailleerde evaluatie van dit beheer gewenst.
 - f. Groepenkap wordt uitgevoerd door groepjes bomen te verwijderen, zodanig dat er kleine openingen in het kronendak ontstaan. Een experiment in het Biebos laat zien dat er belangrijke doelsoorten zijn die zich niet alleen kunnen vestigen onder deze openingen, maar die zich bovendien nog jaren kunnen handhaven. Nagegaan zou moeten worden op welke wijze deze maatregel leidt tot optimale resultaten in termen van duurzaam herstel van doelsoorten en vegetatietypen. Indien duidelijk is hoe deze het beste kan worden uitgevoerd, dan kan overwogen worden om deze relatief eenvoudige maatregel toe te passen op boslocaties waarvoor hakhoutbeheer te kostbaar of anderszins niet wenselijk is.
 - g. Bijzondere aandacht verdienen de bosranden. Recent onderzoek heeft aangetoond dat hier specifieke havikskruiden (*Hieracium*) en bramen (*Rubus*) voorkomen. Veel van de randen zijn verruigd en bekeken moet worden via welke beheersvormen deze verruiging het best teruggedrongen kan worden.

6.2.2 Mossen

Voor mossen belangrijke microhabitats in lemige steilkanten, padranden en erosiegeulen en op beschaduwde mergel staan sterk onder druk door trendmatige verdichting van het bos en door verzuring (via strooiselaccumulatie) en verruiging. Verjonging van microhabitats is een belangrijk knelpunt. De belangrijkste onderzoeksvraag betreft de praktische haalbaarheid en ecologische effectiviteit van verjonging van microhabitats als onderdeel van regulier beheer en herstelmaatregelen voor vegetatie en fauna. Deze vraag kan dan ook goed meelopen met onderzoek dat zich primair richt op de vegetatie en/of de evertebratenfauna. In het Preadvies Mossen & Korstmossen (Bijlsma *et al.* 2008) worden knelpunten en maatregelen voor mossen en korstmossen besproken in het breder perspectief van het Heuvelland.

6.2.3 Paddenstoelen

Het belangrijkste mycologische knelpunt in de hellingbossen is de invloed van (hakhout)beheer op de rijkdom aan strooiselafbrekende soorten van kalkrijk bos en in het bijzonder de parasolzwammen en aardsterren. Er is een vrij goed overzicht van de belangrijkste locaties voor parasolzwammen in het Heuvelland. Om deze locaties

effectief te kunnen beschermen (of zelfs uit te breiden) is het van belang te weten te komen wat de voorwaarden zijn voor het ontstaan en aanwezig blijven van een parasolzwammenbiotoop. Voorlopig kan gewerkt worden met de volgende hypothese: parasolzwammen en aanverwanten zijn aangewezen op plekken met a) een flinke aanvoer van niet te voedselrijk strooisel, b) een snelle strooiselafbraak als gevolg van kalkhoudende omstandigheden tot in de toplaag en een goede vochtvoorziening, en c) het uitblijven van verzuuring.

Kennisvragen zijn hierbij:

- Wat is de invloed van diverse vormen van bosbeheer (hakhoutbeheer, groepenkap, spontane ontwikkeling) op dit biotoop?
- Wat is de invloed van beheer en vermisting (N-depositie) op de humusvorming (mull of moder), en hoe is de paddenstoelenrijkdom hiermee gerelateerd?

Bovenstaande factoren kunnen, in samenhang met beheeronderzoek voor vegetatie en fauna, worden onderzocht op drie soorten locaties: optimale parasolzwamvlekken, vlekken met vorming van mull humus en vlekken met beginnende vorming van moder humus.

6.2.4 Vlinders

Voor weinig soorten bosvlinders bestaat er een goed inzicht in de achteruitgang op basis van gedegen onderzoek. Maar ook wanneer geschikte biotopen beter te omschrijven zijn, ontbreekt nog de kennis over oppervlakte en verspreiding van mogelijk geschikte plekken voor de diverse soorten – met een combinatie van waardplanten en evt. nectarplanten bij een geschikt microklimaat. Daarnaast is er behoefte aan meer kennis over de invloed van eutrofiëring op de vlinders van bosranden. Hierbij gaat het naast de voedsel-ecologie van de rupsen ook om de effecten van toegenomen productiviteit op de waardplanten (bijv. viooltjes en hengel) en het microklimaat. Omdat de zaden van viooltjes (*Viola spec.*) en Hengel (*Melampyrum pratense*) door mieren worden verspreid is het mogelijk dat er ook een bottleneck is ten aanzien van de zaadverspreiding (Greatorex-Davies *et al.* 1992; herstel van Zilvervlek (*Boloria euphrosyne*) in Engeland wordt bevorderd door zaadverspreiding van viooltjes door mieren; Z. Randle ongepubl.), maar hier is nauwelijks onderzoek aan gedaan.

Voor een aantal vlinders zou het aanbod aan lichtbehoevende boomsoorten als waardplant beperkend kunnen zijn. Het aanbod van deze soorten (Boswilg *Salix caprea*, iepen *Ulmus spec.*, Ratelpopulier *Populus tremula*) zou nader moeten worden vastgesteld in relatie tot expositie en microklimaat.

Voorts lijkt ook het necteraanbod voor sommige vlinders beperkend te zijn. Het nectargebruik van diverse soorten is ook nog nauwelijks bekend. Experimenten met veranderend bosrandbeheer kunnen hier meer licht op werpen.

Om de mogelijk beperkende externe invloed van bestrijdingsmiddelen beter in te schatten, zou het nuttig zijn om een beter inzicht te krijgen in het gebruik van mogelijk schadelijke bestrijdingsmiddelen voor vlinders in het agrarisch gebied van het Heuvelland. Voor nachtvlinders is voorts nog veel basale kennis over de lokale verspreiding nodig.

Experimenten rond herinvoering van hakhoutbeheer zijn van het grootste belang. Vooral de relatie tussen bosontwikkeling, microklimaat (licht-, temperatuur- en vochtregime) en de ontwikkeling van rupsen en de activiteit van vlinders verdient nader onderzoek, omdat deze kennis direct kan worden toegepast in het bosbeheer. Nader onderzoek is gewenst naar de invloed van eutrofiëring op de voedsel-ecologie van rupsen van de vlindersoorten in relatie tot de productiviteit en concurrentiepositie van waardplanten enerzijds en veranderingen in het microklimaat anderzijds. Daarbij is ook aandacht nodig voor de zaadverspreiding van sommige waardplanten.

Voor de bosrank-afhankelijke nachtvlinders is meer inzicht nodig in de relatie tussen beheer en de ontwikkeling van geschikte mantelvegetatie. Voor Grote vos (*Nymphalis polychloros*) en Iepenpage (*Satyrion w-album*) is het wenselijk om uit te zoeken of er een iepenvriendelijker bosbeheer mogelijk is. Verder is aandacht nodig voor de

effecten van verschrallende maatregelen voor eutrofiëringsgevoelige soorten. Voor Boswitje (*Leptidea sinapis*), Geelsprietdikkopje (*Thymelicus sylvestris*), Groentje (*Callophrys rubi*) en ook Kleine Sint-Jansvlinder (*Zygaena viciae*) mogen hiervan gunstige effecten worden verwacht. Daar is echter nog geen onderzoek naar verricht.

Perspectieven

Een probleem bij het onderzoek naar herstelmaatregelen voor vlinders in het Heuvelland, is dat de betreffende soorten vaak ontbreken. Voor bosrandbeheer zijn de perspectieven binnen Zuid-Limburg het beste: Boswitje, Geelsprietdikkopje, Groentje en Sleedoorndpage (*Thecla betulae*) zijn lokaal aanwezig voor de dagvlinders en Spaanse vlag (*Euplagia quadripunctaria*) en Kleine Sint-Jansvlinder bij de nachtvlinders. Op korte termijn zouden Bruine eikenpage (*Satyrium ilicis*) en Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*) bij een voorspoedig herstel kunnen terugkeren, al moet ook herkolonisatie door mobiele soorten als Keizersmantel (*Argynnis paphia*) en Grote vos niet worden uitgesloten. Een alternatief zou kunnen zijn om grensoverschrijdend te werken of om soorten in het kader van experimenten gecontroleerd uit te zetten.

Bij de nachtvlinders zal de aandacht zich zeker ook moeten richten op de bosrank-afhankelijke soorten. Bij een grotere onderzoeksinspanning zou kunnen blijken dat sommige van de kenmerkende soorten nachtvlinders beter vertegenwoordigd zijn dan nu bekend is.

6.2.5 Overige fauna

Er is weinig informatie over de huidige status van overige evertelaten in de Zuid-Limburgse hellingbossen. Dit betreft enerzijds de karakteristieke soorten. Waar zijn populaties aanwezig? Welke voorwaarden stellen deze soorten aan hun leefomgeving? Welke knelpunten ondervinden zij daarbij en welke ingrepen nodig zijn om deze op te heffen? Is kolonisatie van nieuwe terreinen mogelijk of moeten daarvoor eerst bepaalde barrières uit de weg geruimd worden? Is herintroductie van bepaalde soorten nodig?

Anderzijds vormt deze groep voor veel karakteristieke soorten ook de bulk van het voedsel. Voor een aantal soorten vogels en vleermuizen lijkt de voedselbeschikbaarheid een knelpunt te zijn, waarbij de prooigrootte een belangrijke rol kan spelen, o.a. voor de Grauwe klauwier (*Lanius collurio*) en Vale vleermuis (*Myotis myotis*). Om hier duidelijkheid over te krijgen is informatie nodig over het aanbod van voedsel, zowel over de dichtheid en de grootte van prooien. Een aantal soorten wisselt van foerageergebied gedurende het seizoen, of met weersomstandigheden of is mogelijk afhankelijk van een hoog voedselaanbod gedurende een bepaalde periode. Daarom is informatie over de variatie in het aanbod in tijd (gedurende het seizoen) en ruimte (tussen successiestadia) van belang. Voor de Grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*) en Fluiter (*Phylloscopus sibilatrix*) lijken voedsel en structuur een rol te spelen bij de achteruitgang (voor Grauwe vliegenvanger: half open bos, bosranden en struweel; voor Fluiter: een ijle onderetage en de interne variatie in het bos), maar zekerheid bestaat hierover nog niet.

Een belangrijk kennishiaat voor de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) betreft de keuze en eisen die de soort stelt aan de overwinteringsplaatsen. Bovendien kan voor deze gespecialiseerde herbivoor ook de voedselsituatie in voor- en najaar een knelpunt zijn. Met informatie over de factoren die sturend zijn (optreden van mastjaren, voldoende aanbod van verschillende voedselbronnen) in het genereren van een voldoende aanbod kan worden nagegaan in hoeverre dit een rol van betekenis is in de verschillende leefgebieden. Voor een aantal soorten vleermuizen ontbreekt goede informatie over de aantalsontwikkelingen of hun biotoopgebruik omdat ze lastig met een bat-detector zijn waar te nemen, o.a. Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*), Ingekorven vleermuis (*Myotis emarginatus*) en Grootoorvleermuizen (*Plecotus* spp).

Voor de amfibieën is het ontbreken van informatie over het verschil in gebruik van voortplantingswateren tussen de Vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*) en Alpenwatersalamander (*Lissotriton alpestris*) en de betekenis van concurrentie tussen beide soorten van belang.

Om de kennisachterstand voor fauna in te lopen is onderzoek gewenst. Onderzoek naar ongewervelden verdient prioriteit gezien de sleutelrol voor hogere trofische niveaus, alsmede hun intrinsieke waarde (karakteristieke soorten). Met dit onderzoek kan de huidige status van de ongewervelden in Zuid-limburgse hellingbossen worden vastgesteld. Met informatie over de levenscyclus kan worden geanalyseerd waar soortgroepen knelpunten ondervinden. Door dit te vergelijken met de situatie in het veld wordt inzicht verkregen hoe en waar knelpunten zijn op te heffen met beheermaatregelen. Een dergelijke aanpak is reeds succesvol toegepast voor mieren in kalkgraslanden (Van Noordwijk, in voorbereiding), watermacrofauna in hoogveenrestanten (Verberk 2008) en bodemgeleedpotigen in graslanden (Siepel 1994). Om te achterhalen wat de status is van ongewervelden in hellingbossen (o.a. waar bevinden zich nog relictpopulaties?) en hoe soorten het landschap gebruiken (o.a. welke omgevingsfactoren zijn sturend?) is onderzoek nodig op verschillende locaties (verschillen in successiestadia, ouderdom, hellingtype). Door parallel daaraan ook locaties te onderzoeken waar maatregelen worden uitgevoerd wordt inzicht verkregen in de effecten van beheermaatregelen op de ongewervelde fauna. Voorbeelden van vragen die daarbij een rol spelen:

Hakhoutbeheer

1. Wat zijn de effecten van hakhoutbeheer op factoren die voor de fauna van belang zijn (microklimaat, voedselbronnen)?
2. Hoe is vanuit fauna oogpunt de optimalisatie van hakhoutbeheer met betrekking tot:
 - omlooptijd?
 - grootte van kapvlaktes?
 - dichtheid van overstaanders?
 - tussentijds verwijderen van bosrank en klimop?
 - in combinatie met (extensieve) begrazing?
3. Op welke tijd en ruimte schaal traden van oudsher nieuwe regeneratieplekken op (en kun je verwachten dat dit voor veel diersoorten geen problemen oplevert in relatie tot dispersieafstand en het opbouwen van populaties)?

Ontwikkeling mantel en zoom

4. Is het mogelijk om mantel- en zoomvegetaties te ontwikkelen met beheer en leidt dit tot toename van de daaraan gebonden soorten?

Begrazing

5. Kan periodieke begrazing in rasters of met een kudde verruiging bij bijvoorbeeld groepenkap aan de bosrand, bestrijden en herstel van de bosflora en lichtminnende, thermofiele fauna bevorderen?
6. Bij welke begrazingsdruk door reeën treden effecten op voor de gewervelde en ongewervelde diersoorten (competitie met herbivoren, verandering soortensamenstelling, structuurverandering, vertraagde successie, verwijderen struweel, mestfauna)?

Daarnaast kan er gericht onderzoek worden verricht naar gewervelden indien verwacht wordt daarvoor knelpunten worden opgeheven door de uitvoering van maatregelen. Hierbij komen ook meer soortspecifieke vragen naar voren met betrekking tot de eisen die soorten stellen aan de geschiktheid en hoeveelheid van hun leefgebied:

7. Wat is de betekenis van mastjaren voor de voedselsituatie en overleving van de Hazelmuis?
8. In hoeverre is een laag aanbod van verblijfplaatsen in hellingbossen een knelpunt voor soorten (b.v. overwinteringsplaats voor Hazelmuis en Eikelmuis (*Eliomys quercinus*), zomerbiotoop van vleermuizen)?
9. Leidt vergroten van afwisseling in het bos (open plekken, half open bos, bosranden en struwelen, gesloten bos) tot een groter aanbod van voedsel en daarmee tot een toename van het voortplantingssucces van insectivoren (vogels en vleermuizen)?

6.3 Kennisbehoefte

6.3.1 Overzicht

In dit preadvies Hellingbossen in Zuid-Limburg is een overzicht gegeven van de huidige kennis over het functioneren van deze bossen, hun natuurwaarden en de bedreigingen en aantastingen daarvan. Verder zijn de ervaringen met (herstel)beheer in deze bossen geëvalueerd. Veel kennis is tot nu toe gebaseerd op ervaringen van beheerders en onderzoekers en vaak min of meer anekdotisch van aard. De hoeveelheid kennis op grond van gericht (experimenteel) onderzoek met aandacht voor vegetatie, bodemchemie en fauna is zeer beperkt. Zes kennisvelden met pregnante hiaten in inzicht zijn geïdentificeerd:

1. Referenties voor bosontwikkeling: het succes van beheeringrepen (hakhoutbeheer, groepenkap, bosrandbeheer e.d.) en de meerwaarde van spontane bosontwikkeling voor de biodiversiteit zijn sterk afhankelijk van de geomorfologie, met name de diepte van de kalk (anders gezegd: de dikte van het lössdek). Verschillen in hellingtype (zie hoofdstuk 2) bepalen dus zowel de verwachte dynamiek van het kronendak (o.a. via diepte van beworteling en windworp) als de richting van spontane bosontwikkeling (via dominantie van boomsoorten). Zonder referenties voor bosontwikkeling (incl. ruigtestadia in gaten en bosranden) die rekening houden met hellingtype en boomsoort kunnen beheeringrepen en herstelmaatregelen niet effectief worden gezoned en gepland.
2. Successie: de omschakeling van hakhout naar opgaand bos heeft geleid tot dramatische veranderingen, ook in bossen op ondiepe kalkbodem. Het periodiek open hakhoutbos met een lichtrijke en strooiselarme bosbodem is veelal verdwenen. Door de vrij ongestoorde maar nog jonge ontwikkeling is de ruimtelijke variatie in structuur binnen het bos en langs de bosranden nog gering. Centrale vragen zijn a) in hoeverre nemen soorten af (of zijn soorten juist toegenomen) in opgaand bos? b) welke ontwikkelingen in vegetatie en fauna zijn te verwachten bij voortgaande spontane ontwikkeling? c) hoe kan tijdelijke open ruimte via natuurlijke dynamiek en/of beheeringrepen worden hersteld? d) waar en hoe kunnen welke beheervormen (hakhout, groepenkap, selectie op boomsoorten e.d.) met succes worden ingevoerd voor herstel van de soortenrijkdom?
3. Nutriëntentoevoer: de toevoer van nutriënten door atmosferische stikstofdepositie en door het inwaaien of inspoelen van mest vanuit de agrarische omgeving heeft vermoedelijk tot een (sterk) verhoogde productiviteit van de ondergroei geleid. Verschillende vragen doen zich voor: a) treden door deze verhoogde productiviteit of de hierdoor veroorzaakte versnelde successie bottlenecks op voor planten of voor hogere trofische niveaus (insecten, herpetofauna, vogels, zoogdieren)? b) vormt verzuring een probleem voor herstel van de soortenrijkdom in de kalkarme hellingbossen, c) zijn door de verhoogde toevoer van nutriënten extra beheermaatregelen vereist zoals afvoer van strooisel en het verwijderen van hergroei door bijv. bosrank voor effectief herstel van flora en fauna?
4. Inbedding in het landschap: de Zuid-Limburgse hellingbossen bevinden zich als eilanden in een overwegend agrarische omgeving. Dit heeft niet alleen consequenties voor de nutriëntenhuishouding en de structuur van de bosranden, maar ook voor de ruimtelijke condities waarbinnen de soorten functioneren en de kwaliteit van de omgeving voor soorten die naast het bos ook afhankelijk zijn van het omringende open landschap. Vragen op dit gebied zijn: a) voor welke soorten wordt het voorkomen vooral beperkt door de kwaliteit van de omgeving buiten het bos en welke factoren (bijv. intensiteit van gebruik, bestrijdingsmiddelen) zijn daarbij bepalend? b) voor welke soorten vormt de door intensivering van landgebruik versterkte isolatie van hellingbossen een probleem en op welke wijze kan dit worden opgelost, c) op welke wijze kunnen gevarieerde, soortenrijke overgangen van bos naar het aangrenzende -veelal agrarische- landschap worden hersteld,

5. Evertebrate fauna in het hellingbos: In hoofdstuk 3 (par. 9) blijkt dat er veel bijzondere evertebraten (kunnen) voorkomen in de Zuid-Limburgse hellingbossen. Over de actuele verspreiding van deze soorten is echter nauwelijks informatie voorhanden en kennis over de sturende factoren, die nodig is om na te gaan in hoeverre bedreigde populaties kunnen profiteren van beheersingrepen of hier juist door bedreigd worden ontbreekt geheel. Om de bovengenoemde kennislacunes in te vullen is een inhaalslag nodig voor de evertebrate fauna. Belangrijke vragen zijn: a) Wat is de huidige toestand van karakteristieke soorten? b) wat zijn de sturende factoren in het voorkomen van deze soorten, waardoor worden ze bedreigd? c) Welke rol spelen deze soorten voor hogere trofische niveaus? d) Welke maatregelen zijn nodig voor herstel en behoud van deze soorten en hoe verhoudt zich dat tot de aanbevelingen die voortkomen uit punt 1 t/m 4?
6. Historisch perspectief: Een goed inzicht in regionale verschillen in de bosgeschiedenis en het oude landgebruik (o.a. analyse kadastrale gegevens) van de Zuid-Limburgse hellingbossen ontbreekt tot nu toe. Kennis hierover kan inzicht geven in de veranderingen in bosesystemen, verstoringregimes en floristische verschuivingen gedurende de 19^{de} en 20^{ste} eeuw; aangezien voor Zuid-Limburg relatief veel gegevens uit genoemde periode (lijsten van De Wever, Landelijke Vegetatie Databank) beschikbaar zijn. Ook voor vogels, zoogdieren en amfibieën is een dergelijke analyse zeer zinvol en zijn historische gegevens gedeeltelijk wel beschikbaar. Deze kennis kan leiden tot meer inzicht in de oorzaken van de waargenomen veranderingen en tot betere voorspelling van de ontwikkeling in de toekomst.

6.3.2 Gewenst onderzoek voor herstel kalkrijke hellingbossen

De beheerpraktijk zit dringend te wachten op onderzoek dat voor flora & fauna aangeeft wat de gevolgen van verschillende beheervormen in kalkrijke hellingbossen zijn bij de huidige milieudruk en op welke wijze dit beheer optimaal uitgevoerd kan worden ondanks knelpunten zoals vermessing (N-depositie; inwaaien/inspoelen meststoffen van uit het plateau), isolatie en veranderd bosgebruik. Daarom is het hoofddoel van het onderzoeksvoorstel om inzicht te verkrijgen met welke beheervormen (inclusief spontane ontwikkeling) de abiotische randvoorwaarden van kalkrijke hellingbossen zodanig hersteld en/of geoptimaliseerd kunnen worden dat de daarbij horende natuurwaarden (flora en fauna) terugkomen of aanwezig blijven.

Vraagstellingen van het gewenste onderzoek

Het onderzoekproject zal antwoorden geven op de volgende vragen:

1. Met betrekking tot verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid doen zich verschillende vragen voor:
 - Treden door de verhoogde productiviteit of de hierdoor veroorzaakte versnelde successie bottlenecks op voor planten of voor hogere trofische niveaus (insecten, vogels, zoogdieren)?
 - Zijn door de verhoogde toevoer van nutriënten behalve door hakhoutbeheer extra beheermaatregelen vereist zoals afvoer van strooisel en het verwijderen van hergroei door bijv. bosrank voor effectief herstel van flora en fauna?
 - Hoe kunnen via beheeringrepen (hakhout, groepenkap, selectie op boomsoorten e.d.) optimale omstandigheden worden gecreëerd voor herstel van de soortenrijkdom, ook bij de huidige milieudruk? Op welke ruimtelijke en temporele schaal dienen deze ingrepen uitgevoerd te worden?
2. Met betrekking tot spontane bosontwikkeling en successie staat de volgende vraag centraal:
 - Welke ontwikkelingen in vegetatie en fauna zijn te verwachten bij voortgaande spontane ontwikkeling?

3. Inbedding in het landschap: vragen op dit gebied zijn:
 - Voor welke soorten vormt de door intensivering van landgebruik versterkte isolatie van hellingbossen een probleem en op welke wijze kan dit worden opgelost?
 - Op welke wijze kunnen gevarieerde, soortenrijke overgangen van bos naar het aangrenzende -veelal agrarische- landschap worden hersteld?
 - Voor welke soorten wordt het voorkomen vooral beperkt door de kwaliteit van de omgeving buiten het bos en welke factoren zijn daarbij bepalend?
4. Ongewervelde fauna: Om de kennislacunes op dit gebied in te vullen staan de volgende vragen centraal:
 - Wat is de huidige toestand van karakteristieke soorten?
 - Wat zijn de sturende factoren in het voorkomen van deze soorten, waardoor worden ze bedreigd?
 - Welke (beheer)maatregelen zijn nodig voor herstel en behoud van deze soorten?

Benodigde type onderzoek

Om een beter inzicht te krijgen in het optimale beheer voor flora en fauna is het gewenst goed te analyseren welke ingrepen tot nu toe precies hebben plaats gevonden en tot welke resultaten dit heeft geleid voor flora en fauna. Het is hierbij belangrijk om een koppeling te maken met de bosgeschiedenis (beheer in het verleden, jaren na laatste kap, invloeden van landbouwomgeving; mede in relatie tot verruiging, strooiselaccumulatie en schaduwwerking). Er zal veel aandacht moeten zijn voor abiotiek (strooiselaccumulatie en nutriëntenvoorziening in de bodem) en de kennisontwikkeling van de ongewervelde fauna. Het onderzoek zal worden uitgevoerd in een geïntegreerd netwerk van al bestaande of nog op te starten “referentieprojecten” met de volgende experimentele ingrepen:

- Experimenten met hakhoutbeheer: a) inhaalslag van de evaluatie van uitgevoerd hakhoutbeheer voor abiotiek en de fauna, b) onderzoek aan buitenlandse referenties voor flora, fauna en abiotiek in Eifel, Lotharingen en Viroin, en c) nieuwe experimenten waarbij flora en fauna gezamenlijk, naast de abiotiek, worden gevolgd.
- Experimenten met afvoer van strooisel en hergroei van competitieve soorten en de ontwikkeling van doelsoorten: deze kunnen worden geïntegreerd met de hakhoutexperimenten.
- Experimenten met andere beheervormen dan hakhout, met name in hellingbossen met de kalk op wisselende diepte, gericht op meer structuurvariatie en een geringe strooiselaccumulatie. Hierbij komen 1) groepenkap en/of 2) selectie op hoofdboomsoort (bijv. Es en Esdoorn) en 3) bosrandbeheer in aanmerking. Waar mogelijk kunnen al uitgevoerde maatregelen worden geëvalueerd voor hun effecten op sturende processen (abiotiek) en flora en fauna.
- Uiteraard inclusief “blanco’s” (spontane ontwikkeling) waar geen maatregelen zijn voorzien. Het is daarbij ook zinvol om vergelijkbare bossen in België of Duitsland in het onderzoek te betrekken, liefst in gebieden waar de stikstofdepositie veel lager is, of in bossen waar tot op heden altijd een hakhoutbeheer is geweest.

Veel informatie over de ongewervelde fauna van kalkrijke hellingbossen ontbreekt en daarmee ook over schakels hoger in het voedselweb. Aan de hand van de kennis verzameld in bovengenoemde experimenten, waar nodig aangevuld met inventarisatiegegevens uit andere hellingbossen, kan inzicht verkregen worden in de actuele verspreiding van faunagroepen en soorten die kenmerkend zijn voor het hellingbos. Middels een functionele analyse kan met deze informatie inzicht verkregen worden in de belangrijkste sturende factoren en bottlenecks voor deze soorten en in de oplossingsrichtingen voor deze knelpunten.

7 Literatuur

- Aldridge H.D.J.N. & Rautenbach I.L. (1987) Morphology, Echolocation and Resource Partitioning in Insectivorous Bats. *Journal of Animal Ecology* 56(3): 763-778
- Allinson S.D., Hanson C.A. & Treseder K., (2007) Nitrogen fertilization reduces diversity and alters community structure of active fungi in boreal ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry* 39 (8): 1878-1887
- Akkermans R.W., Pahlplatz R.A.J. & Veling K. (Red.) (2001) *Dagvlinders van Limburg: verspreiding en ecologie 1990-1999*. Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Maastricht / De Vlinderstichting, Wageningen.
- Arita H.T. & Fenton M.B. (1997) Flight and echolocation In the ecology and evolution of bats. *Trends in Ecology & Evolution* 12(2): 53-58
- Arnolds E.J.M., Kuyper Th. W. & Noordeloos M.E. (1995). *Overzicht van de paddestoelen in Nederland*. Uitgave Nederlandse Mycologische Vereniging.
- Arnolds E.J.M. & van Ommering G. (1996). *Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst*. IKC Natuurbeheer, rapport nr. 24.
- Asher J., Warren M.S., Fox R., Harding P., Jeffcoate G. & Jeffcoate S. (2001) *The millennium atlas of butterflies in Britain and Ireland*. – Oxford University Press, Oxford.
- Bakhuizen J.J. (2006) *Voorjaar 2006: grootse doorbraak van de Middelste bonte specht in Limburg!* *Natuurhistorisch Maandblad* 95: 37-239
- Bal D., van Hinsbergen A. & van Dobben H. (2008 in druk) *Kritische depositiewaarde (stikstof) van natuurdoeltypes*. DK-LNV, Ede.
- Barclay R.M.R. (1991) Population-structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behaviour and energy demand. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 165-178
- Barkham J.P. (1992) The effects of coppicing and neglect on the performance of the perennial ground flora. In Buckley, G.P. (ed.), *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, London; 115-146
- Bastiaens H. (1981) *Enige floristische en vegetatiekundige gegevens van het Oombos (Zuid-Limburg)*. Intern rapport Vereniging Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Beaufort W.H.J. de & Bossenbroek Ph. (1991). *Hellingbossen in Zuid-Limburg. Het beleid van Staatsbosbeheer*. *Natuurhistorisch Maandblad* 80 (2): 24-29
- Beusink, P., Nijssen M., van Duinen G.J. & Esselink H. (2003) *Broed- en voedsel生态学 van Grauwe Klauwieren in intacte kustduinen bij Skagen, Denemarken*. "Referentieonderzoek voor optimalisatie van beheers- en herstelmaatregelen voor fauna in Nederlandse duinen." Rapport Sichting Bargerveen, Nijmegen. 52 pag. + bijlagen.
- Bergman K.O. (1999) Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. *Biological Conservation* 88: 69-74
- Bertolino S., Viano C. & Currado I. (2001) Population dynamics, breeding patterns and spatial use of the garden dormouse (*Eliomys quercinus*) in an Alpine habitat. *Journal of Zoology* 253: 513-521
- Bieleman J. (1992) *De geschiedenis van de landbouw in Nederland 1500-1950*. Boom, Meppel
- Bijlsma R.G. (1993) *Ecologische atlas van de Nederlandse roofvogels*. Schuyt & Co Uitgevers en Importeurs BV, Haarlem

- Bijlsma R.J. & Siebel H.N. (2003) Spontane ontwikkeling van bos: gevolgen voor flora en vegetatie. *Vakblad Natuurbeheer* 42(4): 55-58
- Bijlsma R.J. (2004) Struikbos (kreupelbos en struellen) op de Veluwe: 1832 versus 2003. In Bouwer K, van Laar J. & Scholten F. (red.), *Het bos in 1832. De betekenis van de eerste kadastrale gegevens*. Stichting Boskaart Nederland 1832, Zuidwolde; 17-29
- Bijlsma R.J. (2004) Verbraming: oorzaken en ecologische plaats. *De Levende Natuur* 105(4): 138-144
- Bijlsma R.J. (2007) Verhoogde natuurwaarde door natuurlijke bosontwikkeling. Een bryologische studie in bosreservaat Kerperbos, gem. Vaals (Zuid-Limburg). *Natuurhistorisch Maandblad* 96: 289-298.
- Bijlsma R.J., Aptroot A., van Dort K.W., Haveman R., van Herk C.M., Kooijman A.M. Sparrius L.B. & Weeda E.J. *Preadvies Mossen & Korstmossen* (in voorbereiding). DK-LNV, Ede
- Bink F.A. (1992) *Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa*. – Schuyt & Co., Haarlem, The Netherlands
- Blink E.N. (1997) *Atlas van de Zuid-Limburgse Flora 1980-1996*. Plantenstudiegroep Natuurhistorisch Genootschap in Limburg
- Bobbink R., Aschmore M., Braun S., Fluckiger W & Van Den Wyngaert I.J.J. (2003) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann, B., Bobbink, R. (Eds.), *Empirical Critical Loads For Nitrogen – Proceedings SAEFL*, Berne, pp. 43–171
- Boer R.W. (1857) *Bijdragen tot de kennis der houtteelt*. Tjeenk Willink, Zwolle
- Bollen J. (2002) A. Kroonjuwelen en andere mycologische snuisterijen 3. Het zuidelijke gedeelte van het Bunderbos c.a. *Coolia* 45 (1): 5-8
- Bollen J. (2002) B. Kroonjuwelen en andere mycologische snuisterijen 4. Het noordelijke gedeelte van het Bunderbos c.a. *Coolia* 45 (2): 95-100
- Bos F. G., Bosveld M. A., Groenendijk D. G., Van Swaay C. A. M. & Wynhoff I. (2006) *De dagvlinders van Nederland - verspreiding en bescherming*. Nederlandse Fauna 7. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden
- Bossenbroek Ph. (1989) Floristische verarming van het Zuid-limburgse hellingbos - een analyse. *Natuurhistorisch Maandblad* 78 (4): 65-71
- Bouget C. & Duelli P. (2004) The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* 118: 281–299
- Bourn N.A.D., Warren M.S. (1998) *Species Action plan : Brown Hairstreak, Thecla betulae*. Action for Butterflies - Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, England, UK
- Bouwma I.M. (1993) *Bosgeschiedenis van de hellingbossen van Zuid-Limburg*. IKC-N, Wageningen.
- Brereton T., Roberts E., Warren M. (1999) *Action for the Pearl-bordered Fritillary, progress 1997/98 : biodiversity action plan update*. - Butterfly Conservation
- Brereton T. (2006) *Monitoring the Heath Fritillary Mellicta athalia in Thornden and West Blean Woods*. - In: Hurford, C. & Schneider, M. (eds) *Monitoring nature conservation in cultural habitats : a practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, pp. 271-284
- Brigham R.M., Vonhof M.J., Barclay R.M.R., Gwilliam J.C. (1997) Roosting behavior and roost-site preferences of forest-dwelling California bats (*Myotis californicus*). *J. Mamm.* 78, 1231–1239
- Bright P.W. & Morris P.A. (1991) Ranging and nesting-behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology* 224: 177-190 Part 2
- Bright P.W., Morris P.A. & Wiles N.J. (1991) Effects of weather and season on the summer activity of dormice *Muscardinus avellanarius*. *Journal of Zoology* 238: 521-530 Part 3.
- Bright P.W. & Morris P.A. (1993) Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in 2 contrasting habitats. *Journal of Zoology* 230: 69-85 Part 1
- Bright P., Morris P, Mitchell-Jones A.J. (1996) *E Nature - 1996 The Dormouse Conservation Handbook English Nature, 1996*

- Broek J.M.M. van den & Diemont W.H. (1966) Het Savelsbos. Bosgezelschappen en bodem. Pudoc, Wageningen
- Broekhuizen S. (red.). (1992) Atlas van de Nederlandse zoogdieren. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Brouwer E. & Tweel M.J. van (2003) Opsporen en beschermen van de belangrijkste paddestoel terreinen in Nederland. De Levende Natuur 104 (5): 184-189
- Bruyne R.H. de, Wallbrink H. & Gmelig Meyling A.W. (2003) Bedreigde en verdwenen land- en zoetwatermollusken in Nederland (Mollusca). Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. European Invertebrate Survey Nederland (EIS), Leiden & Stichting ANEMOON, Heemstede. 88 p.
- Burrichter E. (1973) Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht. Erläuterungen zur Übersichtskarte 1:200000. Selbstverlag Geogr.Komm., Münster
- Clarke S.A. & Robertson P.A. (1993) The relative effects of woodland management and pheasant *Phasianus colchicus* predation on the survival of the pearl-bordered and small pearl-bordered fritillaries *Boloria euphrosyne* and *B. selene* in the south of England. - Biological Conservation 65 (3), 199-203
- Clerkx A.P.P.M. & Bijlsma R.J. (2003) Veluwe heide blijkt open boslandschap na ecologische interpretatie van het kadastrale archief van 1832. De Levende Natuur 104:148-155
- Coch T. (1995) Waldrandpflege : Grundlagen und Konzepte. Praktischer Naturschutz- Neumann Verlag, Radebeul
- Cortenraad J. (1986) De Wilde akelei en het bosbeheer. Natuurhistorisch Maandblad 75 (6/7), p. 118-119. Delft, B. van, R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekkinck & J. Sevink. 2006. Field guide Humus Forms. Description and classification of humus forms for ecological applications. Alterra/IBED UVA, Wageningen
- Cortenraad J. & Mulder T. (1989) De achteruitgang van een aantal Zuid-limburgse bosplanten nader beschouwt. Natuurhistorisch Maandblad 78 (5): 80-85
- Davies M. (1992) The White-letter Hairstreak Butterfly. BBCS-booklet 12 - British Butterfly Conservation Society, Dorset, UK
- Dennis T.L.H. (2004) Just how important are structural elements as habitat components? Indications from a declining lycaenid butterfly with priority conservation status. Journal of Insect Conservation 8: 37-45
- Ebert G. (1994-2005) Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 3-band 10 - Ulmer, Stuttgart
- Eichhorn K.A.O. & Eichhorn L.S. (2006) Opening van het kronendak zorgt voor sterke toename flora hellingbos. Van Nature 16 (1), p. 5
- Eichhorn K.A.O. (2007) Zeldzame planten in de bossen van Zuid-Limburg. Voorlopige resultaten van het verspreidingsonderzoek over de periode 1996-2006. Bfl-rapport 01. Bosflora.nl, Zeist. Zie ook www.bosflora.nl
- Eichhorn K.A.O. & Eichhorn L.S. (2007) Herstel van de soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. Natuurhist. Maandblad 96: 240-246
- Ellenberg H. (1991) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). – In: Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V.
- Wirth, W. Werner & D. Paulissen: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, Scripta Geobot. 18, S. 9-166, Göttingen
- Fartmann T. & Timmermann K. (2005) Where to find the eggs and how to manage the breeding sites of the Brown Hairstreak (*Thecla betulae* (Linnaeus, 1758)) in Central Europe? - Nota Lepidopterologica 29 (1/2), 125-134
- Flowerdew J.R. & Ellwood S.A. (2001) Impacts of woodland deer on small mammal ecology. Forestry 74: 277-287
- Flückiger W. & Braun S. (1998) Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification, *Environmental Pollution* 102 (1998), pp. 69-76.
- Ferris R., Carter C. (2000) Managing rides, roadsides and edge habitats in lowland forests. Bulletin 123 - Forestry Commission, Edinburgh
- Fonseca De Ph. H. & Jocqué R. (1982) The palmate newt *Triturus helveticus helveticus* (Raz.) in Flanders (Belgium). Distribution and habitat preferences. Biological Conservation 23: 297-307

- Foppen R., Nijs G., Verbelen D., Verbeylen G. & Verheggen L. (2008) De Hazelmuis. Over leven op de grens. Zoogdiervereniging VZZ, Stichting IKL en Natuurpunt Zoogdierenwerkgroep Vlaanderen
- Földner K. (2004) Eisvogel und Schillerfalter : Hinweise zum Erfassen und Schutz dieser seltenen Tagfalter an Waldmänteln. - Forst und Holz 59, 241 & 243-245
- Fuller R.J. (1992) Effects of coppice management on woodland breeding birds. In: Buckley G.P. (Ed). Ecology and Management of Coppice Woodlands. University Press, Cambridge
- Geerling D.J., Oostveen N. 2005) Evaluatie vlindergericht beheer op het Leusveld. Rapport SV2005.04 - De Vlinderstichting, Wageningen
- Gilliam F.S. (2006) Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition
Journal of Ecology 94 (6) , 1176–1191
- Gollmann B. & Gollmann G. (2002) Die Gelbbauchunke - von der Suhle zur Radspur. Laurenti-Verlag, Bielefeld
- Gorissen D. & Van Reusel, W. (2002) Vlindervriendelijk bosbeheer: wat hebben dagvlinders nodig en wat kan de beheerder doen? - Bosrevue 2, 1-7
- Greatorex-Davies, J.N., Hall M.L. & Marrs R.H. (1992) The conservation of the pearl-bordered fritillary butterfly (*Boloria euphrosyne* L.) : preliminary studies on the creation and management of glades in conifer plantations. - Forest Ecology and Management 53 (1/4), 1-14
- Greatorex-Davies J.N. & Marrs R.A. (1992) The quality of coppice woods as habitat for invertebrates. In: Buckley G.P. (Ed). Ecology and Management of Coppice Woodlands. University Press, Cambridge
- Griffiths R.A. & Deweijer P. (1994) Differential effects of pH and temperature on embryonic development in the British newts (*Triturus*). Journal of Zoology 234: 613-622
- Griffiths R.A., Deweijer P. & May R.T. (1994) Predation and competition within an assemblage of larval newts (*Triturus*). Ecography 17: 176-181
- Grime J.P. (2001) Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. 2nd.ed. Wiley, Chichester.
- Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R. (2007) Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species. 2nd.ed. Castlepoint Press, Colvend
- Grindal S.D, Brigham R.M. (1991) Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience 6 (1): 25-34
- Groenendijk D. & Van Oosterhout F. (1998) *Zygaena vicia* nieuw voor de Nederlandse fauna (Lepidoptera: Zygaenidae). - Entomologische Berichten 58, 201-204
- Groenendijk D. (2007) De Spaanse vlag in Nederland. Het belang van Zuid-Limburg voor deze habitatrichtlijnsoort. - Natuurhistorisch Maandblad 96 (8), 233-239
- Groenendijk D., Hantson S. (2007) Naar een soortbeschermingsplan grote weerschijnvlinder in Noord-Brabant. Rapport VS2006.34 - De Vlinderstichting, Wageningen
- Gurnell J., Hicks M. & Whitbread (1992) The effects of coppice management on small mammal populations. In: Buckley G.P. (Ed). Ecology and Management of Coppice Woodlands. University Press, Cambridge
- Harmer R. (1995) Management of coppice stools. Research Information note 259. The Forestry Authority, Research Division, Farnham, UK
- Haveman R. (2006) Hieracium weverianum (Zahn) Haveman stat.nov. in de Heimansgroeve (Epen, Zuid-Limburg). Stratiotes 32: 10-18
- Haveman R. & Schaminée J.H.J. (2005) Floristic changes in abandoned oak coppice forests in the Netherlands with some notes on apomictic species. Botanika Chronika 18(1): 149-160
- Heijboer D. & Nellestijn J. (2002) Klimaatatlas van nederland. De normaal periode 1971-2000. Elmar, Rijswijk
- Heinrich B. & Bell R. (1995) The Wilson Bulletin 107: 558-561
- Hermann G. (1994) Habitatbindung, Gefährdung und Schutz des Ulmenzipfelfalters (*Satyrion w-album* Knoch 1782) in Baden-Württemberg mit Anmerkungen zur Verbreitung (Lepidoptera, Lycaenidae). - Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 150, 223-236

- Hermy M. (1985) Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in binnen-Vlaanderen. Rijksuniversiteit Gent, Faculteit van de Wetenschappen
- Herremans M. (1993) Clustering of territories in the wood warbler *Phylloscopus sibilatrix*. *M Bird Study* 40:11, 12-23, 1993
- Hill M.O., Preston C.D & Roy D.B..(2004) PLANTATT. Attributes of British and Irish Plants: status, size, life history, geography and habitats. CEH Monks Wood
- Hillegers H. (1989) Beweiding van bossen en struwelen in Zuid-Limburg. *Natuurh. Maandblad* 78(6): 95-101.
- Hommel P.W.F.M., Spek Th. & de Waal R.W. (2002) Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei in loofbossen op verzuringsgevoelige bodem. Een verkennend literatuur- en veldonderzoek. *Alterra-rapport* 509, Wageningen
- Hommel P.W.F.M. & de Waal R.W. (2003) Rijke bossen op arme bodems. Alternatieve boomsoortenkeuze verhoogt soortenrijkdom ondergroei op verzuringgevoelige gronden. *Landschap* 20: 193-204
- Hommel P.W.F.M., de Waal R.W & Streefkerk J. in voorb. Selectie van referentiepunten t.b.v. het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 8: resultaten inventarisatie 2006. *Alterra, Staatsbosbeheer, Driebergen*
- Hommel P.W.F.M., de Waal R.W & Streefkerk J. in voorb. Selectie van referentiepunten t.b.v. het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 9: resultaten inventarisatie 2007. *Alterra, Staatsbosbeheer, Driebergen*
- Hustings F., van der Coelen J., van Noorden B., Schols R. & Voskamp P. (2006) Avifauna van Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht
- Ivens W. E M. E. (1990) Atmospheric deposition onto forests: an analysis of the deposition variability by means of throughfall measurements. Ph.D. Thesis, University of Utrecht, The Netherlands.
- Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., Wijdeven S.M.J., Moraal L.G., Veerkamp M.T. & Bijlsma R.J.(2006) Dood hout en biodiversiteit. Een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame instandhouding van geleedpotigen, paddenstoelen en mossen. Wageningen. 158 p.
- Jalink L. (1999) Op zoek naar de mycologische kroonjuwelen van Nederland. 1. De meest waardevolle kilometerhokken. *Coolia* 42 (3): 143-162
- Jansen J.C.G.M. & van de Westeringh W. (1983) Dat ging over zijn hout. Overmatig gebruik van bossen in het zuiden van Limburg van de hoge middeleeuwen tot in de 20^e eeuw. *Stud.Soc.Econ.Geschied.Limb.* 28: 19-63
- Jansen P. & Kuijper L., (2001) Hakhout. Suggesties voor het beheer. Stichting Bos en hout, Wageningen.
- Janssen J.A.M. & Schaminée J.H.J. (2003) Habitat typen. Europese natuur in Nederland. KNNV Uitgeverij, Utrecht
- Jöbges M. & König H. (2001) Urwaldspecht im Eichenwald. Brutbestand, Verbreitung und Habitatnutzung des Mittelspechtes in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 2: 12-27
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. (2001) Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239-248
- Joy J. (2003) Report on the survey of Forest Enterprise Scallops in the Wyre Forest for their suitability for Pearl-Bordered- Fritillary (*Boloria euphrosyne*). Butterfly Conservation Report No. SO3-25, Dorset, UK
- Joy J. (2006a) Pearl-Bordered- Fritillary (*Boloria euphrosyne*) Wyre Forest 2006 Monitoring Report. Butterfly Conservation Report No. SO6-17, Dorset, UK
- Joy J. (2006b) Wood white buck trend in Herefordshire and Shropshire. *Butterfly Conservation News* 91, 19
- Kalcounis M.C., Hobson K.A., Brigham R.M., Hecker K.R. (1992) Bat activity in the boreal forest: Importance of stand type and vertical strata. *Journal of Mammalogy* 80 (2): 673-682
- Kapteyn K. (1995) Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Provincie Noord-Holland, Noordhollandse Zoogdierstudiegroep & Het Noordhollands Landschap. Schuyt & Co, Haarlem, 224 pp.
- Keizer P.J. (2002) Paddenstoelen van natuurterreinen in Zuid-Limburg en hun indicatiewaarde voor het beheer. *Natuurhistorisch Maandblad* 91 (4): 59-66

- Kelderman (1990) Hakhoutbeheer? Gewoon zo! Natuurhistorisch Maandblad 79(9): 228-231
- Kelderman P.H. (1994) Parasolzwammen van Zuid-Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht
- Koks L. & Leersnijder P. (1984) Bosontwikkeling in een voormalig middenbos in het Gerendal. Doct.verslag, LH-Wageningen
- Koschuh A. & Fauster R. (2005) Der Braune Eichen-Zipfelfalters *Satyrrium ilicis* (Esper, 1779) (Lepidoptera: Lycaenidae) in der Steiermark (Österreich). - Beiträge zur Entomofaunistik 6, 65-86
- Kreutz C.A.J. (1992) Orchideeën in Zuid-Limburg. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht
- Kreutz C.A.J. & Dekker H. (2000) De orchideeën van Nederland. Ecologie - verspreiding - bedreiging - beheer. B.J. Seckel & C.A.J. Kreutz, Raalte en Landgraaf.Heijboer, D. & J. Nellestijn. 2002. Klimaatatlas van Nederland. De normaalperiode 1971-2000. Elmar, Rijswijk
- Kroon H. de. (1986) De vegetaties van Zuid-limburgse hellingbossen in relatie tot het hakhoutbeheer. Een rijke wilde flora met een onzekere toekomst. Natuurhistorisch Maandblad 75(10): 167-192
- Kuper J., van Duinen G.J., Nijssen M., Geertsma M. & Esselink H. (2001) Is the decline of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the Dutch coastal dune area caused by decrease in insect diversity? The Ring 22 (1): 11-25
- Kurstjen, G., Graaf G. de & Beekers B. (2006) De sleedoorpage terug in de Gelderse Poort. - Vlinders 21 (1), 16-18
- Kurta A., Kin, D., Teramino J.A., Stribley J.M., Williams K.J. (1993) Summer roosts of the endangered Indiana bat (*Myotis sodalis*) on the northern edge of its range. Am. Midl. Nat. 129, 132-138
- Lange R., Twisk P., van Winden A. & van Diepenbeek A. (1994) Zoogdieren van West-Europa. Veldgids nr. 8, Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht
- Lenders A.J.W. (2000) Beschermingsplan vroedmeesterpad en geelbuikvuurpad 2000-2004. Ministerie van Landbouw, natuurbeheer en Visserij, Rapport Directie Natuurbeheer nr. 38, Wageningen
- Lenders A.J.W. (2005) Habitatbeheer voor amfibieën in nationaal park de Meinweg. Deel II: de watersalamanders. Natuurhistorisch Maandblad 95: 21-28
- LNV (2007) Profielen habitatypen. www.minlnv.nl/thema/groen/natuur/natura2000_2006/achtergrond.htm
- Loon H. van, Mensink A. & Scheltinga A. (1985) Vegetatiekundig onderzoek in verschillende boscomplexen in het Gerendal (Zuid-Limburg). Doct. Verslag, KU Nijmegen, Afd. Geobotanie
- Maes N.C.M. (1993) Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken. Deelproject: Inventarisatie inheems genenmateriaal in Oost-Twente, Rivierengebied en Zuid-Limburg. IBN-rapport 041. IBN-DLO, Wageningen
- Maes D. (1996) De lepenpage in Vlaanderen : terug van (nooit) weg geweest? - Vlinders 11 (4), 4-6
- Matthews J.D. (1989) Matthews, Silvicultural Systems, Clarendon Press, Oxford
- Meijden R. van der (2000) Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland: basisrapport met voorstel voor de Rode lijst. Nationaal Herbarium Nederland
- Miaud (1993) Predation of newt eggs (*Triturus alpestris* and *Triturus helveticus*) - Identification of predators and the protective role of oviposition behaviour. Journal of Zoology 231: 575-582
- Neitzke M. (2001) Analysis of vegetation and nutrient supply in calcareous grassland border zones to determine critical loads for nitrogen. Flora 196, 292-303
- Neitzke M. (1993) Auswirkungen von Eutrophierungsprozessen auf Halbtrockenrasen in Rhein-Pfalz. Habilitationsschrift, Universität Trier, Trier
- Nilsson L-O. & Wallander H. (2003) The production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. New Phytologist 158: 409-416
- Nöllert A. & Nöllert C. (2001) Amfibieëngids van Europa. Tirion Uitgevers, Baarn
- Oksanen L. (1992) Evolution of exploitation ecosystems I. Predation, foraging ecology and population dynamics in herbivores. Evolutionary Ecology 6: 15-33

- Oosterbroek P., de Jong H. & Sijstermans L. (2005) De Europese families van muggen en vliegen (Diptera). Determinatie, diagnose en biologie. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 205 p.
- Orizaola G. & Brana F. (2003) Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (genus *Triturus*). *Herpetological Journal* 13: 121-124
- Ouden J. den, Bijlsma R.J. & Haveman R. (2007) Historisch landgebruik op de Wilde Kamp. Onderbouwing van een plan tot inrichting van de Wilde Kamp op basis van historisch landgebruik. WUR, Centrum voor Ecosystemen
- Ozinga W.A. (2005) Assessing the relative importance of dispersal in plant communities using an ecoinformatics approach. *Folia Geobotanica* 40: 53-67
- Pajunen I. (1983) Ambient-temperature dependence on the body temperature and of the duration of the hibernation periods in the garden dormouse, *Eliomys quercinus* L. *Cryobiology* 20 (6): 690-697
- Patriquin K.J., Barclay R.M.R. (2003) Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 40: 646-657
- Peters J. (2002) Een onderzoek naar bepalende factoren voor het terreingebruik van een paar Grauwe Klauwieren in Cottessen, Zuid-limburg. "Het belang van habitatheterogeniteit voor het nestsucces van de Grauwe Klauwier (*Lanius collurio*).” Afdeling Dierecologie KUN, Stichting Bargerveen, 32p.
- Platform Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad, (2006). Beschermingsplan vroedmeesterpad & geelbuikvuurpad in Limburg 2006-2010. Natuurbalans - Limes Divergens BV & Stichting RAVON, Nijmegen
- Putman R.J., Edwards P.J., Mann J.C.E., How R.C. & Hill S.D. (1989) Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation* 47: 13-32
- Rackham O. (2003) Ancient woodland. Its history, vegetation and uses in England. New edition. Castlepoint Press, Colvend
- Rackham O. (2006) Woodland. HarperCollins, London
- Reckardt K. & Kerth G. (2007) Roost selection and roost switching of female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance. *Oecologia* 154 (3): 581-588
- Renes J. (1988) De geschiedenis van het Zuid-Limburgse cultuurlandschap. Maaslandse Monografieën 6. Van Gorcum, Assen
- Renes H. (1993) Het cultuurlandschap in Mergelland-Oost. *Natuurhist. Maandbl.* 82: 3-27
- Renes J. (2000) Krijt/lösslandschap. In S. Barends *et al.* (red.), Het Nederlandse landschap. Een historisch-geografische benadering. Matrijs, Utrecht; 128-141
- Schaminee J.H.J., Stortelder A.H.F. & Weeda E.J. (1996, red.). De vegetatie van Nederland. 3. Opulus Press, Uppsala
- Saunders M.B. & Barclay R.M.R. (1992) Ecomorphology of insectivorous bats – A test of predictions using 2 morphologically similar species. *Ecology* 73 (4): 1335-1345
- Schaub M. & Vaterlaus-Schlegel C. (2001) Annual and seasonal variation of survival rates in the garden dormouse (*Eliomys quercinus*). *Journal of Zoology* 255: 89-96
- Scheffer M., van Geest G.J., Zimmer K., Jeppesen E., Sondergaard M., Butler M.G., Hanson M.A., Declerck S. & de Meester L. (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231
- Schilthuizen M. & Vallenduuk H. (1998) Kevers op kadavers. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 148 p.
- Schoonderwoerd, M. & B. Nyssen. (1999). Moerslag 18. Historisch beheer en huidige vegetatie van het Savelsbos. Doct.verslag LU-Wageningen
- Siebel H.N. (1993) Indicatiegetallen van blad- en levermossen. IBN-rapport 047, Wageningen
- Siebel H.N., Bijlsma R.J. & Bal D. (2006) Toelichting op de Rode Lijst Mossen. Rapport DK nr. 2006/034, Ede
- Sierdsema H. (1995) Broedvogels en beheer. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04 SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen
- Siepel H. (1994) Structure and function of soil microarthropod communities. Proefschrift, Wageningen UR, Wageningen

- Skinner B. (1998) The colour identification guide to moths of the British Isles (Macrolepidoptera). Tweede editie - Viking, Penguin Group, London
- Smit J.T., Krekels R. & Verheggen L.S.G.M. (2005) Bescherming van het vliegend hert in Limburg Natuurhistorisch Maandblad 94 (6): 117-120
- Smit J.T. & Krekels R. (2006) Vliegend hert in Limburg, Actieplan 2006 – 2010. EIS-Nederland en Bureau Natuurbalans-Limes divergens, Leiden – Nijmegen. 34p
- SOVON Vogelonderzoek Nederland (2002) Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000.- Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey- Nederland, Leiden
- Spies T.A. & Turner M.G. (1999) Dynamic forest mosaics. In M.L. Hunter Jr. (ed.), Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge; 95-160
- Staring Centrum (1990) Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000. Blad 61-62 West en Oost (Maastricht – Heerlen). Staring Centrum Wageningen
- Stewart A.J.A. (2001) The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. Forestry 74: 259-270
- Stortelder A.H.F., Schaminée J.H.J. & Hommel P.W.F.M. (1999) De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus Press, Uppsala.
- Stoutjesdijk Ph. (1974) The open shade, an interesting microclimate. Act.Bot.Neerl. 23(2): 125-130
- Tamis W.L.M., van der Meijden R., Runhaar J., Bekker R.M., Ozinga W.A., Ode B. & Hoste I. (2004) Standaard lijst van de Nederlandse flora. Gorteria, 30, 101– 195.
- The Invertebrate Conservation Trust (2007) <http://www.buglife.org.uk/conservation>. December 2007
- Thomas J.A. (1974) Ecological studies of hairstreak butterflies. Ph.D. Thesis, University of Leicester, UK
- Thust R.; Thiele, A. & Göhl, K. (2001) Das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero* Linnaeus, 1761; Lepidoptera : Nymphalidae) in Thüringen - ein Nachruf und ein Lehrstück. - Natur und Landschaft 76 (12), 542-546
- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A. (1994) Habitat destruction and the extinction debt. Nature 371, 65-66
- Tooren, B.F. van & L.B. Sparrius (red.). (2007). Voorlopige verspreidingsatlas van de Nederlandse mossen. BLWG
- Turin H. (2000) De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 666 p.
- Turner, K. (1995) New hedges for old : elms bounce back. - Farming & Conservation (April 1995), 12-15
- Van Buskirk J. (2007) Body size, competitive interactions, and the local distribution of *Triturus* newts. Journal of Animal Ecology 76: 559-567
- Van der Coelen J.E.M. (Red.) (1992) Verspreiding en ecologie van amfibieën en reptielen in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Stichting Ravon; Maastricht, Nijmegen
- Van Dam D. (1990) Atmospheric Deposition and Nutrient Cycling in Chalk Grassland, Ph. D. Thesis. University of Utrecht.
- Van Dijk P.M. (2005) Life-history en ecologische eigenschappen van de broedvogels in Nederland. De opzet van een database en de eerste resultaten. Afstudeerverslag Radboud Universiteit Nijmegen
- Van Dongen R. (2007) De Grauwe klauwier in Limburg heft toekomstperspectief! Limburgse Vogels 17: 19-26
- Van der Meulen J. & Groenendijk D. (2005) Assessment of the mobility of day-flying moths: an ecological approach. Proceedings Experimental & Applied Entomology NEV 16, 37-50
- Van Noordwijk C.G.E., Boer P., Mabelis A.A., Verberk W.C.E.P. & Sipel H. (submitted) Life-history tactic analysis reveals fragmentation and low soil temperature as main bottlenecks for ant communities in Dutch chalk grasslands
- Vanreusel W. & Van Dyck H. (2007) When functional habitat does not match vegetation types: A resource-based approach to map butterfly habitat. Biological Conservation 135:202-211

- Van Swaay C.A.M., Wallis de Vries M.F., Baxter W. & Van Vliet A. (2006) Waarheen stuurt het weer de vlinderstand? De Levende Natuur 107(6), 265–269
- Veling K., Smit J., Siebering V. (2004) Bosrandbeheer voor vlinders en andere ongewervelden. - KNNV Uitgeverij, Utrecht
- Vellinga E.C., (2004) Ecology and distribution of Lepiotaceus fungi Agaricaceae – A review. Nova Hedwigia 78: 273-299
- Verberk W.C.E.P. (2008) Matching species to a changing landscape – Aquatic macroinvertebrates in a heterogeneous landscape. Proefschrift, Radboud Universiteit Nijmegen
- Verheggen L. & Boonman M. (2006) Actieplan Hazelmuis Limburg 2006-2010. Bouwstenen ten behoeve van Leefgebiedsplan Heuvelland. Bureau Natuurbalans – Limes Divergens en Zoogdiervereniging VZZ, Nijmegen/Arnhem
- Waal R.W. de (1985) Toelichting 1: 50 000 Bodemkaart Zuid-Limburg. PPD Limburg, Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium van de Universiteit van Amsterdam
- Waal R.W. de (2007) Fysiotopen: Standplaatstypering SYNBIOSYS. Stratiotes (in druk)
- WallisDe Vries M.F.(Editor), Bakker J.P.(Editor), Van Wieren S.E. (Editor) "Grazing and Conservation Management . Kluwer Academic Publishers
- Wallis DeVries M.F. & Van Swaay C.A.M. (2006) Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. Global Change Biology 12, 1620–1626
- Walsh A.L., Harris S. (1996) Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology 33 (3): 508-518
- Waring P. & Townsend M. (2006) Nachtvinders; veldgids met alle in Nederland en België voorkomende soorten. - Tirion
- Warren M.S. (1985a) The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the Wood White *Leptidea sinapis*. - Biological Conservation 33 (2), 147-164
- Warren M.S. (1985b) The status of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia* Rott. in relation to changing woodland management in the Blean Woods, Kent. - Quarterly Journal of Forestry 79 (3), 175-182
- Warren M.S. (1987) The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia* : III. Population dynamics and the effect of habitat management. - The Journal of Applied Ecology 24, 499-513
- Warren M.S. (1991) The successful conservation of an endangered species, the heath fritillary butterfly *Mellicta athalia*, in Britain. - Biological Conservation 55 (1), 37-56
- Warren M.S. (1993) A review of butterfly conservation in central southern Britain : II. Site management and habitat selection of key species. - Biological Conservation 64 (1), 37-49
- Warre, M.S., Bourn N.A.D. (1998) Species Action plan : Wood White, *Leptidea sinapis*. Action for Butterflies - Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, England, UK
- Weeda E.J., Westra R., Westra Ch. & Westra T. (1994) Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties. 5. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren. 2005. Atlas van plantengemeenschappen in Nederland. Deel 4. Bossen, struwelen en ruigten. KNNV Uitgeverij, Utrecht
- Weeda E.J., Ozinga W.A, Jagers op Akkerhuis G.A.J.M. (2006) Diversiteit hoog houden. Bouwstenen voor een geïntegreerd natuurbeheer. Wageningen. Alterra-rapport 1418, 246 p.
- Werf S. van der (1991) Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland 5. Pudoc, Wageningen
- Westreenen F.S. van (1989) De Zuid-limburgse bossen; jong bos of oude stobben? Een boshistorisch overzicht. Natuurh.Maandblad 78(3): 48-54
- Westeringh W. van de (1980) "Soils and their Geology in the Geul Valley", Mededelingen Landbouwhogeschool 80, 8, 1–26
- Willems J.H. (1978) Populatiebiologisch onderzoek aan *Orchis mascula* (L.) L. op enkele groeiplaatsen in Zuid-Limburg. Gorteria 9, p. 71-80

- Wigglesworth T. (ed.)(2005) Action for the Brown Hairstreak: sharing good practice. Proceedings BC Seminar, Report S05-04, Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, UK
- Willmott K.J. (1990) The Purple Emperor Butterfly. BBCS-booklet 12 British Butterfly Conservation Society, Loughborough
- Zwam G.H. van (1973) Het beheer van de hakhoutbossen in Zuid-Limburg. Staatsbosbeheer, Maastricht, Ing. scriptie, 19 pp.