

Over de schaal van bosbeheer en het niveau van planning

H. Schoonderwoerd
F. Dolstra

Silve



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

Directie Kennis en Innovatie, augustus 2009

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

Rapport DKI nr. 2009/122
Ede, 2009

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis en Innovatie onder vermelding van code 2009/dk122 en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling H. Schoonderwoerd, F. Dolstra

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

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

Voorwoord

Sinds de jaren negentig is geïntegreerd bosbeheer een wijze van bosbeheer die veel navolging heeft gekregen bij beheerders en tevens door het beleid wordt omarmd. Immers, door de veelal kleinschalige ingrepen en het stimuleren van natuurlijke bosverjonging – vaak met nadruk op inheemse loofboomsoorten – kunnen fraaie bosbeelden worden ontwikkeld zonder hoge kosten. Het ‘geïntegreerd’ zit hem in de combinatie van functies die met deze vorm van beheer wordt nagestreefd: naast de functie recreatie ook natuur en economie (houtopbrengsten).

Lange tijd is kleinschaligheid van ingrepen als een soort toverformule gehanteerd. Maar zijn kleinschalige ingrepen in alle situaties en voor alle soorten die we in het licht van verhoging van de biodiversiteit willen stimuleren nu wel altijd gewenst? Die vraag lag ten grondslag aan het onderzoek dat Bureau Silve heeft uitgevoerd in opdracht van de Directie Kennis.

Bureau Silve doet in dit rapport op basis van literatuuronderzoek en een modelmatige benadering aanbevelingen over het schaalniveau van ingrepen. Voorgesteld wordt, flexibeler dan nu het geval is, om te gaan met de schaal van de ingrepen door bijvoorbeeld in de bossen van de arme zandgronden grootschaliger ingrepen en kortere omlopen mogelijk te maken. Daarnaast is het voorstel om kleinschalige groepenkap en lange omlopen meer voor te behouden voor de van huis uit rijkere bossen.

Een interessante suggestie is om het bosbeheer meer op landschapsniveau te plannen. Nu vindt dit veelal plaats op het niveau van opstand tot hooguit het bosbedrijfsniveau. Dat vergt communicatie over de grenzen van het eigen bosbezit heen, een uitdaging op zich.

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

Inhoudsopgave

Samenvatting	7
1 Inleiding en probleemstelling	11
2 Het verschil tussen kleinschalig en grootschalig bosbeheer	15
2.1 Bosklimaat versus kapvlakteklimaat	15
2.2 Bosverjonging in kleine gaten versus bosverjonging op kapvlaktes	19
2.3 Ruimtelijke variatie en randen	21
2.4 Oogst-, voorraad- en bijgroeiniveau	22
2.5 Kosten en opbrengsten	23
3 Biodiversiteit in bossen en op kapvlaktes	27
3.1 Dagvlinders	27
3.2 Loopkevers	31
3.3 Saproxyle kevers	34
3.4 Mieren	36
3.5 Bijen en hommels	38
3.6 Vogels	39
3.7 Vleermuizen	45
3.8 Herpetofauna (amfibieën en reptielen)	47
3.9 Wilde hoefdieren	51
3.10 Vaatplanten	52
3.11 Mossen en korstmossen	56
3.12 Schimmels	58

4	Differentiatie in schaal op regionaal niveau	61
4.1	Een eenvoudig model	61
4.2	Kap en verjonging: simulatieresultaten	62
4.3	Landschappelijke evaluatie van uitkomsten	64
4.4	Bosbeheer op landschapsniveau	70
5	Conclusies	73
6	Gerefereerde literatuur	77

Samenvatting

De kap van open plekken is een belangrijk instrument waarmee de bosbeheerder de bosontwikkeling stuurt. In het Nederlandse bos worden die verjongingsvlaktes steeds kleiner. In 2004 schreven Wijdeven et al (2004) een artikel in het Vakblad Natuurbeheer waarin ze stellen dat de huidige bosbeheerspraktijk nauwelijks gebruik meer maakt van grotere kapvlaktes. Ze vragen aandacht voor de herwaardering van de kapvlakte vanwege de volgende aspecten:

- kapvlaktes kennen hun eigen abiotiek en brengen dientengevolge een eigen biodiversiteit met zich mee,
- kapvlaktes brengen afwisseling in het bos; het niet meer gebruiken van kapvlaktes leidt tot minder afwisseling en dat is minder aantrekkelijk,
- door concentratie van oogst in grotere kapvlaktes wordt een beter bedrijfsresultaat bereikt.

De auteurs stellen daarnaast voor de schaal van planning, nu vaak de opstandsniveau, uit te tillen tot op bedrijfsniveau, regionaal niveau of zelfs landschapsniveau. Variatie in beheer kan dan binnen een bedrijf worden uitgewerkt, maar het is ook denkbaar, in ieder geval als gedachte-experiment, dat zoiets op een veel hoger niveau geschiedt. Regio's met een specifiek beheer dus.

Het Ministerie van LNV schreef in 2007 een onderzoeksopdracht uit met als hoofdvraag: "Wat is de meerwaarde van differentiatie in klein- en grootschalig beheer van het Nederlandse bos?". De insteek van dit onderzoek werd omschreven als "Het bewaren en waar mogelijk vergroten van de biodiversiteit in de Nederlandse bossen". Redenerend langs de lijnen van het artikel van Wijdeven en de zijnen stelt het Ministerie van LNV in de onderzoeksomschrijving de volgende vragen:

1. Wat zal er gebeuren met het Nederlandse bos indien delen daarvan grootschaliger beheerd zouden worden?
2. Welke soorten planten en dieren zijn bij uitstek gebaat bij een kleinschalig bosbeheer?
3. Welke soorten planten en dieren gedijen juist beter bij een grootschalig bosbeheer?
4. Welke verbanden zijn er te leggen tussen diverse leefgebieden van plant- en diersoorten en bosgebieden die zich kenmerken door grootschalig of kleinschalig beheer?
5. Bij welke schaalgrootte van bosbeheer wordt de biodiversiteit kleiner in plaats van groter?
6. Spelen naast de schaal van ingrepen ook de frequentie van ingrepen een rol in de biodiversiteitontwikkeling?
7. Tot op welk niveau (perceel, opstand, bosgebied, provincie, etc.) kunnen maatregelen (bijvoorbeeld soortenmenging, bomenkap, aanwezigheid van dood hout, etc.) worden uitgevoerd, zodat tegelijk met een bosbedrijfstechnisch gezien efficiënte bedrijfsvoering ook een grote biodiversiteit in het bos verkregen kan worden? Hoe pakt dit uit op bedrijfsniveau en wat zijn de te verwachten consequenties op nationale schaal.

Dit rapport is geschreven om deze vragen te beantwoorden. De resultaten zijn verkregen door een combinatie van literatuuronderzoek en eenvoudige modelsimulaties. Het rapport is als volgt opgebouwd:

In **hoofdstuk 2** is een beschrijving gegeven van de bosbouwkundige aspecten van de schaal van kap. We bespreken hier onder meer:

- De abiotiek van bos, kleine gaten en kapvlaktes: kapvlaktes (of 'grote gaten') verschillen van bos en van kleine gaten door het aandeel van de bodemoppervlakte dat zich in het volle zonlicht bevindt. Bij kapvlaktes is dat een groot aandeel, bij kleine gaten een klein aandeel en bij gesloten bos is dat aandeel nihil. Een gat met een diameter vanaf drie tot 4 keer de boomhoogte kan op basis van dit criterium als kapvlakte worden aangemerkt.
- Het effect van de schaal van kap op de soortensamenstelling van het bos, de duurzaamheidsaspecten, eigenschappen zoals volume, bijgroei en stamkwaliteit en tenslotte de afwisseling ofwel de variatie in bosbeelden: grootschalige kap en verjonging geeft een kans aan lichtboomsoorten om zich te verjongen. Kleinschalige kap doet dat niet. Op arme zandgronden bestaat het bos uit grove den, eik en berk en zal het bos sowieso grootschalig behandeld moeten worden om van natuurlijke verjonging gebruik te kunnen maken. Op de betere bodems kan de beheerder wel kiezen voor te ontwikkelen bostypen: een type dat wordt gedomineerd door meer schaduwverdragende opvolgersoorten als douglas, fijnspar en beuk en een type waarin meer plek is voor lichtboomsoorten eik, grove den, berk en lariks. Het lichte bostype kent een geringere voorraad, een lagere bijgroei en dientengevolge een lager oogstniveau. De kap- en verjonging is hier grootschalig, omdat anders soorten als eik en grove den zeker geen kans hebben om zich te verjongen.
- De bedrijfseconomie: bespreking van het verschil voor het bosbedrijf met groepenkap of met kapvlaktes: in een grootschalig beheerssysteem zal de hout-op-stam prijs iets hoger uitvallen dan in kleinschalige systemen. Dit voordeel wordt getemperd door de vaste kosten van het bosbeheer, die niet afhankelijk zijn van de schaal.

Hoofdstuk 3 bestaat uit de resultaten van een literatuuronderzoek naar de biodiversiteit van bossen en kapvlaktes. Het onderzoek is gericht op een aantal soortgroepen, zoals loopkevers, dagvlinders enzovoorts en de bijeengebrachte informatie geeft inzicht in de aspecten van bos- en kapvlaktehabitat die een relatie hebben met het voorkomen van bepaalde soorten. Het onderzoek laat zien, dat binnen de meeste onderzochte groepen dieren en planten zich bosgebonden soorten en soorten van open en halfopen landschappen bevinden. Dit betekent dat een combinatie van kleinschalig en grootschalig beheren in principe de grootste biodiversiteit oplevert, als we kijken naar de bosbeheerseenheid zelf. Voorwaarde is dat de eenheid een zekere minimale oppervlakte heeft.

Een korte samenvatting voor ongewervelde dieren

Veel dagvlinders zijn weliswaar bossoorten, maar vlinders hebben zonnige (open) plekken nodig om te kunnen vliegen (warmte!). Homogeen gesloten bos, en dan met name het bos in dichte, staken- en vroege boomfase is niet geschikt voor dagvlinders. Oud bos met open plekken wel en het is het gebrek aan dergelijke open plekken dat bijdraagt aan de achteruitgang van bosvlinders. Die open plekken behoeven niet noodzakelijkerwijs grote kapvlaktes te zijn (als er maar genoeg zonlicht op de bodem komt). Loopkevers kunnen worden onderverdeeld in drie groepen: generalisten, soorten van open terrein en echte bossoorten. Deze laatste groep bestaat uit soorten van het koele, vochtige bosmilieu. In West Europa komen ze weinig meer voor: de soorten uit onze bossen zijn veelal generalisten en, in de wat lichtere bostypen soorten van het open veld. Kapvlaktes zijn slecht voor bossoorten, maar kapvlaktes zijn wel aantrekkelijk voor andere soorten. Ook voor de groep van dood houtkevers (saproxyle kevers) geldt dat er specialisten zijn van open en gesloten habitat. Specialisten van het open habitat gebruiken zonbeschenen dood hout, dit in tegenstelling tot de soorten van het gesloten bos, die vochtige en koele omstandigheden prefereren. Kapvlaktes zijn plekken voor de open habitat soorten, mits er voldoende dood hout op de kapvlaktes aanwezig blijft. De meeste bosmierensoorten prefereren een open bosstructuur zoals open eiken-berkenbossen. Maar er zijn ook enkele soorten die in een schaduwrijk milieu voorkomen. Veel mieren maken gebruik van bosranden (langs heide, grasveld of kapvlakte) omdat daar de combinatie van een 'warm' zonbeschenen milieu direct grenst aan de bomen,

waarin de dieren foerageren (bladluizen melken bijvoorbeeld). Veel mierennesten bevinden zich dan ook aan de bosrand.

Gewervelde bosdieren

Vleermuizen gebruiken oude bomen als behuizing en zijn dus in die hoedanigheden soorten van het oude bos. Ze jagen echter graag langs de bosrand en omdat die randen ondermeer langs kapvlaktes te vinden zijn vormen die vlaktes een positieve bijdrage aan de kwaliteit van het leefgebied voor bosvleermuizen. Kapvlaktes tot 0,5 ha zijn ideaal; grotere vlaktes worden niet gebruikt door vleermuizen. Amfibieën kunnen in bossen leven door de hoge luchtvochtigheid die het gesloten bos met zich meebrengt. Kapvlaktes zijn voor die dieren meest ongeschikt, tenzij er voldoende variatie in leefomstandigheden wordt geboden op de vlakte. Natte plekken, zandige plekken, voorverjonging, dood hout etc geven de dieren de mogelijkheid om toch te functioneren. Reptielen houden van zonnige plekken in of aan de rand van het bos en zijn daarom zeer gebaat bij de aanwezigheid van kapvlaktes. Kapvlaktes functioneren als tijdelijk leefgebied voor reptielen en het is dus belangrijk dat ze met de kapvlaktes kunnen mee migreren (als er onvoldoende geschikt en permanent open leefgebied in de buurt is). Kapvlaktes hebben ook een grote aantrekkingskracht op wilde hoefdieren, onder andere vanwege het grotere voedselaanbod (in vergelijking tot het gesloten opgaande bos).

Planten en schimmels

Er bestaat een kapvlagtegemeenschap van hogere planten (bloemrijke kapvlagtevegetaties met onder andere wilgeroosje en vingerhoedskruid, maar kapvlaktes in Nederland raken veelal begroeid met grassen en/of braamstruwelen, waardoor de genoemde gemeenschap maar sporadisch echt van de grond komt. Oud-bos planten zijn meer gebaat bij kleine kapvlakten en gaten, in combinatie met omstandigheden waarbij de verspreiding van deze soorten 'een handje wordt geholpen'. Mossen (veel soorten!) zijn bij uitstek planten van het vochtige, donkere, gesloten bos. Mossen gedijen wel in kleine open plekken waar de zon niet, maar de regen wel makkelijk tot op de bodem kan doordringen. Korstmossen zijn juist organismen van het open habitat en zeker van de kapvlaktes (veel dood hout). Schimmels (enkele duizenden soorten!) zijn, net als mossen typische exponenten van het gesloten bos. Er is echter een aantal gespecialiseerde soorten die kunnen leven in hout dat periodiek uitdroogt.

Hoofdstuk 4 gaat over de rol die kapvlaktes zouden kunnen spelen op het niveau van het landschap. Hier presenteren we een eenvoudig simulatiemodel waarmee we in een proefgebied met ongeveer 30.000 ha bos de kap en verjonging 'uitvoeren'. Daarbij wordt de schaal van ingrijpen gevarieerd. De resultaten van deze exercities worden geëvalueerd via een landschapsecologische analyse. De resultaten van deze analyses geven aan wat we zouden kunnen verwachten van de inzet van kapvlaktes in het bosbeheer inzake de biodiversiteit. We concluderen dat het kappen van vlaktes in het bos naast het kapvlaktemilieu ook een ander milieu creëert, namelijk dat van de bosranden. Ook moet men zich realiseren dat de kap- en verjongingsregeling de totale te kappen oppervlakte (de 'verantwoorde kap') in een bosgebied reguleert (je kunt niet zo maar een groot deel van het bos kappen). Gegeven die verantwoorde kap bepaalt de grootte van de kapvlakte de onderlinge afstand van de kapvlaktes en daarmee de ruimtelijke samenhang van het landschap voor soorten die van de kapvlaktes en bosranden kunnen gaan profiteren. Er zijn veel soorten die zullen kunnen functioneren in kleinere kapvlaktes met een diameter van 3 tot 4 keer de boomhoogte. Voordeel van het toepassen van deze 'kleine' vorm van kapvlaktes is het feit dat er dan, gegeven de verantwoorde kap, meer vlaktes gemaakt kunnen worden, hetgeen ten goede komt aan de stepping-stone functie van deze tijdelijke open plekken in het bos. Maar er zijn ook soorten, zoals de nachtzwaluw, die beter uit de voeten kunnen op grotere kapvlaktes. Een aspect dat pleit voor toepassing van grotere kapvlaktes (maar die liggen dan verder uit elkaar) is, dat op grotere vlaktes ook grotere populaties van organismen opgebouwd worden die een stabielere bron kunnen zijn voor het koloniseren van andere plekken. Voor het maken van dergelijke beheersafwegingen is aanvullend onderzoek nodig.

De frequentie van ingrepen speelt wel een rol, maar de gangbare manier van werken in het bos past bij de gewenste voortgang van de vernieuwing van kapvlaktes. M.a.w. de termijn waarop de kapvlaktes waardevol blijven (rond de 10 jaar) past binnen de gangbare werkplanning (eens in de 4 a 5 jaar een werkgang: blesen/dunnen en mogelijke planning van kapvlaktes).

Planning van bosbeheer zou moeten worden uitgereid tot op landschapsniveau. Argumenten om het bosbeheer aan te passen aan te ontwikkelen landschapskwaliteiten kunnen worden ontwikkeld. Zo zou men een lans kunnen breken voor een grootschalig bosbeheer met kortere omlopen in arme zandlandschappen. Een dergelijk beheer kent een groter permanent (maar 'wandeland in de ruimte') aandeel open vlaktes hetgeen bijdraagt aan de biodiversiteit. Het zijn juist de organismen van de open en halfopen arme zandgronden die nu onder druk staan. Grootschalig werken met kortere omlopen levert ook een bijdrage aan de verbetering van de bedrijfsresultaten. Dit is juist hier van belang, omdat het bijgroeiniveau (en daarmee ook onvermijdelijk het oogstniveau) in deze bossen laag ligt. Rijkere bossen zouden dan veel meer beheerd kunnen worden met kleinschalige groepenkap en lange omlopen. De bijgroei van dergelijke bossen ligt veel hoger en blijft ook langer hoog. Oude bossen zijn hier van cruciaal belang voor de biodiversiteit.

Toepassing van een meer op het landschap geënt bosbeheer leidt tot een grotere consistentie van beheer en tot een grotere mate van eigenheid van bossen.

1 Inleiding en probleemstelling

Het Nederlandse bos is volop in ontwikkeling. Die ontwikkeling kent vele facetten, sommige onzichtbaar en langzaam, andere sterk in het oog springend en snel. Tot de laatste categorie horen onder meer de toename van dood hout, de toename van natuurlijke verjonging en de toename van het aandeel dikke bomen in de voorraad. Als we beseffen dat het Nederlandse bos grotendeels is aangelegd in de periode 1880 – 1930, met een recente aanvulling van de bossen in de IJsselmeerpolders en het landelijk gebied van Groningen, Friesland, Noord- en Zuid-Holland, dan wordt duidelijk dat het Nederlandse bos nog wel een tijd in ontwikkeling zal blijven. Het duurt honderden (en de puriteinen onder ons zullen zeggen duizenden) jaren voor we van een volgroeid ecosysteem kunnen spreken.

De komende ontwikkelingen worden, naast natuurlijke (verzuring, strooisellaagopbouw, bodemvorming, alle factoren die leiden tot successie) en omgevingsfactoren (depositie van allerlei stoffen uit landbouw en verkeer, verdroging of juist vernatting door hydrologische maatregelen) heel sterk bepaald door het bosbeheer. De bosbeheerder neemt maatregelen in het bos die de ontwikkeling ervan beïnvloeden door, heel belangrijk, het uitvoeren van dunningen en het kappen van open plekken in het bos. Via dunning en kap wordt de verjonging beïnvloed en daarmee is het ontwikkelingskader van het bos ter plekke voor tientallen zo niet honderden jaren vastgelegd.

De kap van open plekken is dus een belangrijk instrument waarmee de bosbeheerder de bosontwikkeling stuurt. In het Nederlandse bos worden die verjongingsvlaktes steeds kleiner. Het Meetnet Functievervulling Bos 2001-2005 (Dirkse et al, 2006) geeft een overzicht van het voorkomen van verjongingsplekken, -groepen en -vlaktes in het huidige Nederlandse bos (tabel 1.1). Voor 3158 over het Nederlandse bosareaal verspreide steekproefpunten is genoteerd in welke bosontwikkelingsfase de punten vallen. Als we de verdeling opvatten als een goede schatter voor de werkelijke situatie in het gehele Nederlandse bos dan zien we dus dat 4% van het bos zich in open dan wel jonge fase bevindt, 7% is in de dichte fase, 19% is in de stakenfase en 70% in de boomfase. De aftakelingsfase komt in het Nederlandse bos nog niet voor.

Tabel 1.1 Verdeling MFV steekproefpunten over ontwikkelingsfase en schaal (bron: Dirkse et al, 2006)

Ontwikkelingsfase	Afmeting ontwikkelingsgroep				Totaal	Aandeel
	< 5 are	5-25 are	25-100 are	> 1ha		
Open fase	11	10	15	12	48	2%
Jonge fase	4	15	16	39	74	2%
Dichte fase	5	51	21	139	216	7%
Stakenfase	2	111	37	465	615	19%
Dichte boomfase	2	273	65	1510	1850	59%
IJle boomfase	0	51	22	282	355	11%
Aftakelingsfase	0	0	0	0	0	0%
Totaal	24	511	176	2447	3158	100%

We herschrijven tabel 1.1 tot tabel 1.2 waarin we ons richten op het bos dat zich nog niet in de boomfase bevindt. Bos dat zich nu in de open/jonge fase bevindt betreft open plekken, open groepen en open vlaktes die recent zijn gecreëerd. Bos in dichte fase is gegroeid in open plekken, groepen of vlaktes die iets langer geleden zijn

gecreëerd en dat geldt in versterkte mate voor bos dat zich nu in de stakenfase bevindt. Tabel 1.2 laat zien dat er een markant verschil is in de verdeling van de aantallen kapvlaktes > 1 ha en groepen en kleine vlaktes (<1 ha) tussen de recent gecreëerde open ruimtes in het bos en die van wat langer geleden. De kapvlakte verliest dus terrein in het Nederlandse bos.

Tabel 1.2 Ontwikkeling in de schaal van kap in het Nederlandse bos (bron: Dirkse et al, 2006)

Ontwikkelingsfase	Open fase gecreëerd	Aandeel <1 ha
Open en jonge fase	Recent	58%
Dichte fase	Circa 10-20 jaar geleden	36%
Stakenfase	Circa 20-40 jaar geleden	24%

In 2004 schreven Wijdeven et al (2004) een artikel in het Vakblad Natuurbeheer waarin ze stellen dat de huidige bosbeheerspraktijk nauwelijks gebruik meer maakt van grotere kapvlaktes. Ze vragen aandacht voor de herwaardering van de kapvlakte vanwege de volgende aspecten:

- kapvlaktes kennen hun eigen abiotiek en brengen dientengevolge een eigen biodiversiteit met zich mee,
- kapvlaktes brengen afwisseling in het bos; het niet meer gebruiken van kapvlaktes leidt tot minder afwisseling en dat is minder aantrekkelijk,
- door concentratie van oogst in grotere kapvlaktes wordt een beter bedrijfsresultaat bereikt.

De auteurs stellen daarnaast voor de schaal van planning, nu vaak de opstandsniveau, uit te tillen tot op bedrijfsniveau, regionaal niveau of zelfs landschapsniveau. Variatie in beheer kan dan binnen een bedrijf worden uitgewerkt, maar het is ook denkbaar, in ieder geval als gedachte-experiment, dat zoiets op een veel hoger niveau geschiedt. Regio's met een specifiek beheer dus.

Het Ministerie van LNV schreef in 2007 een onderzoeksopdracht uit met als hoofdvraag: "Wat is de meerwaarde van differentiatie in klein- en grootschalig beheer van het Nederlandse bos?". De insteek van dit onderzoek werd omschreven als "Het bewaren en waar mogelijk vergroten van de biodiversiteit in de Nederlandse bossen". Redenerend langs de lijnen van het artikel van Wijdeven en de zijnen stelt het Ministerie van LNV in de onderzoeksomschrijving de volgende vragen:

1. Wat zal er gebeuren met het Nederlandse bos indien delen daarvan grootschaliger beheerd zouden worden?
2. Welke soorten planten en dieren zijn bij uitstek gebaat bij een kleinschalig bosbeheer?
3. Welke soorten planten en dieren gedijen juist beter bij een grootschalig bosbeheer?
4. Welke verbanden zijn er te leggen tussen diverse leefgebieden van plant- en diersoorten en bosgebieden die zich kenmerken door grootschalig of kleinschalig beheer?
5. Bij welke schaalgrootte van bosbeheer wordt de biodiversiteit kleiner in plaats van groter?
6. Spelen naast de schaal van ingrepen ook de frequentie van ingrepen een rol in de biodiversiteitontwikkeling?
7. Tot op welk niveau (perceel, opstand, bosgebied, provincie, etc.) kunnen maatregelen (bijvoorbeeld soortenmenging, bomenkap, aanwezigheid van dood hout, etc.) worden uitgevoerd, zodat tegelijk met een bosbedrijfstechnisch gezien efficiënte bedrijfsvoering ook een grote biodiversiteit in het bos verkregen kan worden? Hoe pakt dit uit op bedrijfsniveau en wat zijn de te verwachten consequenties op nationale schaal.

Dit rapport is geschreven om deze vragen te beantwoorden. De resultaten zijn verkregen door een combinatie van literatuuronderzoek en eenvoudige modelsimulaties. Het rapport is als volgt opgebouwd:

In **hoofdstuk 2** is een beschrijving gegeven van de bosbouwkundige aspecten van de schaal van kap. We bespreken hier onder meer:

- de abiotiek van bos, kleine gaten en kapvlaktes,
- het effect van de schaal van kap op de soortensamenstelling van het bos, de duurzaamheidsaspecten, eigenschappen zoals volume, bijgroei en stamkwaliteit en tenslotte de afwisseling ofwel de variatie in bosbeelden,
- bedrijfseconomie: bespreking van het verschil voor het bosbedrijf met groeppenkap of met kapvlaktes.

Hoofdstuk 3 bestaat uit de resultaten van een literatuuronderzoek naar de biodiversiteit van bossen en kapvlaktes. Het onderzoek is gericht op een aantal soortgroepen, zoals loopkevers, dagvlinders enzovoorts en de bijeengebrachte informatie geeft inzicht in de aspecten van bos- en kaplaktehabitat die een relatie hebben met het voorkomen van bepaalde soorten. Dit hoofdstuk geeft antwoord op de vraag welke soorten gebaat zijn bij kleinschalig- dan wel grootschalig bosbeheer (vragen 2 en 3) alsmede de vraag naar de verbanden tussen leefgebieden en de aard van het beheer (vraag 4).

Hoofdstuk 4 gaat over de rol die kapvlaktes zouden kunnen spelen op het niveau van het landschap. Hier presenteren we een eenvoudig simulatiemodel waarmee we in een proefgebied met ongeveer 30.000 ha bos de kap en verjonging 'uitvoeren'. Daarbij wordt de schaal van ingrijpen gevarieerd. De resultaten van deze exercities worden geëvalueerd via een landschapsecologische analyse. De resultaten van deze analyses geven aan wat we zouden kunnen verwachten van de inzet van kapvlaktes in het bosbeheer inzake de biodiversiteit (vragen 5, 6 en 7).

Hoofdstuk 5 bevat samenvattende conclusies, geordend naar de onderzoeksvragen.

Hoofdstuk 6 bestaat uit de gerefereerde literatuur.

2 Het verschil tussen kleinschalig en grootschalig bosbeheer

Om spraakverwarring te voorkomen starten we dit hoofdstuk met de afbakening van de begrippen grootschalig en kleinschalig beheer:

- Kleinschalig beheer is het type bosbeheer waarbij men werkt met kleine verjongingsgroepen. Er worden geen grote kapvlaktes gemaakt. Houtoogst vindt plaats door dunningen en groepenkap.
- Grootschalig beheer is het type bosbeheer waar men eindkap pleegt en waar vervolgens de verjonging op de (grote) kapvlaktes moet worden gerealiseerd. Houtoogst vindt plaats door dunningen en vlaktegewijze kap.

In de praktijk is het mogelijk, en dat is vaak afhankelijk van de grootte van de bosbeheerseenheid, dat er een mix van groot- en kleinschalig beheer wordt toegepast.

In deze studie willen we een vergelijking maken tussen kleinschalig en grootschalig beheer. Voor een zuivere vergelijking is het dan nodig om niet allerlei andere aspecten die niet direct te maken hebben met de schaal van kap te vermengen met de te vergelijken beheerstypen. Zo is bijvoorbeeld het oogstniveau niet direct een uitvloeisel van de schaal van kap (wel mogelijk op de lange termijn, zie §2.4). Een zekere hoeveelheid hout kan worden gekapt in 1 grote kapvlakte, maar kan ook verdeeld over diverse kleinere groepen geogst worden. Het oogstniveau is dus een aspect van het bosbeheer dat voor een zuivere vergelijking niet in de analyse betrokken hoeft te worden.

Wat zijn dan wel de typische verschillen in het functioneren van bossen die het toepassen van kleinschalig dan wel grootschalig beheer met zich meebrengen? In dit hoofdstuk bespreken we achtereenvolgens:

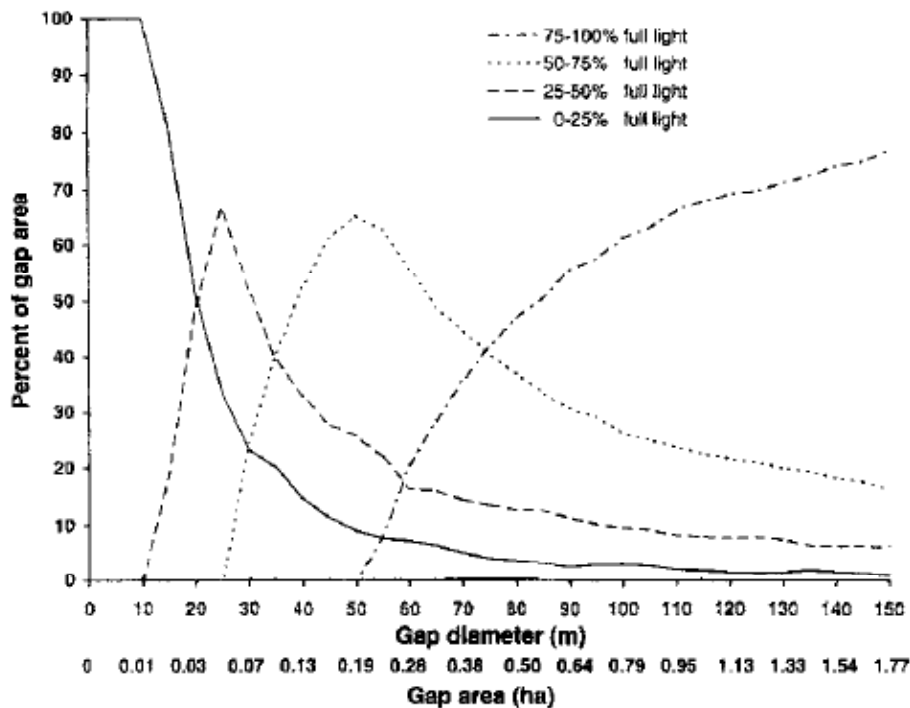
- het bosklimaat in gesloten bos en op kapvlaktes (§2.1),
- de bosverjonging in kleine gaten en op kapvlaktes (§2.2),
- de ruimtelijke variatie en het ontstaan van randen onder invloed van groepenkap en kapvlaktes (§2.3),
- lange termijn effecten van de schaal van kap op oogst-, voorraad- en bijgroeiniveau (§2.4),
- kosten en opbrengsten van bosbeheer (§2.5).

2.1 Bosklimaat versus kapvlakteklimaat

Bij grootschalig beheer ontstaan dus periodiek grotere aaneengesloten open ruimtes (kapvlaktes) die qua omstandigheden afwijken van de kleine openingen die bij kleinschalig beheer worden gecreëerd. Groepenkap resulteert in kleine tijdelijke open ruimtes in het bos die voor een belangrijk deel het bosklimaat behouden. Dit in tegenstelling tot de kapvlaktes, waar het klimaat sterk afwijkt van het bosklimaat: een veel grotere temperatuuramplitude, veel meer licht op de bodem, meer directe neerslag op de bodem (dus geen interceptieverliezen door de bomen), maar ook een grotere evaporatie door de sterkere uitwisseling met de luchtlaag direct boven de grond en veel meer fluctuatie in luchtvochtigheid.

2.1.1 Licht

Wanneer kunnen we eigenlijk spreken van een kapvlakte? Een belangrijk aspect van de kapvlakte is de vergeleken met gesloten bos veel grotere lichtinval op de bodem. Dientengevolge kan de temperatuur op de bodem in kapvlaktes oplopen tot veel grotere waarden. De hoeveelheid licht die de bosbodem kan bereiken door openingen in het kronendak is direct afhankelijk van de grootte van die opening en de hoogte van het bos daar omheen. Een goede illustratie van dit gegeven is bijvoorbeeld te vinden in Coates & Burton (1997), die onderzoek deden naar de hoeveelheid lichtinval in gaten van verschillende grootte, gelegen in Douglas bos van ca. 30 meter hoog. Ze stelden een grafiek op die aangeeft bij welke gatgrootte welk percentage van het gat welk aandeel van de maximale lichtinval (maximale PAR) ontvangt gedurende het groeiseizoen (Figuur 2.1). Vanaf een gatgrootte van 0,2 hectare begint een (nog klein) deel van het gat de maximale hoeveelheid licht te ontvangen. Het percentage van de bosbodem in het gat dat deze maximale hoeveelheid licht ontvangt neemt gestaag toe met het groter worden van het gat, totdat het nagenoeg begint af te vlakken bij een gatgrootte van ca. 2 hectare (N.B. het grootste gat in deze studie bedroeg 1,8 hectare).



Figuur 2.1. Curves voor het percentage van de gatoppervlakte dat een bepaalde lichtinval (in % van de maximale lichtinval) ontvangt, afhankelijk van gatgrootte (bron: Coates & Burton, 1997).

In de Nederlandse bosbeheerpraktijk is het gebruikelijk om de diameter van een gat in het bos uit te drukken in eenheden boomhoogte (van het bos er omheen). In het 30 meter hoge Douglas bos uit het onderzoek van Coates & Burton zien we (figuur 2.1) dat de lichtpercentages op de bodemoppervlakte van het gat verschuiven als het gat groter wordt. We hebben dat fenomeen samengevat in tabel 2.1. In gesloten Douglas bos is het aandeel van het bodemoppervlak dat minder dan 25% licht ontvangt gelijk aan 100%. Dit aandeel is in een klein gat met een diameter van 1 * boomhoogte al drastisch gedaald naar 25%. Op een kwart van de bodem valt al 50-75% van het totale licht, maar er zijn nog geen plekken die het volle zonlicht ontvangen. Bij een gat met een diameter van 2 * boomhoogte is dat wel het geval, zij het nog beperkt: 20% is in vol zonlicht, terwijl 50% een lichtniveau van 50-75% van het volle zonlicht ontvangt. De relatief grootste variatie in lichtniveau op de bodem ligt waarschijnlijk bij een gat met een diameter van 2 * boomhoogte. Grotere gaten cq vlaktes, vanaf 3 tot 4 *

boomhoogte, worden sterk gedomineerd door het aandeel bodemoppervlakte dat het volle zonlicht ontvangt.

Tabel 2.1 Verschuiving van het lichtklimaat in gaten in 30 meter hoog bos
(bron: Coates & Burton, 1997)

Diameter gat	Diameter (m)	Oppervlakte gat (ha)	% opp. met 0-25% licht	% opp. met 25-50% licht	% opp. met 50-75% licht	% opp. met 75-100% licht
1 * boomhoogte	30	0,07	25	50	25	0
2 * boomhoogte	60	0,28	10	20	50	20
3 * boomhoogte	90	0,64	5	15	30	50
4 * boomhoogte	120	1,13	nihil	10	20	70
5 * boomhoogte	150	1,77	nihil	5	15	80

De relatie tussen gatgrootte en de verdeling van de lichtinval op de bodem van het gat is afhankelijk van de hoogte van het bos om het gat heen. Door de grootte van het gat uit te drukken in eenheden boomhoogte ontstaat een consistentere beschrijving van die relatie. Anders gezegd, de in tabel 2.1 gegeven verdelingen gelden ook voor bos van 20 meter hoog, mits de gatgrootte wordt uitgedrukt in eenheden boomhoogte.

2.1.2 Temperatuur, wind en uitstraling

In het onderzoek van Bastiaens et al. (1980) naar microklimatologische verschillen op kapvlaktes van verschillende grootte werd de temperatuur gemeten op verschillende punten langs een zuidwest – noordoost lopend transect. Op de gradiënt van open plek naar bos werd gemeten in het gat / kapvlakte, de bosrand (op de overgang van open plek naar bos) en in het bos (variërend van 15 tot 25 meter in het bos). De resultaten laten zien dat de temperatuursverschillen tussen het meetpunt op het midden van de open plek en dat in het omringende bos veel verder uiteen liggen voor de kleine gaten (0,1 ha en 0,2 ha) dan voor de grotere vlaktes (0,9 ha en 3,5 ha). De dagtemperaturen die in het bos werden gemeten waren voor de kleine gaten beduidend lager dan voor de grotere vlaktes.

Gezien het feit dat de 'bos-meetpunten' voor de twee grotere vlaktes slechts 20 en 25 meter in het bos lagen, is er op deze plekken geen sprake van een beschermt bosklimaat maar van een bosrandklimaat. Volgens Franklin & Forman (1987) is de breedte van de rand gerelateerd aan de bosstructuur en de boomhoogte. De 'rule-of-thumb' voor de breedte van de rand zou twee boomhoogten zijn. De studie van Young & Mitchell (1994) naar randeffecten in gefragmenteerde bossen in Nieuw-Zeeland suggereert dat randeffecten tot ca. 50 meter in het bos een rol spelen, onafhankelijk van de oppervlakte van het bosfragment. Ook King (1999) spreekt van een randeffect van 50 meter. Uitgaande van een boomhoogte van 25 meter (voor het Nederlandse bos) komen deze bronnen redelijk overeen met de 'rule-of-thumb' van Franklin & Forman (1987).

Het bosrandklimaat staat onder invloed van de naastliggende open ruimte. Hoe groter de open plek, des te groter is de invloed van de wind in de omringende bosrand. Daarbij komt dat in grotere open plekken de luchtlagen beter gemengd worden doordat de wind er vrij spel heeft. Deze factoren zorgen ervoor dat extremen (bijvoorbeeld zeer hoge temperatuur op de kapvlakte t.o.v. een veel lagere temperatuur in het omliggende bos) niet kunnen ontstaan. De hoogste dagtemperaturen werden dan ook niet in het proefvlak van 3,5 ha gemeten maar in het gat van 0,2 ha en op de vlakte van 0,9 ha: het kleinste gat stond te veel onder invloed van het bos door beschaduwing, de grote vlakte te veel onder invloed van de wind.

Carlson & Groot (1997) onderzochten in de maanden juni t/m september in Ontario, Canada o.a. lichtinval en bodemtemperatuur in gaten van verschillende omvang en vorm: een kapvlakte van 100x150 meter; stroken in oost-westelijke richting van 18x150 meter en 9x150 meter; en gaten met een doorsnede van 18 meter en 9 meter. In de gekapte stroken nam de lichtinval t.o.v. de kapvlakte af met 32% (18x150 m) en 43%

(9x150 m). In de gaten werd een afname geconstateerd van 45% (18 m) en 74% (9m). In het bos werd nog slechts 18% van de lichtinval op de kapvlakte gemeten. De afname van de dagelijkse lichtinval gedurende het seizoen (als gevolg van een verandering in de verhouding direct en diffuus zonlicht) was het grootst in de twee gekapte stroken en het gat met een doorsnede van 18 meter.

Het verschil in minimum en maximum temperatuur was in de kapvlakte 17.1° C, in het bos was dat 10.1° C. Zowel de gemiddelde bodemtemperatuur als extreme waarden van de bodemtemperatuur werden groter naarmate de gatoppervlakten groter werden. Verschillen in bodemtemperaturen tussen de gaten werden kleiner naarmate het groeiseizoen vorderde en er zich een vegetatie ontwikkelde (Carlson & Groot, 1997).

De invloed van de wind is groter naarmate de vlakte groter is en naarmate de 'doorlatendheid' van de omringende opstand groter is. Zowel aan de lijzijde als aan de loefzijde van een kapvlakte bevindt zich een luwtezone (ca. een halve boomhoogte breed) (Bastiaens et al., 1980). De randen van een kapvlakte (althans de randen die loodrecht op de heersende windrichting staan) worden dus zowel wat betreft de temperatuur alsook de wind minder sterk beïnvloed dan de rest van de vlakte.

Het temperatuursverschil tussen een kapvlakte (of gat) en het omringende bos leidt tot een verplaatsing van lucht, een zgn. 'actieve windwerking' (Bastiaens et al., 1980). Overdag worden de luchtlagen op de kapvlakte opgewarmd terwijl de lucht in het bos koel blijft. Hierdoor ontstaat er een luchtstroom van de kapvlakte naar het bos.

's Nachts is er op een kapvlakte sprake van een sterkere uitwisseling van warmte tussen de bodem en de lucht erboven. Deze uitstraling zorgt dus voor afkoeling van de bodem waardoor de kans op nachtvorst toeneemt. Vooral late voorjaarsvorst en vroege najaarsvorst kunnen veel schade toebrengen aan de verjonging op een kapvlakte.

Windstilte versterkt de kans op nachtvorst doordat er geen vermenging van koude en warmere luchtlagen plaatsvindt. Ook wanneer de grond nat is wordt de temperatuursdaling versterkt omdat er door de verdamping van het water warmte verloren gaat. Volgens Bastiaens et al. (1980) (naar Gutschick, 1975) is de kans op nachtvorst het grootst op gaten/vlaktes die groter zijn dan tweemaal de boomhoogte. Dan zorgt niet alleen uitstraling maar tevens een daling van de afgekoelde lucht van boven de omringende opstanden richting de kapvlakte voor een temperatuursdaling aldaar. Een dichte vegetatie op een kapvlakte zorgt juist voor een slechte warmte-uitwisseling tussen bodem en luchtlaag en heeft dus een isolerende werking.

Aan de randen van de kapvlakten is de nachtelijke uitstraling beduidend minder dan in het midden, simpelweg omdat de blootstelling aan de hemel veel minder is. Bovendien zorgt de warmere luchtlaag in de aangrenzende opstand voor een hogere temperatuur aan de randen.

Het reeds genoemde onderzoek van Bastiaens et al. (1980) laat zien dat de nachtelijke temperatuursdaling in kleine gaten veel kleiner is dan op grote vlaktes. Desalniettemin koelden de kleine gaten het meest af in de centra. Er werden beduidend lagere minimumtemperaturen gemeten op de vlaktes die trouwens ook erg nat waren gedurende de meetperiode.

2.1.3 Terminologie

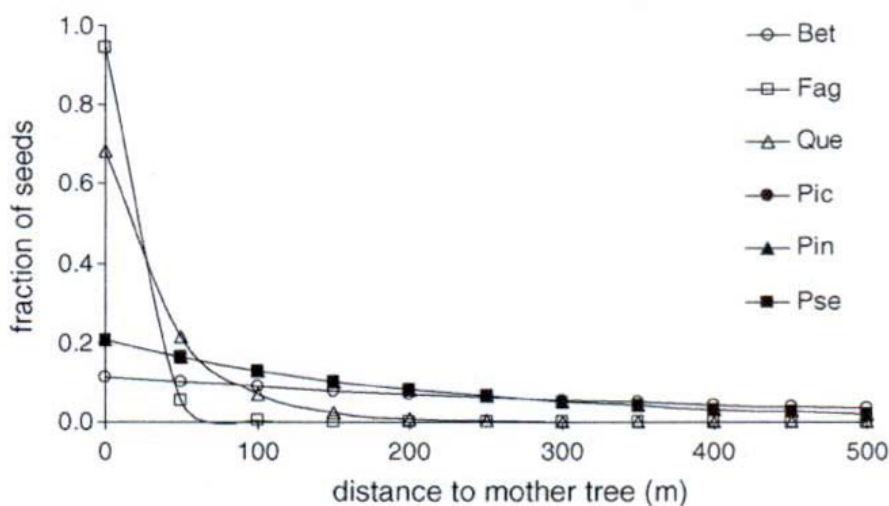
Wat noem je nu een kapvlakte? Uitgaande van de eigenschap licht zou je, arbitrair, kunnen kiezen voor gaten in het bos met een diameter vanaf 4 * boomhoogte. Deze gaten worden sterk gedomineerd door plekken die het volle zonlicht ontvangen. Wijdeven et al (2004) hanteren de volgende terminologie: kleine gaten hebben een diameter kleiner dan 1,5 * boomhoogte, middelgrote gaten 2 tot 3 * boomhoogte en grote gaten 4 of meer * boomhoogte. Het is overigens wel zo dat de vorm en expositie van het gat voor een deel de lichtinval bepaalt. Zo zal een langwerpige

gevormd en smal gat (breedte \leq boomhoogte) in oost-west richting slechts blootgesteld zijn aan de zwakke ochtend- en avondzon.

Volgens deze benadering spreek je in bossen op arme bodems bij (in absolute zin) kleinere gaten al van kapvlaktes dan in bossen op goede bodems. Op arme bodems onder Nederlandse omstandigheden wordt het bos, hier gedomineerd door grove den, berk en eik, 20 meter hoog. Gaten met een diameter van $4 \times$ boomhoogte (= 80 meter) hebben in deze bossen een oppervlakte vanaf 0,5 ha. In 25 meter hoog bos is die maat 0,8 ha, in 30 meter hoge bossen 1,1 ha (zie tabel 2.1) en in 40 meter hoog bos 2 ha.

2.2 Bosverjonging in kleine gaten versus bosverjonging op kapvlaktes

Het klimaat op een groot gat of kapvlakte (een gat in het bos met een diameter vanaf 3 tot $4 \times$ boomhoogte) is extremer dan het bosklimaat. Een en ander leidt dan ook tot een verschil in de aard en samenstelling van de verjonging, die gegeven de andere omstandigheden van nature van de grond komt. Kieming van zaden van Nederlandse boomsoorten kan plaatsvinden onder relatief lage lichtintensiteit. Soorten verschillen hierin wel: schaduwverdragende soorten kiemen nog onder lagere lichtintensiteit. De grens waaronder zaden niet meer kiemen ligt bij fijnspar op 2%, bij beuk op 1,5% en bij Douglas op 2%. Bij eik is die grens 5%. Bij berk (10%) en grove den (ook 10%) ligt dat niveau hoger. Een gat ter grootte van $1 \times$ boomhoogte is dus voor een groot deel al geschikt voor kieming van alle soorten. De overlevingskansen van jonge bomen in hun eerste levensjaren is echter ook afhankelijk van het lichtniveau. Voor grove den, berk en eik geldt dat onder een lichtniveau van 25% van het volle zonlicht de overlevingskans na 5 jaar maar ongeveer 35% is, terwijl die voor Douglas en fijnspar 70% is en voor beuk zelfs 100%. Figuur 2.2 geeft een indruk van het schaduwverdragend vermogen in termen van overlevingskansen van jonge bomen onder beperkte lichtniveaus (bron: Kramer et al, 2006).



Figuur 2.2. Zaadverspreiding van boomsoorten in afhankelijkheid van de afstand tot de moederboom (Bet=berk, Fag=beuk, Que=eik, Pic=spar, Pin=grove den en Pse=douglas), (bron: Kramer et al, 2006)

Oosterbaan (2000) constateert ook dat kieming geen probleem is, maar dat het opgroeien van de jonge bomen in een gat wel problematisch is als dat gat te klein is. Hij constateert daarnaast dat de groeiplaatskwaliteit van invloed is op de relatie tussen gatgrootte en overlevingskansen van jonge bomen. Op basis van onderzoek en ervaring

geeft hij aanbevelingen voor de grootte van gaten in afhankelijkheid van de bodemrijkdom, de 'moeder'opstand en de te verjongen gewenste boomsoorten (tabel 2.2).

Tabel 2.2 Aanbevolen gatgrootte (Bron: Oosterbaan (2000))

Groeiplaats	Moederopstand	Gewenste verjonging	Gewenste diameter gat (aantal * boomhoogte)
Arm/droog	Grove den	Grove den, berk	3
Matig rijk	Grove den	Berk, eik	2-3
	Grove den	Douglas, beuk	1-2
Rijk	Douglas	Douglas, beuk	1-2
	Lariks	Berk	2
	Beuk	Beuk	1
	Eik	Berk	1-2
	Eik	Eik	2-3
	Eik	Beuk	1

Een kapvlakte betekent in wezen een regressie in de bosontwikkeling: een omgekeerde successie dus, terug naar het pionierstadium. Een kapvlakte raakt begroeid met pioniersoorten die beter zijn aangepast aan de extremere omstandigheden. Voor het Nederlandse bos gaat het dan om grove den, berk, lariks en eik. Het is zeker waar dat de aandelen van deze soorten groter zijn op kapvlaktes dan in kleine gaten, maar het is niet zo dat soorten als douglas en beuk zich niet zouden vestigen op grotere vlaktes. En deze soorten kunnen op termijn, door hun concurrentiekracht, waarschijnlijk (gemiddeld) toch een behoorlijk aandeel hebben in bossen die op kapvlaktes zijn ontstaan (Dekker, 2008). Wijdeven et al (2003) vinden 20% schaduwtolerante soorten (en dus 80% lichtboomsoorten) op vlaktes met een diameter van 4 * boomhoogte (zie ook Wijdeven in van Raffe et al (2006)). Als de onderzochte verjongingen ouder worden zal het aandeel schaduwtolerante soorten verder toenemen, dit vanwege de concurrentiekracht van deze soorten (Douglas, beuk, fijnspar, maar ook andere sparren, Abies en Tsuga bijvoorbeeld).

Door hun zeer sterke jeugdgroei zullen berk en lariks de natuurlijke verjongingen gaan domineren, terwijl er voor eik en grove den in het algemeen weinig perspectief is. Toch zijn er aanknopingspunten voor deze soorten en die liggen vooral in de eigenschap van natuurlijke verjongingen op kapvlaktes dat er een behoorlijke variatie in dichtheden en soortensamenstelling ontstaat na enkele jaren. Een lichte menselijke sturing kan dus mogelijk leiden tot een gemengd, min of meer gelijkjarig bos bestaande uit berk, lariks, grove den, eik, douglas en beuk. De samenstelling van deze bossen is wisselend.

In kleine gaten verjongt zich de douglas en mogelijk, indien zaadbomen aanwezig zijn de beuk. In Drenthe kan de fijnspar worden toegevoegd aan dit rijtje (en hier en daar ook Tsuga, Thuja en diverse Abies soorten, maar die spelen geen landelijke rol). Maar dan hebben we het over echt kleine gaten, want zodra de gaten iets groter worden slaan ook lariks en berk op. Er zijn geen perspectieven voor eik en grove den in dit systeem. Ook in het kleinschalige systeem is op enig moment wat lichte sturing nodig, bijvoorbeeld om de kwaliteit van de opgroeiende verjonging te bewaken (verwijderen van protserige voorlopers) als ook om de menging in het bos te houden. Er ontstaan in dit systeem groepen van douglas en mogelijk beuk, lariks en berk, in het noorden ook met fijnspar. Wijdeven et al (2003) vinden in gaten met een diameter van 1 * boomhoogte 60% schaduwtolerante soorten en 40% lichtboomsoorten.

De groeiplaats is zoals gezegd van wezenlijke invloed op hetgeen hier is beschreven. Niet alle bosstandplaatsen kennen een even goede bodem en op arme zandgronden is het palet van geschikte soorten beperkt. Bovendien zijn dat alle uitgesproken lichtboomsoorten: grove den, berk en eik. Het bosbeheer is op deze bodems niet echt kleinschalig en zal dat ook niet worden. De discussie kan ook voor deze bossen wel gevoerd worden, maar die gaat dan over de keuze voor het werken met vlaktes van ongeveer 0,3 ha (3 * boomhoogte) tot bijvoorbeeld 2 ha (8 * boomhoogte), als men

zich gehouden weet aan de randvoorwaarden vanuit de gangbare subsidies. (Het bos wordt op arme zandgronden ongeveer 20 meter hoog.)

Op deze algemeen geformuleerde ontwikkelingen zijn verschillende nuanceringen te maken:

1. De wilddruk is van invloed op de soortensamenstelling van de verjongingen. Lijsterbes, berk en eik worden bijvoorbeeld op de Veluwe zo sterk begraasd dat deze soorten eigenlijk geen poot aan de grond krijgen in de verjongingen. Alleen door uit te rasteren krijgt men voldoende loofbomen mee. Dit speelt ook in Drenthe, maar de invloed van het wild is op de Utrechtse Heuvelrug bijvoorbeeld veel minder een probleem voor het verjongen van loofboomsoorten.
2. Nogal wat bos heeft een landbouwvoorgeschiedenis. Verjongingen op dergelijke percelen hebben vaak te kampen met een explosieve verruiging (braam, grassen) die vaak gepaard gaat met een slechte bezetting van bomen en ook met een eenzijdige samenstelling van boomsoorten.
3. De daadwerkelijke realisatie van de verjonging is uiteraard ook afhankelijk van de aanwezigheid van zaadbomen. Lichte, door de wind verspreide zaden leggen grotere afstanden af dan zware zaden en komen dus in grotere aantallen verder van de moederbomen terecht. Zwaardere zaden worden wel door dieren versleept, maar dan in kleinere aantallen. Zo zien we van de eik op zeer veel plekken jonge exemplaren, maar uitsluitend als individuen, nooit in groepen.

2.3 Ruimtelijke variatie en randen

Ruimtelijke variatie

Grootschalig beheer of vlaktegewijs beheer resulteert in een grootschalig mozaïek van ontwikkelingseenheden per beheerseenheid. In een min of meer evenwichtig systeem is er een redelijk constante verhouding tussen de oppervlakte bos per ontwikkelingsfase. Er is een permanent aandeel open/jonge fase die zorgt voor een permanent aandeel kapvlaktehabitat (dat in de ruimte 'wandelt'). Bij lange omlopen zijn de aandelen bos in open en jonge fase gering. Het gaat dan om een permanent aandeel van enkele procenten van de bosoppervlakte. Er is een overmaat aan bos in de boomfase. Een zeer eenvoudig model voor de verdeling van bosontwikkelingsfasen in een vlaktegewijs beheer met een omloop van 120 jaar zou kunnen zijn:

Ontwikkelingsfase	Levensduur	Evenwichtig aandeel
Open/jong	10 jaar (van 0-10)	8%
Dicht	10 jaar (van 10-20)	8%
Staken	20 jaar (van 20-40)	17%
Boom	80 jaar (van 40-120)	67%

De afmetingen van de ontwikkelingseenheden zijn (bij grootschalig beheer) fors en dat betekent dat de afwisseling in bosbeelden ook grootschalig is. Loopt men langs een bos in de dichte (onaantrekkelijke) fase dan beleeft men die fase ook ten volle. In tegenstelling tot de 'oude' traditionele vlaktegewijze bosopbouw hoeft het bos niet ongemengd te zijn: grote vlaktes lopen op de zandgronden immers vol met verschillende soorten en met een goede menselijke sturing kunnen gemengde bossen worden ontwikkeld. De ontwikkelingseenheden hoeven ook niet noodzakelijkerwijs samen te vallen met de oorspronkelijke opstandgrenzen en het wegenpatroon.

Een wat kleinschaliger tussenvorm van beheer, waarbij kleine kapvlaktes en grote groepen worden gekapt zou in principe met dezelfde omloop beheerd kunnen worden en het bos zou aldus dezelfde verhouding tussen de ontwikkelingsfasen kunnen vertonen. Alleen is de schaal van de eenheden kleiner en is er dus meer afwisseling in bosbeelden en de beleving daarvan. De aantrekkelijke stukken in open en jonge fase zijn dan talrijker. Verder is de gemiddelde afstand tussen de kapvlaktes

(de stepping-stones gedachte) veel kleiner zodat de uitwisseling tussen deze leefgebieden makkelijker kan verlopen.

In kleinschalig beheerd bos zijn de open plekken talrijk maar klein. Er is weinig interne variatie; de lappendeken van duidelijk herkenbare ontwikkelingseenheden is minder goed ontwikkeld. Het bos blijft overal de overheersende begroeiingsvorm, de afwisseling met de open vlakke is niet aanwezig.

Randen

Een direct resultaat van het kappen van kapvlaktes en groepen in het gesloten bos is een stijging van de rand – oppervlakte ratio van het bos (Young & Mitchell, 1994). De simulatiestudies van Gustafson & Crow (1994), Gustafson (1996) en Gustafson et al. (2007) laten zien dat de mate waarin randen en dus randeffecten ontstaan afhankelijk is van de schaal van het bosbeheer: hoe meer de oogst geconcentreerd wordt in plaats en in tijd, des te minder rand er gecreëerd wordt en des te groter is de oppervlakte 'interior forest'. Met andere woorden, kleinschalig beheer leidt tot een groter aandeel randen. Ter illustratie: een ronde kapvlakte van 2 ha heeft een omtrek van 500 meter, 10 ronde gaten van elk 0,2 ha hebben samen een omtrek van bijna 1600 meter.

Randen in het bos kennen voor- en nadelen. De bosrand is een specifiek habitat waarin sommige groepen organismen zich thuis voelen. Zie bijvoorbeeld §3.4 over mieren. Bomen aan de bosrand vertonen normaal gesproken een sterke reactie op de gedeeltelijke vrijstand door hun takken in het gat te laten groeien. De extra beschaduwing via de vergrote kronen van de randbomen verkleint de effectieve gatgrootte. Verjonging aan de rand van het gat wordt daardoor gehinderd in de groei. Extreem kleine gaten groeien snel weer dicht waardoor de eventueel opgeschoten verjonging geen kans krijgt door te groeien.

Zowel het aantal randbomen in het blijvende bos als het aantal randbomen in de verjonging is bij kleinschalig bosbeheer groter dan in het vlaktegewijze beheer. Voor de kwaliteit van de bomen zou dat een negatief aspect van kleinschalig bosbeheer kunnen zijn. De randbomen in het blijvende bos worden takkiger. In hoeverre dat een daadwerkelijk effect heeft op de uiteindelijke overall kwaliteit van de geogoste stammen is niet bekend.

2.4 Oogst-, voorraad- en bijgroeiniveau

Oogst-, voorraad- en bijgroeiniveau in een bosbeheereenheid variëren vooral met de groeiplaatskwaliteit. Op arme bodems is de groei laag, de voorraad laag en dientengevolge de oogst laag. Op de arme groeiplaatsen van het Nederlandse bos, de stuifzanden en sommige uitgestoven laagtes, groeit de grove den, aangevuld met wat berk en eik. Op de extreem arme zandgronden is bosbouw (het beheren van bossen met een (hout)oogstcomponent) nauwelijks interessant en we zien dan ook dat dergelijke bossen vaak een accent natuur hebben. Door diverse oorzaken (bosontwikkeling, stikstofinput) zijn overigens de meeste van deze extreem arme bostypen, zoals het Kussentjesmos-Dennenbos, aan het verdwijnen.

Bosbeheer met een productiecomponent, zoals geïntegreerd bosbeheer, begint dus vanaf de bostypen met grove den, eik en berk op haar- en veldpodzolen. Op deze groeiplaatsen is er geen discussie over welke soorten het bos vormen (hooguit over de rol van de Amerikaanse eik), wel is er de keuze tussen de schaal van verjongingen. Omdat we hier geen verschil in soorten tussen groot- en kleinschalig beheer kunnen verwachten zullen ook het bijgroei-, voorraad en oogstniveau op het niveau van de beheerseenheid niet significant verschillen.

Anders wordt het wanneer de groeiplaats het toelaat om verschillende bostypen te ontwikkelen. Op de betere, leemhoudende bodems kan de bosbeheerder kiezen tussen een bostype met douglas, lariks, (fijnspaar), berk en beuk als dominante soorten

en een bostype met grove den, eik, berk en eventueel lariks. Bij het eerste type hoort een kleinschalig beheer, bij het tweede type een meer grootschalig beheer (zie §2.2). De keuze voor deze typen is bijvoorbeeld uitgewerkt door Graat & Joustra (1992) voor Staatsbosbeheer boswachterijen op de Veluwe.

De twee genoemde bostypen verschillen sterk van elkaar. Het type met grove den, eik en berk is een vrij licht type met een relatief gering voorraadniveau. Ook de bijgroei is vrij laag, omdat grove den en eik langzaam groeiende soorten zijn vergeleken met douglas, (fijnspar), lariks en beuk op de betere bodems. Voor evenwichtig opgebouwde (complete) bosgebieden van genoemde bostypen bedragen de schattingen van voorraad en bijgroei (= oogst in een systeem in evenwicht) voor het lichte type respectievelijk 240 m³/ha (spilhout met schors) en 8,5 m³/ha/j en voor het donkere type 330 m³/ha en 11,5 m³/ha/j.

Dit betekent dus dat op de betere bodems het verschil tussen groot- en kleinschalig beheer gevolgen heeft voor de soortensamenstelling en door de verschillen in eigenschappen en prestaties van die soorten ook op de bedrijfsresultaten. Die relatie ligt niet helemaal als oorzaak/gevolg relatie: het is meer de kwestie dat in het kleinschalige beheer de lichtboomsoorten geen plek hebben in de verjongingen, terwijl omgekeerd de schaduwboomsoorten wel een plek kunnen hebben in de grootschalige verjongingen. Dat laatste hangt ook af van de beschikbaarheid van zaad van douglas, fijnspar en beuk. Indien het beheer is gericht op de ontwikkeling van een bostype met eik, berk en grove den dan zal men via 'zuiveringen' ingrijpen in grootschalige verjongingen waarin schaduwverdragende soorten (concurrentiekrachtig!) de lichtboomsoorten weg dreigen te concurreren.

2.5 Kosten en opbrengsten

Dit onderzoek richt zich op het eventuele verschil in de direct toe te rekenen kosten en opbrengsten, die samenhangen met de schaal waarop beheersingrepen plaats vinden. We veronderstellen dat deze schaal niet van invloed is op de vaste kosten.

De schaalverschillen komen wat betreft kosten en opbrengsten tot uiting wanneer er sprake is van grotere kapvlaktes waarop geoogst wordt, ten opzichte van dunning- en groepsgewijze kap. De arbeidsproductiviteit in kaalkapsystemen is hoger dan in een kleinschaliger kapsysteem en dit leidt tot lagere exploitatiekosten. Daarnaast zijn de kosten lager bij de exploitatie van gelijkjarige eenvormige opstanden ten opzichte van de exploitatie van rijk gestructureerd bos. Er kan bij grootschalig beheer ook sprake zijn van een voordeel in de 'scale of operations'. De (vaste) kosten per m³ voor de aan- en afvoer van machinerieën zijn lager indien er in één klus méér hout kan worden verwerkt.

In de Nederlandse bosbeheerpraktijk wordt hout veelal op stam verkocht. Dit betekent dat de exploitatiekosten op een of andere manier in die prijs verwerkt zijn. Immers, de koper van het hout moet het hout op zijn kosten het bos uit krijgen. Het ligt voor de hand dat de hout-op-stam-prijs hoger is bij grootschalig en kaalkapbeheer. Dit wordt veroorzaakt door de kosten want er zijn geen verschillen te constateren in de 'echte' houtprijs, deze wordt niet beïnvloed door de schaal.

Er is de laatste jaren geen systematisch onderzoek gedaan naar de effecten van schaal op de kosten. Een 'oud' onderzoek door Schaafsma (1992) toont aan dat de kosten voor kleinschalig bosbeheer kunnen oplopen van 19% (bij verjongingsgroepen van 0,05 ha.) tot 6% (verjongingsgroepen van 0,20 ha.) ten opzichte van het oude kaalkapsysteem.

Tabel 2.3 Kosten in €/ha naar kostenpost particuliere bosbedrijven in Nederland

	2004	2005	2006	2007
Algemeen bosbeheer	144	126	128	130
OBN-maatregelen	4	1	2	3
toezicht	34	30	22	20
beheer en leiding	48	43	47	52
eigenaarslasten	31	29	28	29
overig	27	22	28	26
Bosverjonging	8	9	9	8
terreinvoorbereiding	1	2	1	1
inplanten	5	6	8	6
inboeten	3	1	1	1
Bosonderhoud	45	53	59	66
jeugdverzorging	1	1	1	2
opkronen/snoeien	1	1		
prunusbestrijding	5	7	9	5
dunning zonder opbrengst	3	7	4	2
overig	35	38	44	57
Vellingen	18	13	7	15
blessen en meten	4	4	3	4
oogst door dunnen	13	9	4	11
Infrastructuur	24	35	23	27
wegen	15	21	18	18
waterlopen	2	4	2	1
hekken en rasters	1	1	1	1
recreatieve voorzieningen	6	10	2	7
Totaal	240	236	227	246

Bron: Bedrijven-Informatienet van het LEI

Tabel 2.4 Opbrengsten in €/ha naar kostenpost particuliere bosbedrijven in Nederland

	2004	2005	2006	2007
Opbrengst hout, op stam	34	43	79	100
dunning	32	42	78	96
eindkap	2		1	3
Opbrengst hout, geveld	10	13	9	19
dunning	8	12	7	17
eindkap	1	2	2	2
Opbrengst hout, overig	1	1	2	1
Subsidies en bijdragen	89	84	117	112
functiebeloning/SN	67	70	89	87
bijdrage OBN	5	1	5	2
overig	17	13	23	23
Overig	43	45	40	61
jachthuur	10	10	10	12
kerstbomen/-groen	8	7	1	11
recreatie	15	20	15	22
overig	10	7	13	16
Totaal	176	186	248	293

Bron: Bedrijven-Informatienet van het LEI

Om een analyse van het effect van de schaal van kap op het resultaat van het bosbedrijf te kunnen maken hebben we inzicht nodig in de houtprijzen die worden gerealiseerd bij kleinschalig en bij grootschalig beheer. Om een idee te vormen hebben we een aantal bosbeheerders, die veel hout verkopen, de volgende vraag voorgelegd:

Stel je verkoopt een zekere hoeveelheid hout op stam in een kleinschalig systeem. Dan heb je dus je dunningsbomen geblest staan, maar je hebt ook groepen geblest, laten we zeggen dat je gaten maakt tot 0,2 ha of zo. Die hele partij verkoop je voor x euro per kuub.

Als alternatief ga je het anders aanpakken: je gaat wel dunnen, maar je maakt niet langer de kleine gaten. In plaats daarvan maak je 1 of enkele grote vlaktes. Dit levert in totaal hetzelfde aantal kuubs op, maar een deel van de exploitatie is nu makkelijker geworden, namelijk het deel dat de kapvlakte(s) betreft. Levert zo'n aanpak je als bosbeheerder nu meer geld op? En zo ja, wat schat je dan het effect op de prijs?

Alle respondenten denken dat het grootschalig werken een positief effect op de prijs op stam heeft, en tegelijkertijd denkt iedereen dat dit effect vrij gering is. Tussen de respondenten bestaat verschil in de uiteindelijke schatting van het prijsverschil: van een enkele euro tot maximaal 20%. Gemiddeld ziet men een verschil van 3 a 4 euro, hetgeen bij de huidige prijzen om 10 tot 15% gaat. Naast de hogere opbrengsten, waarin de directe exploitatiekosten zijn verrekend, is er nog een voordeel in de voorbereiding- en begeleidingskosten. In meer grootschalige systemen is het blessen wat goedkoper en kan het toezicht mogelijk wat minder zijn. Deze gegevens komen overeen met de conclusies van Schaafsma (1992).

Om die 15% hogere hout-op-stam prijs te kunnen duiden kijken we vervolgens naar de LEI-bosbouw cijfers (tabellen 2.3 voor kosten en tabel 2.4 voor opbrengsten). Deze cijfers geven een indruk van de bedragen die jaarlijks rond gaan in een 'gemiddeld' Nederlands bosbedrijf.

Indien we er van uitgaan dat in de afgelopen jaren weinig kapvlaktebeheer is gevoerd dan zouden we de opbrengsten uit hout uit tabel 2.4 op kunnen tellen en deze als maatgevend voor het kleinschalige beheer kunnen beschouwen. De subcategorieën totaliserend komen we dan op opbrengsten uit hout voor 2004 van € 45 per ha, voor 2005 van € 57 per ha, voor 2006 van € 90 per ha en voor 2007 van € 120 per ha bos. De imaginaire opbrengsten voor het grootschalige beheer (factor 1,15) zijn achtereenvolgens voor 2004 € 52 per ha, voor 2005 € 66 per ha, voor 2006 € 104 per ha en voor 2007 € 138 per ha. Bij gelijkblijvende kosten ontstaat dan het volgende beeld (tabel 2.5):

Tabel 2.5 Fictieve resultaatsverbetering door grootschalig bosbeheer

Jaar	Kosten (€/ha bos)	Opbrengsten kleinschalig (€/ha bos)	Opbrengsten grootschalig* (€/ha bos)	Resultaat kleinschalig (€/ha bos)	Resultaat grootschalig* (€/ha bos)
2004	240	176	183	-64	-57
2005	236	186	195	-50	-41
2006	227	248	262	+21	+35
2007	246	293	311	+47	+65

*) Bij 15% meer houtopbrengsten (in euro's)

Bij lage houtprijzen is het effect uiteraard gering, maar bij goede prijzen is er (gegeven de veronderstelling van een substantiële prijsverhoging door de gedeeltelijke concentratie van het aanbod) een forse resultaatsverbetering te realiseren. Deze simpele vergelijking gaat natuurlijk voorbij aan allerlei complexe aspecten van de werkelijkheid, maar geeft wel de orde van grootte aan van te verwachten resultaten van schaalvergroting onder het huidige kostenniveau en bij de variatie in houtprijzen zoals we die de laatste jaren hebben gezien.

3 Biodiversiteit in bossen en op kapvlaktes

In dit onderzoek bekijken we o.a. de effecten van de schaal van het bosbeheer op de diversiteit van soorten in het Nederlandse bos. Daarbij is de voorwaarde dat deze diversiteit bossoorten betreft. Wanneer het gaat om soorten die binnen bossen op open plekken voorkomen of in randen moet het zo zijn dat deze soorten niet voornamelijk in bijvoorbeeld grasland habitats voorkomen. Er moet een link zijn tussen het voorkomen van de soort en het voorkomen van bos. De definitie die dan ook gehanteerd wordt is die van 'bosgebonden' soorten: soorten die voor (een deel van) hun levenscyclus afhankelijk zijn van de aanwezigheid van het bos. Ondanks deze definitie bestaan er toch de nodige moeilijkheden in het bepalen van de 'bosgebondenheid' van een soort. Deze worden hieronder toegelicht.

Elke soortgroep bevat wel soorten die afhankelijk zijn van open habitat. Daarbij is het zaak om in het kader van dit onderzoek te achterhalen of het gaat om 'open habitat' of om 'open habitat binnen het bos' (interne bosranden, kapvlakten en stormgaten en permanent open plekken). Dit is voor de meeste soortgroepen niet eenvoudig omdat dit habitattype vaak nergens specifiek beschreven staat. De kapvlakte wordt vaak in één adem genoemd met graslandhabitat of heide.

De relevantie van de kapvlakte als typisch biotoop voor soorten is dan ook vaak niet duidelijk. Als we de faunistische aanvulling op de Bosgemeenschappen van Siepel (1992) mogen geloven, dan is deze relevantie er helemaal niet. Hij typeert namelijk het habitattype 'KB: kaalslag of boomweide' wel in het kader van zijn overzicht van bosgebonden fauna, maar volgens deze lijst van 2.625 bosgebonden diersoorten zouden er slechts 20 afhankelijk zijn van het boshabitat 'kaalslag of boomweide'. Deze twintig soorten maken bovendien geen deel uit van de soortgroepen die we in dit onderzoek analyseren. Door de auteur wordt reeds aangekondigd dat de lijst een aanzet is en deze blijkt dan ook tekort te schieten als we naar soorten zoeken die door andere auteurs als kapvlakte-gebonden worden beschreven. Zo worden er bijvoorbeeld 3 loopkevers door Turin (2000) beschreven die typisch zijn voor kapvlakten maar deze vinden we niet terug in de lijst van Siepel (1992).

In dit hoofdstuk wordt getracht per soortgroep de relevantie van kap- en verjongingsvlakten en andere open ruimten in bos te achterhalen aan de hand van resultaten uit de literatuurstudie. Ten eerste gaan we per soortgroep na of en hoe de definitie van bosgebondenheid kan worden toegepast en wat daarvan het resultaat is voor de betreffende soortgroep (zijn er soorten die gebonden zijn aan open ruimtes binnen het bos?) Vervolgens worden er voorbeelden genoemd van onderzoeken en experimenten waarin het effect van fragmentatie, rotatie, schaal van bosbeheer enz. op soorten is onderzocht. Aan de hand van die uitkomsten kan er in meer of mindere mate per soortgroep geanalyseerd worden wat het effect van verschillende beheersschalen is. In de literatuurstudie is de nadruk gelegd op de effecten van vlaktegwijs beheer in het bijzonder.

3.1 Dagvlinders

Gedurende de laatste 100 jaar is er in Europa substantieel verlies van geschikt vlinderbiotoop opgetreden (Gorissen et al., 2004; van Swaay et al., 2005). Dit komt tot uiting in een terugloop in de verspreiding van gespecialiseerde soorten. Ook bij

bossoorten zien we over de laatste 25 jaar een substantiële afname in verspreidingsareaal van 14%. In Vlaanderen zouden 19 soorten van de 64 inheemse dagvlindersoorten zijn uitgestorven. De helft van de resterende soorten heeft een bedreigde status (Gorissen et al., 2004).

Als de grootste bedreiging en de oorzaak van de afname van vlindersoorten gebonden aan bos wordt de verandering in bosbeheer gezien: de verschuiving van korte rotatie hakhout (open bos) naar hoogbos, de aanleg van donkere bossen (naaldhout en beuk) en het verdwijnen van kapvlakten. Het hakhoutstelsel dat vroeger veel werd toegepast in Europa zorgt in de jaren 2-5 na het terugzetten voor een uitstekend habitat voor vlinders doordat er veel kruiden voorkomen en veel zonlicht en warmte de bosbodem bereikt (Greatorex-Davies et al., 1991; Gorissen et al., 2004).

3.1.1 Bos als biotoop voor dagvlinders

In Nederland komen 62 soorten dagvlinders voor en 25 daarvan komen altijd in of nabij bos voor (de Jong et al., 2002). De relatie tussen vlinders en bos kan bestaan op basis van de afhankelijkheid van boomkronen of een halfschaduw situatie of op basis van waardplanten die gebonden zijn aan bos.

Volgens Greatorex-Davies et al. (1991) is bos het belangrijkste leefgebied van vlinders in het Verenigd Koninkrijk. Veertig soorten zouden in bossen voorkomen, waarvan er slechts tien afhankelijk zijn van bomen als waardplant. De andere soorten zijn afhankelijk van kruiden die voorkomen op kapvlakten of langs wegen.

De dagvlinder gemeenschap van bossen is zeer divers. Naast echte bossoorten die afhankelijk zijn van het boomkroonhabitat, interne bosranden of kleine open plekken komen binnen de bossen ook graslandsoorten voor op grotere open plekken, langs boswegen en heideterreinen. Van de soorten die ook buiten de bossen voorkomen zijn er veel algemeen maar er zijn ook graslandsoorten die zeldzaam geworden zijn en voor welke het bos een uitvalsbasis is (Greatorex-Davies et al., 1991; Gorissen et al., 2004).

Tabel 3.1 bevat een lijst van bosdagvlinders samengesteld uit verschillende bronnen (de Jong et al., 2002; Gorissen et al., 2004). Daarnaast is hun Rode Lijst status aangegeven en voor zover bekend de bosontwikkelingsfase waarin de vlinder het meest geschikte habitat vindt. De bijbehorende geschiktheidsklasse is ook weergegeven (de Jong et al., 2002). In de tabel is per soort weergegeven welke fase de hoogste voorkeur heeft. Voor elke soort geldt dat het 'voorkeurs habitat' minstens 'matig geschikt' is.

Tabel 3.1 Echte bosdagvlinders volgens Gorissen et al. (2004)¹ en de Jong et al. (2002)², hun Rode Lijst status (van Swaay, 2006)³ en optimaal voorkomen naar bosontwikkelingsfase (de Jong et al., 2002).

Rode Lijst status	Soort	Bronnen	Optimale bosontwikkelingsfase	Geschiktheidsklasse	
Niet bedreigd	Bont zandoogje	1, 2	aftakelingsfase	4	
Verdwenen	Keizersmantel	1, 2	aftakelingsfase	4	
Gevoelig	Boomblauwtje	1, 2	aftakelingsfase	4	
Bedreigd	Bruine eikenpage	1, 2	jonge en aftakelingsfase	3	
	Citroenvlinder	1, 2	jonge en aftakelingsfase	3	
	Eikenpage	1, 2	boom en aftakelingsfase	5	
	Groentje	1, 2	kale / open fase	3	
	Grootgeaderd witje	1, 2	jonge fase	4	
	Grote ijsvogelvlinder	1, 2	aftakelingsfase	4	
	Ernstig bedreigd	Grote vos	1, 2	aftakelingsfase	3
		Grote weerschijnvlinder	1, 2	jonge, boom en aftakelingsfase	3
Iepenpage		1, 2	aftakelingsfase	4	
Kleine ijsvogelvlinder		1, 2	aftakelingsfase	4	
Rouwmantel		1, 2	jonge en aftakelingsfase	3	
Sleedoornpage		1, 2	jonge fase	3	
Kwetsbaar		Bont dikkopje	1	?	?
	Bosparelmoervlinder	1, 2	jonge en aftakelingsfase	3	
	Boswitje	1	?	?	
	Zilvervlek	1	?	?	
	Geelsprietdikkopje	2	kale / open fase	4	
	Groot dikkopje	2	kale / open fase	4	
	Oranjetip	2	kale / open fase	4	
	Dagpauwoog	2	kale / open fase en aftakelingsfase	3	
	Gehakkelde aurelia	2	aftakelingsfase	4	
	Landkaartje	2	kale / open fase, jonge fase en aftakelingsfase	3	
	Oranje zandoogje	2	kale / open fase	4	
	Niet beschouwd	Atalanta	2	kale / open fase en aftakelingsfase	3
		Koelvinkje	2	kale / open fase en aftakelingsfase	3

De lijst van de Jong et al. (2002) bevat 31 bosdagvlinders en daarvan komen er 6 weliswaar ook in bos voor maar deze vinden optimaal habitat in het open veld. Deze zijn niet in de bovenstaande tabel opgenomen.

Gorissen et al. (2004) selecteert strenger voor Vlaanderen en de lijst in deze publicatie bevat dan ook slechts 16 echte bosdagvlinders. Hiervan gebruiken er 3 kruidachtige waardplanten en 13 soorten bepaalde struiken of bomen (zie tabel 3.1). Zo zijn er soorten die zich in het gesloten bos voortplanten maar voor overvloedige

nectarbronnen afhankelijk zijn van open plekken, bijvoorbeeld de kleine ijsvogelvinder (*Ladoga camilla*) en de keizersmantel (*Argynnis paphia*) (Warren & Key, 1991). De adippevlinder komt in België tamelijk veel voor, maar is in Nederland (nog?) een dwaalgast.

Er worden door Gorissen et al. (2004) ook nog vier soorten genoemd die zij niet tot de bosdagvlinders rekenen omdat ze niet aan de bovengenoemde criteria voldoen maar door andere auteurs wel sterk gerelateerd worden aan bosranden en hakhoutbossen. Warren & Key (1991) bijvoorbeeld noemen o.a. het boswitje en het bont dikkopje behorende tot de groep van soorten die afhankelijk is van grazige habitats binnen bos.

Voorbeelden van dagvlindersoorten die in open plekken vooral op jonge bomen en struiken voorkomen zijn de bruine eikenpage (*Satyrium ilicis*) en de sleedoornpage (*Thecla betulae*) (Warren & Key, 1991).

3.1.2 Bosbeheer en vlinderdiversiteit

Het huidige bosbeheer creëert om verschillende redenen te weinig geschikt habitat voor bosdagvlinders. Er worden maar weinig open plekken gemaakt en zo ze worden gemaakt dan met grote tussenpozen. Grotere open plekken die niet zijn ingeplant blijven ca. 10 jaar een geschikt habitat voor veel dagvlinders als de adippevlinder, bruine eikenpage, bosparelmoervlinder, groentje en de zilvertrek. Het aantal soorten in gesloten bos is beduidend lager (Gorissen et al., 2004). Aan de andere kant zijn bosdagvlinders gevoelig voor uitdroging en hebben ze beschutte plekken nodig waar een optimale luchtvochtigheid heerst (Moraal et al., 2003). Bij meer dan 40% beschaduwing in de bosrand neemt zowel de diversiteit aan vlinders als het aantal individuen snel af (Moraal et al., 2003).

Zoals gezegd is een hakhoutsysteem uitermate geschikt als habitat voor veel vlindersoorten. Zo is licht en zonnewarmte op de bosbodem van groot belang voor de ontwikkeling van larven van bijvoorbeeld parelmoervlinders. Bovendien is de kwaliteit en diversiteit van waard- en nectarplanten hoog in een hakhoutsysteem. Kenmerkende hakhout-plantensoorten en tevens belangrijke vlinderwaardplanten zijn o.a. bosviooltje, blauwe bosbes, gewone valeriana en wilde kamperfoelie (Gorissen et al., 2004).

Voor echte lichtminnende dagvlindersoorten zoals de bosparelmoervlinder en de zilvertrek (die echter niet worden gerekend tot de echte bosdagvlinders) is een teruggezet hakhoutbestand slechts gedurende de eerste drie jaar geschikt. Voor meer schaduwtolerante soorten als het bont zandoogje en de kleine ijsvogelvinder zijn de eerste jaren juist weer minder geschikt.

Het in ruimte en tijd beperkte aanbod van open plekken maakt bosdagvlindersoorten die relatief plaatsgebonden zijn zeer kwetsbaar. Ook is de beschaduwing van open plekken door hoogbos meer permanent en lateraal dan die van het lagere hakhout en is bovendien de kapvlakte vegetatie op plekken waar decennia lang bos heeft gestaan minder rijk dan die van hakhoutsystemen. Daarnaast zorgt verzuring van de bosbodem door het relatief grote aandeel naaldhout en beuk voor ongunstige omstandigheden voor vlinderwaardplanten (Gorissen et al., 2004).

Kijken we in tabel 3.1 naar de geschiktheidsklassen van de meest geschikte bosontwikkelingsfase, dan zien we dat de klasse optimaal slechts één keer voorkomt, namelijk bij de eikenpage die optimaal habitat vindt in de aftakelingsfase. Voor zeven soorten geldt dat de kale / open fase 'geschikt' is. Dit zijn bruin zandoogje, oranje zandoogje, geelsprietdikkopje, geaderd witje, oranjetip, groot dikkopje en de kleine vuurvinder. Voor een overige groep van 11 soorten is de kale / open fase of jonge fase tenminste 'matig geschikt'. Veel soorten vinden tevens (matig) geschikt habitat in de aftakelingsfase.

Het korte termijn effect van kapvlaktes voor biodiversiteit is duidelijk: van elf soorten die het hoogst scoren in de kale / open fase daalt de geschiktheid naar '(vrijwel) ongeschikt' in de jonge fase.

De dichte- en stakenfase is voor geen enkele vlindersoort geschikt habitat, de boomfase is slechts voor 7 soorten (matig) geschikt.

3.1.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor vlinders

Kapvlakten waar een rijke kruidlaag kan ontstaan zijn (tijdelijk) gunstig voor de diversiteit en de populaties van dagvlindersoorten die volgens Vlaamse en Nederlandse bronnen gebonden zijn aan bos. Bij gebrek aan hakhout opstanden binnen bossen zijn kap- en verjongingsvlakten vervangend habitat. Ook voor niet strikt aan bosgebonden dagvlindersoorten (o.a. de bosparelmoervlinder en de zilvertrek) zijn jonge kapvlakten geschikt habitat.

Verder zijn bosranden van groot belang en we kunnen ervan uitgaan dat randen die voldoende zonlicht ontvangen maar tevens voldoende beschutting bieden tegen uitdroging geschikt zijn. We nemen aan dat meer middelgrote gaten geschikter zijn dan kleine gaten die te weinig zonlicht of grote gaten die teveel direct zonlicht ontvangen.

3.2 Loopkevers

De meeste loopkevers (Turin, 2000) in West Europa zijn bodembewoners van kale bodem of de strooisellaag. Slechts een paar soorten leven in bomen of op planten. Het grootste deel van de loopkeversoorten is carnivoor, een kleiner deel leeft hoofdzakelijk van grassen en zaden. Het verspreidingsvermogen verschilt sterk per soort en is afhankelijk van de grootte. De soorten met een zeer groot loopvermogen zijn ongevleugeld maar de meeste soorten zijn volledige gevleugeld en tevens in het bezit van goed ontwikkelde vliegspieren.

De habitatkeuze van loopkevers is op de eerste plaats afhankelijk van abiotische factoren. Bodemvochtigheid en de samenstelling van de vegetatie zijn de belangrijkste bepalende factoren voor het voorkomen van soorten. De temperatuur in een biotoop wordt immers bepaald door de structuur van de vegetatie en de mate van beschaduwing van bomen. Met uitzondering van de bossoorten zijn de meeste soorten warmteminnend. Tachtig procent van de bossoorten zijn lichtschuw en prefereren een koel klimaat. Soorten van het open veld zijn droogteminnend. Vijftig procent van de veldsoorten is echter lichtschuw.

De Nederlandse loopkeverfauna (ca. 380 soorten) wordt gekenmerkt door laaglandsoorten, veelal vochtminnende soorten van oevers. Op de hogere zandgronden komen echter ook de meer droogte en warmteminnende soorten voor. Een onderzoek uit 1988 liet zien dat er sprake is van achteruitgang van zowel het aantal bossoorten als het aantal droogtesoorten in het heuvelland, de hogere zandgronden en het rivierengebied. In de laagveengebieden is er sprake van een toename (zie tabel 3.2).

Tabel 3.2 Toe- en afname van het aantal bos- en droogtesoorten loopkevers in 6 fysisch-geografische regio's in Nederland (naar Turin, 2000)

	Heuvelland	Hogere Zandgronden	Rivieren-gebied	Laagveen-gebied	Zeeklei-gebied	Duinen
Bossoorten	-6%	-9%	-11%	+8%		
Droogtesoorten	-3%	-12%	-21%	+4%	-7%	-2%

3.2.1 Bos als biotoop voor loopkevers

Loopkevers worden veelal ingedeeld in drie groepen: generalisten, open habitat soorten en bossoorten. De echte bossoorten, zoals die nog worden aangetroffen in uitgestrekte donkere bossen in oost Europa, zijn in West Europa slecht vertegenwoordigd. Door versnippering van bossen en heideterreinen en intensivering van de landbouw is de loopkeverfauna sterk veranderd in de laatste eeuw. Tal van soorten hebben zich echter in cultuurbossen kunnen handhaven, maar de loopkeverfauna in bossen bestaat tegenwoordig deels uit generalisten en veldbewonende soorten. Vooral in lichte bossen (grove den, berk e.d.) komen weinig echte bosspecialisten voor.

De Nederlandse loopkeverfauna is op basis van langdurige inventarisatie gegevens onderverdeeld in 7 ecologische hoofdgroepen (Turin, 2000). De voor dit onderzoek relevante groepen zijn de hoofdgroep 'Bossen' en de hoofdgroep 'Weinig bemeste cultuurlanden op zand'. In de hoofdgroep 'Bossen' worden 5 habitat typen onderscheiden met elk een typische loopkeverfauna: 1) droog naaldbos; 2) vochtig naaldbos; 3) eiken-berkenbos; 4) eiken-beukenbos; 5) eiken-haagbeukenbos. In de hoofdgroep 'Weinig bemeste cultuurlanden op zand' vinden we de typen: 1) bemest grasland; 2) zand akkers; 3) braakland; 4) naaldbos jong. Uitdrukkelijk wordt tevens vermeld dat het biotoop 'kapvlakte' ook in deze ecologische hoofdgroep thuishoort, maar vanwege een te klein aantal jaarseries niet kon worden opgenomen in de uiteindelijke classificatie. Volgens deze wijze van classificeren zijn de soorten uit het type 'jong naaldbos' (en 'kapvlakte') dus geen bossoorten. Het feit echter dat a) er zonder bos ook geen kapvlakte kan ontstaan b) dat jong naaldbos wel degelijk bos is en c) deze twee typen zeer waarschijnlijk binnen een matrix van bos zullen bestaan, beschouwen we de soorten uit die typen dan ook als relevant voor dit onderzoek.

3.2.2 Bosbeheer en loopkeverdiversiteit

Loopkevers (*Coleoptera: Carabidae*) zijn goed bestudeerd als het gaat om de effecten van bosbouw op de diversiteit van soorten (Niemelä et al., 2007). Het zijn goede indicatorsoorten omdat ze gemiddeld veel voorkomen, relatief veeleisend zijn en eenvoudig zijn te verzamelen (Koivula, 2002). Er is dus veel literatuur te vinden aangaande loopkevers en de effecten van bosbeheer. Hieronder een greep daaruit.

Niemelä et al. (2007) onderzochten het effect van fragmentatie van bos in een agrarisch landschap op de soortendiversiteit van de drie groepen. In grotere bosfragmenten (10-22 ha) bleek de diversiteit kleiner dan in kleinere bosjes (0.5-3 ha), waarschijnlijk veroorzaakt doordat de kleine bosjes graziger zijn en meer rand hebben waardoor ze aantrekkelijker zijn voor generalisten en soorten van open plekken.

Niemelä et al. (1993) vonden in een studie naar loopkevers en kapvlakten (1-2 jaar; 9 jaar; 14-19 jaar; 27 jaar oud) in het westen van Canada dat de soortenrijkdom groter was in recente verjongingsvlakten dan in ouder bos en dat de aantallen het hoogst waren op zeer jonge kapvlakten (1-2 jaar oud). De effecten op veel voorkomende soorten waren driedelig: generalisten werden niet of nauwelijks beïnvloed, open-habitat soorten werden positief beïnvloed en bossoorten verdwenen of namen in aantal af en blijken dus niet in staat de verjongingsvlakten opnieuw succesvol te koloniseren na verloop van tijd. De toename van open-habitat soorten zorgde voor een toename van de totale loopkeverdiversiteit die ook in de latere stadia gehandhaafd bleef, al nam de populatie van de open-habitat soorten wel af naarmate de verjonging ouder werd.

Du Bus de Warnaffe & Lebrun (2004) concluderen aan de hand van een studie naar de diversiteit aan loopkevers in bossen en kapvlaktes in de Belgische Ardennen dat ondanks de hogere soortdiversiteit in grote kapvlakten (3-10 jaar oud) en het voorkomen van een aantal regionaal zeldzame soorten, grootschalige bosbouw typische bossoorten permanent negatief kunnen beïnvloeden. Daarnaast is de verhoogde soortenrijkdom op kapvlaktes slechts van tijdelijke aard. Net als Niemelä et al. (1993) en Huber & Baumgarten (2004) stellen ze voor om gevarieerde bossen te creëren waar alle leeftijdsstadia op verschillende schalen aanwezig zijn en zeker niet

geheel over te gaan op een vlaktegewijze bedrijfsvorm. Dit kan de populaties van specialistische bossoorten in gevaar brengen.

Tabel 3.3 Loopkeversoorten in Nederland geassocieerd met o.a. kapvlakten en jong naaldbos

Soort	Nederlandse naam	Areaal in Nederland	Biotoopkeuze in Nederland
Amara apricaria Amara brunnea Amara infima		centraal submarginaal submarginaal	open, dynamische milieus open bos droge heide, buntgras, zeer open, jonge naaldbosaanplant
Amara lunicollis		centraal	droge, zandige bodem, talrijk in heide
Calathus micropterus Carabus cancellatus	Grote loopkever	submarginaal submarginaal	heide, jonge bosaanplant open, onbeschaduwde heide, in nabijheid van bos, ook op akkers en kapvlakten
Carabus arvensis	Heidelookever	subcentraal	vaak talrijk in heide, droge naaldbossen en kapvlakten, ook na branden
Carabus problematicus	Gekorrelde schallebijter	centraal	vooral droge bossen, bosaanplant, ook wel heide
Cicindela campestris	Groene zandloopkever	subcentraal	hoogveen, natte en droge heide, zonnige paden, licht bos
Cicindella sylvatica	Boszandloopkever	submarginaal	van oorsprong in grote heidegebieden, bij voorkeur op beschutte plekken langs bosranden
Laemostenus terricola	Kleine kelderloopkever	subcentraal	ondergronds, holen, holle bomen, jonge bosaanplant
Leistus ferrugineus		centraal	uiteenlopend, over het algemeen open terrein
Leistus spinibarbis		submarginaal	open terrein met enige begroeiing van bomen en struiken
Masoreus wetterhallii		submarginaal	vooral duinen, ook zandige droge heide met zeer spaarzame vegetatie, met name buntgras
Nebra salina		subcentraal	heide, stuifzand en duinen, ook open plekken in bos en naaldbosaanplant
Notiophilus aquaticus		centraal	uiteenlopend, droge en open terrein, ook licht bos
Notiophilus germinyi		centraal	open droge heide, soms zeer open naaldbossen
Olisthopus rotundatus		centraal	open en zonnige zandbodem of droge heide, ook wel in open naaldbossen
Poecilus lepidus		centraal	open heide, schrale graslanden en ook op plekken in droge bossen
Poecilus versicolor Pterostichus quadriveoleatus		centraal submarginaal	heide, ook kapvlakten vooral op droge kapvlakten, vaak op recente verbrande bodem
Trichocellus cognatus		submarginaal	heide, buntgrasvegetatie

Huber & Baumgarten (2004) onderzochten de rijkdom aan loopkeversoorten in fijnsparbossen in Zuid-Duitsland. De soortendiversiteit steeg al een aantal maanden na kaalkap (1 ha) vanwege de nieuwkomers (soorten van het open bos) en de bossoorten die bleven (zie ook Koivula, 2002). De soorten van het open bos waren alle goede verspreiders en vliegers en klein van formaat. Grote soorten hebben vaak een slecht dispersievermogen. Ook wordt geconcludeerd dat op microschaal de kapvlakte veel gevarieerder is dan het gesloten bos. Er werden in de kapvlakten namelijk soorten gevonden die gebonden zijn aan water en heidevelden. Het jaar daarop echter werden er duidelijk minder bosgebonden soorten waargenomen en de soortendiversiteit nam sterk af maar was nog steeds iets hoger dan voor de kaalkap.

Groepenkap (20% van de bomen op 0.9 ha) bracht de bestaande loopkeverdiversiteit van het gesloten bos niet in gevaar maar zorgde ook niet voor een vergroting van deze diversiteit.

Magura et al. (2003) concluderen in een Hongaarse studie dat de loopkeverdiversiteit afneemt na kaalkap van een beukenbos en aanplant van fijnspar. Inheems beukenbos van 70 jaar oud werd vergeleken met fijnspar plantages van verschillende leeftijden. De loopkeverdiversiteit was het hoogst in het beukenbos, gevolgd door de jongste fijnspar opstand (5 jaar). De maatregelen die genomen werden voor de aanplant, o.a. diep ploegen, waren echter ingrijpend te noemen. Het is aannemelijk dat als een dergelijk zware biotoopschade niet optreedt na kaalkap er een aantal bossoorten kunnen blijven voortbestaan en dus voor een hogere diversiteit zorgen.

In een Nederlands onderzoek naar schaal van kapvlakten (Bastiaens et al., 1980) werden loopkevers als indicatorsoort gebruikt. De kleine 'kapvlaktes' van 0,1 en 0,2 ha hadden de grootste diversiteit.

3.2.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor loopkevers

Het gegeven dat het biotoop jong naaldbos (en ook het biotoop kapvlakte) als een apart habitatype wordt gezien in de ecologische classificatie van Turin (2000) duidt op een typische soortensamenstelling voor dit biotoop. Ondanks het feit dat het biotoop niet onder de hoofdgroep 'Bossen' valt, kunnen we concluderen dat kap- en verjongingsvlakten relevante biotopen zijn voor loopkevers in Nederland. Bij de loopkevergroep is er een duidelijke indeling naar habitatvoorkeur van specialisten en generalisten.

Uit de bovenstaande studies naar de effecten van kaalkap op de diversiteit aan loopkevers is te concluderen dat er na kaalkap sprake is van een tijdelijke toename in het aantal soorten. Het toepassen van kapvlakten op grote schaal vormt een bedreiging voor soorten van het gesloten bos die in onze streken reeds zeer zeldzaam zijn. Daarentegen zijn lichte dennen- en berkenbossen ook relatief arm aan specialistische bossoorten in vergelijking met donkere naald en loofbossen. Dus afhankelijk van het bostype waarin de kaalkap plaatsvindt zal er een kleiner of groter effect zijn op de loopkever biodiversiteit.

Een overzicht van soorten van kapvlakten is gegeven in tabel 3.3 (naar Bastiaens et al., 1980; Turin, 2000; Govaere & Vandekerckhove, 2005). Volgens Turin (2000) zijn er drie soorten die specifiek gebonden zijn aan open plekken ontstaan door kappen of branden: *Calathus micropterus*, *Leamostenus terricola* en *Pterostichus quadrioveolatus*.

3.3 Saproxyle kevers

Met saproxyle soorten bedoelen we soorten die tijdens één van hun levensstadia afhankelijk zijn van dood hout. We bekijken in het kader van dit onderzoek de groep van dood hout kevers om drie redenen. De eerste reden is dat dood hout in het bos als een belangrijke pijler van bosbiodiversiteit beschouwd kan worden. De tweede reden is dat binnen de groep van saproxyle soorten, de saproxyle kevers een bijzonder soortenrijke groep is (Kaila, 1997). De derde reden is dat de saproxyle kevergroep soorten bevat die specifiek afhankelijk zijn van dood hout op kapvlakten.

3.3.1 Bos als biotoop voor saproxyle kevers

Het mag duidelijk zijn dat bos hét habitat is voor dood hout kevers. Binnen het bos hebben soorten echter verschillende biotoop preferenties. Er zijn cijfers bekend van biotoop preferenties van de saproxyle keverfauna in Nordrhein-Westfalen en geheel Duitsland (zie tabel 3.4). Van de 962 soorten die in Nordrhein-Westfalen voorkomen, prefereert 30% 'zonnig bos', waaronder: "[...] open en half-open structuren zoals bosranden, dunningsgaten, windworpgaten en kapvlakten..." (Köhler, 2000).

Tabel 3.4 Verdeling van saproxyle keversoorten over geprefereerd habitat (Köhler, 2000).

Habitat type	Nordrhein-Westfalen	Aandeel	Duitsland	Aandeel
Gesloten bos	602	63	817	60
Half-open bos	284	30	435	32
Vochtig bos	49	5	69	5
Open ruimte	20	2	33	2
Overige	7	1	17	1
Totaal	962	100	1.371	100

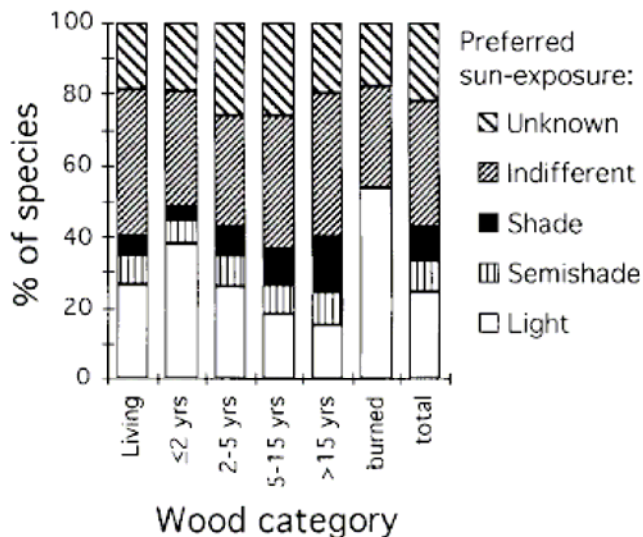
Daarnaast is bekend waar de soorten 'vandaan' komen (tabel 3.5). Het hoge aandeel van Zuid-Europese soorten (welke een hogere temperatuur prefereren) is opmerkelijk maar te verklaren door de massale 'lichting' van de bossen in Centraal Europa waardoor deze soorten zich hier konden verspreiden. Deze soorten zijn dus 'cultuurvolgende' soorten.

Tabel 3.5 Verdeling van saproxyle keversoorten over verspreidingsgebied (Köhler, 2000)*.

Verspreiding	Nordrhein-Westfalen	Aandeel (%)	Duitsland	Aandeel (%)
West-Europa	39	4	47	3
Oost-Europa	21	2	57	4
Montaan / Alpen	11	1	64	5
Noord-Europa	136	14	172	13
Centraal-Europa	165	17	261	19
Zuid-Europa	193	20	344	25
Verspreid	394	41	417	31
Totaal	959	100	1.362	100

* Binnen alle verspreidingsgroepen (West-Europa uitgezonderd) zitten ook soorten die binnen hun gebied behoren tot de montane soorten.

Zweeds onderzoek van Jonsell et al. (1998) (zie figuur 3.1) laat zien dat een kleine 20% van saproxyle geleedpotigen (dus veel breder dan kevers alleen) op de Rode Lijst (half-)schaduw preferereert. Zo'n 25% preferereert zonbeschenen dood hout en 35% is generalist, dat wil zeggen zowel op zonnige plekken als schaduwrijke plekken voorkomt. Soorten die nieuw dood hout (<2 jaar) prefereren, zijn het meest afhankelijk van zonbeschenen plekken. Dit is parallel aan de natuurlijke ontwikkeling na windworp of brand: kort na het ontstaan van het dode hout is de vlakte of het gat open en kan het zonlicht het dode hout bereiken. Na verloop van tijd zorgt verjonging van struiken en bomen ervoor dat het dood hout beschaduwd raakt. Hetzelfde geldt uiteraard voor een kapvlakte.



Figuur 3.1: Voorkeur voor zonlicht van saproxyle geleedpotigen op de Rode Lijst (Zweden) per verteringsklasse, verbrand hout en totaal voor alle soorten. Bron: Jonsell et al., 1998.

3.3.2 Bosbeheer en diversiteit van saproxyle kevers

Verschillende studies (o.a. Kaila et al. (1997); Sverdrup-Thygeson & Ims (2002); Bouget (2005)) laten geen significant verschil in soortenrijkdom zien tussen kapvlakten of stormgaten en gesloten bos, maar wel specifieke samenstellingen van de keverfauna voor deze twee habitats. Bepalende factoren voor het voorkomen van soorten zijn zonexpositie en substraat. Achterblijvende *staande* dode bomen op kapvlakten creëren een specifiek habitat voor specialistische soorten die van warm en zonnig substraat houden en niet in gesloten bos voorkomen. Zo kunnen naast generalisten dus ook specialisten op kapvlakten voorkomen. Een andere studie (Hjältén et al., 2007) vindt aanwijzingen dat juist *liggend* dood hout op kapvlakten belangrijk is voor de meeste Rode Lijstsoorten.

Er is een aantal studies gedaan naar de functie van achterblijvende 4 meter hoge stamvoeten in kapvlakten of gaten en het gebruik als broedplaats voor saproxyle kevers. Deze ‘kunstmatige’ broedplaatsen bleken zeer geschikt en werden veel gebruikt door saproxyle kevers, vooral als deze op een zonnige plek gesitueerd waren (Lindhe & Lindelöw, 2004; Jonsell et al., 2004). Ook Berg et al. (1995) merken op dat aan de zon geëxponerd dood hout belangrijk is voor veel Rode Lijst keversoorten zoals prachtkevers en boktorren.

Het probleem met kapvlakten in Nederland voor saproxyle kevers is (naast dat ze weinig voorkomen) dat ze weinig dood hout bevatten. De voorraad dood hout voor de kale/jonge fase wordt geschat op 1 m³/ha (Jagers op Akkerhuis et al., 2005). Van nature moet volgend op de vervalfase de kale fase relatief veel dood hout bevatten. In het geval van houtoogst in beheerde bossen bestaat door dunningen ten eerste de kans niet om dood hout te laten ontstaan en wordt ten tweede bijna al het hout afgevoerd.

3.3.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor saproxyle kevers

Ook voor de groep van dood houtkevers geldt dat er specialisten zijn van open en gesloten habitat. Soorten die vers dood hout prefereren zijn het meest afhankelijk van zonbeschenen dood hout. Voor Zweden (omstandigheden veelal niet goed vergelijkbaar met de Nederlandse) zou 25% van saproxyle soorten op de Rode-lijst zonbeschenen dood hout prefereren.

Uit de bovenstaande resultaten van studies naar dood hout kevers op kapvlakten kunnen we concluderen dat er een grote potentie is voor een toename van de diversiteit van saproxyle kevers op kapvlakten. Om een kapvlakte geschikt te maken voor gespecialiseerde dood-hout kevers en een hoge diversiteit te waarborgen moet er voldoende geschikt zonbeschenen substraat achterblijven zoals dode staande en beschadigde bomen. Vooral loofbomen zijn geschikt.

Naast het behoud van oude boskernen waar na verloop van tijd veel dood hout accumuleert en waar specialisten van gesloten bos kunnen overleven, zijn kapvlakten met een grote variatie aan dood hout fracties zeker een aanwinst wat betreft de diversiteit aan saproxyle kevers.

3.4 Mieren

In Nederland komen 45 soorten mieren voor, waarvan er 16 voornamelijk in bossen voorkomen. Acht soorten daarvan bouwen hun nest in hout, twee daarvan voornamelijk in liggende dode stammen, zes in staande bomen (Mabelis, 1991). Mieren kunnen een grote invloed hebben op de andere fauna in het bos en spelen een belangrijke rol binnen het ecosysteem. Dit met name vanwege hun grote aandeel in de totale fauna biomassa, hun grote voedselbehoefte, de bodemvormende functie, de functie als wintervoedselbron voor spechten en de functie van mierennesten voor andere ongewervelde dieren, de zogenaamde ‘mierengasten’ (Folgarait, 1998; Mabelis, 2002). Dit zijn soorten die in mierennesten leven, zoals kevers, mijten,

vliegenlarven, pissebedden, bladluizen, wantsen en ook andere mierensoorten. Het nest biedt hen een beschutte plek en voldoende voedsel. Via een parasitaire relatie of commensalisme zouden 50 soorten voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van mieren (Mabelis, 2002).

3.4.1 Bos als biotoop voor mieren

De meeste mierensoorten prefereren droge en zandige bodems en een open vegetatiestructuur zoals heide en open eiken-berkenbossen. Soorten van vochtiger terrein zoeken zonbeschenen plekken op waar het nest genoeg warmte kan opvangen voor de ontwikkeling van de larven. Slechts weinig soorten komen op schaduwrijke plekken voor. Dit zijn de boommier (*Lasius brunneus*), de glanzende houtmier (*Lasius fuliginosus*), de bosslankmier (*Leptothorax nylanderi*) en de gewone drentelmier (*Stenammas debile*) (Mabelis, 2002; Peeters et al., 2004).

Open bostypen zoals eiken-berken bossen, berken en eiken-grove dennenbossen hebben de grootste diversiteit aan mieren (12 –18 soorten), beukenbossen de laagste (3 soorten) (Mabelis, 1991).

Soorten die in bossen op zonnige open plekken voorkomen zijn de soorten uit de groep van de rode bosmieren (*Formica rufa*, *F. polyctena*, *F. pratensis* en *F. truncorum*). Deze groep is afhankelijk van open plekken in bos en zuidelijk geëxponeerde bosranden. Hoe dichter het kronendak van het bos, hoe groter de afhankelijkheid van open plekken. Volgens de Jong et al. (2002) is naaldbos voor alle rode bosmieresoorten 'optimaal' habitat. Voor de kale en behaarde rode bosmier is ook loof- en gemengd bos optimaal, voor de zwartrugbosmier en stronkmier zijn deze bostypen respectievelijk 'vrijwel ongeschikt' en 'geschikt' habitat. Bossen met als hoofdboomsoort grove den, berk, fijnspar of lariks zijn het meest geschikt voor rode bosmieren (de Jong et al., 2002).

Wat voedsel betreft zijn bosmieren afhankelijk van 'vaste voedselbronnen', namelijk bomen en struiken waarop bladluizen leven. Nesten worden dan ook gebouwd op de overgang van bos en open ruimte. Omdat bosmieren plaatsgebonden zijn wordt er veel energie gestoken in de bouw en de verdediging van het nest (Peeters et al., 2004).

Zolang een habitat voldoende open blijft kan een rood bosmierenvolk zich er tientallen jaren handhaven. Bij overschaduw van het nest moet het volk migreren naar een andere plek, echter deze kan niet meer dan 100 meter verderop liggen (Mabelis, 1991). Geschikte plekken die verder weg gelegen zijn kunnen weliswaar vliegend bereikt worden door jonge vliegende koninginnen maar de kans op kolonisatie is klein en verschilt per soort. Het verspreidingsvermogen is namelijk afhankelijk van het aantal koninginnen in een nest (Peeters et al., 2004). Zo heeft een volk van de kale bosmier (*Formica polyctena*) meerdere koninginnen die zich lopend laten verplaatsen door werksters. De jonge koninginnen kunnen dochternesten stichten die na verloop van tijd tot nieuwe populaties uit kunnen groeien. In een groot leefgebied is deze overlevingsstrategie veiliger dan wanneer jonge koninginnen uitvliegen. Daarentegen, wanneer er grote barrières bestaan tussen geschikte habitats dan bestaat er een grotere kans op succes wanneer de nieuwe koninginnen juist wel uitvliegen, zoals het geval is bij de behaarde bosmier (*Formica rufa*) (Mabelis, 1991).

Zolang er slechts enkele open ruimtes binnen een bosgebied voorkomen zal de behaarde bosmier meer succes hebben zich te handhaven. Wordt het aantal open plekken groter - en daarmee ook de bosrandlengte - dan kan nieuw habitat lopend bereikt worden en zal de kale bosmier zich beter kunnen verspreiden. Vervolgens zullen in het geval van grootschalige kaalkap de resterende boskernen moeilijker te belopen zijn en is de behaarde bosmier weer in het voordeel. Soorten met dezelfde habitateisen reageren dus toch verschillend op veranderingen in de structuur en ligging van dit habitat (Mabelis, 1991).

De zwartrugbosmier (*Formica pratensis*) en de stronkmier (*Formica truncorum*) zijn thermofieler dan de andere rode bosmieren en bouwen hun nest in meer open

terrein, maar nooit te ver van bomen. In heide of grasland zonder bomen zijn ze dan ook niet te verwachten (Mabelis, 2002). De stronkmier komt slechts in de buurt van Ommen (Ov.) voor en staat ondanks zijn zeldzaamheid niet op de Rode Lijst en de Doelsoortenlijst zoals de overige drie rode bosmiersoorten (Mabelis, 2002).

Onderzoek van Stoker (1986) naar de verspreiding van rode bosmieren op de Hoge Veluwe wijst ook op een sterkere voorkeur voor zonnige plekken van de zwartrugbosmier dan de andere bosmiersoorten. De verdeling van de nesten over de vier biotopen 'bos', 'bosrand', 'open plek' en 'open' was min of meer gelijk, elk een kwart dus. Voor de behaarde rode bosmier werd slechts 10% van de nesten gevonden in open terrein en 25% in open plekken. De kale rode bosmier zoekt het meest de schaduw op en slechts 1% van de nesten werd in open terrein gevonden, 50% in open plekken en bosranden en een kleine 50% in het bos.

Ook werd in deze studie gekeken naar de leeftijdsklasse van het bos waar de nesten voorkwamen. De meeste nesten liggen in de klasse 30-40 jaar en 100-110 jaar. Na de eerste dunning zou het bos pas voldoende open worden waardoor zonlicht tot op de bodem kan doordringen. Daarna neemt de ondergroei geleidelijk toe en dus neemt het zonlicht op de bodem weer af (Stoker, 1986). Echter, volgens de Jong et al. (2002) zijn de jonge fase, boomfase en aftakelingsfase 'geschikt' tot 'optimaal' habitat voor de kale en de behaarde rode bosmier. De jonge fase is 'optimaal' voor de zwartrugbosmier en de stronkmier.

3.4.2 Bosbeheer en diversiteit van mieren

Punntila et al. (1991) constateert in een Finse studie naar soortenrijkdom van mieren in kapvlakten van verschillende leeftijden (0, 2 en 10 jaar) en schaal (4-18 ha) dat soortenrijkdom het hoogst is in de tien jaar oude kapvlakte. Daarna daalt de soortenrijkdom onder invloed van beschaduwing door het kronendak. De bosgebonden mierenfauna verdwijnt door het verlies van voedselbronnen (bladluizen). Slechts kolonies van schaduwverdragende mierensoorten kunnen in de dichte fase overleven.

Ook volgens de Jong et al. (2002) is de jonge fase een 'optimale' of 'geschikte' fase voor de rode bosmiersoorten. De kale / open fase en de dichte fase zijn ongeschikt. Kapvlakten zijn dus in een later stadium geschikt voor mieren.

Open plekken moeten volgens de Jong et al. (2002) minstens 1.000 m² groot zijn om geschikt te zijn voor rode bosmieren. Daarnaast geldt min of meer dat hoe meer grotere open plekken er zijn per ha, des te geschikter habitat het bos is. Maar één open plek per ha van 3.000 m² groot is ook al optimaal voor de zwartrugbosmier en de stronkmier.

Een studie in de gematigde naaldbossen in het westen van de VS (Palladini et al., 2007) wijst uit dat soortenrijkdom van mieren drie maal zo groot is in jonge kapvlakten dan in gesloten bos. Tevens wordt gesuggereerd dat de samenstelling van de bosgebonden mierengemeenschap pas 100 + jaar na kap weer in oude staat hersteld is.

Makino et al. (2006) constateren voor mieren geen verandering in totale diversiteit na kaalkap maar wel een verandering in soortensamenstelling.

3.4.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor mieren

De relevantie van open plekken voor mieren is vooral gelegen in de relatie tussen de open plekken en de totale randlengte, die door de open plekken is gecreëerd. Bij meer open plekken neemt de randlengte toe en daarmee het geschikte habitat voor de meeste bosmieren. Vanaf een totale randlengte van 100 m/ha is er geschikt habitat voor rode bosmieren. Meer dan 400 m rand per ha is optimaal. Een open plek moet echter wel groot genoeg zijn, namelijk minstens 1.000 m².

3.5 Bijen en hommels

Er komen in Nederland 338 bijensoorten voor waarvan sommige solitair en andere in grote kolonies leven. Alle soorten leven van nectar en stuifmeel. Plantensoorten die

relatief belangrijk zijn voor bijen zijn klokjes, wilg, paardenbloem, klaver, ganzerik, braam, zandblauwtje, slangenkruid, korenbloem, knoopkruid en centaurie (Peeters & Reemer, 2001).

Bijen zijn insecten van droge, bloemrijke plekken en zijn gebaat bij een kleinschalige aaneenschakeling van habitats en een grote dynamiek in de ontwikkeling van de vegetatie (bijv. o.i.v. plagen of extensieve begrazing). Landschapselementen als houtwallen en overhoeken en bloemrijke schraalgraslanden zijn belangrijke bijenhabitats. In bosgebieden zijn plekken die lang open blijven en zandpaden en de bermen daarlangs waar de dynamiek groot is van groot belang voor de bijenfauna (Peeters & Reemers, 2001).

3.5.1 Bos als biotoop voor bijen en hommels

Er is een aantal typische bossoorten onder de hommels: de boshommel (*Bombus sylvarum*) en de boomhommel (*Bombus hypnorum*). Zij zijn afhankelijk van open plekken in het bos en bosranden voor stuifmeel en nectar. Ook wat betreft nestgelegenheid zijn bijen en hommels gebaat bij zonnige plekken. Zo is bijvoorbeeld zonbeschenen dood hout een goede nestelplaats voor bijen en hommels.

3.5.2 Bosbeheer en diversiteit van bijen en hommels

Een studie van Walters & Stiles (1996) laat zien dat planten van een springzaadsoort (*Impatiens capensis*) die in kronendak-gaten (tot 400 m²) groeien, significant vaker bezocht worden door bijen en hommels dan planten die onder het gesloten kronendak groeien. Ook de bloemdichtheid per plant en wellicht de kwaliteit van de nectar is hoger in gaten dan in gesloten bos. Bestuivers als hommels en bijen fourageren 'non-random' en hebben een voorkeur voor plekken waar gemakkelijk en efficiënt voedsel gevonden wordt. M.a.w. wanneer dichtheden van bloemen en bloemoppervlak hoog is, bijvoorbeeld in kronendakgaten (Visscher & Seeley, 1982; Walters & Stiles, 1996).

Cartar (2005) deed een experimentele studie naar het effect van houtoogst op oppervlakten van 9 hectaren met verschillende oogstintensiteiten op het voorkomen van bijen. Bij oogst van 25-50% van de bomen op de oppervlakte werden de hoogste dichtheden bijen gevonden en tevens de grootste diversiteit aan planten, dit in vergelijking met de situatie vóór oogst en de andere kapintensiteiten (kaalkap en 80-90% van de bomen). Het is te verwachten dat vanwege verschillende voorkeuren voor voedselplanten tussen bijensoorten (veroorzaakt door verschillen in tonglengte), de samenstelling van de bijengemeenschap snel zal veranderen als gevolg van de vegetatie ontwikkeling op de kapvlakten. Deze studie betrof echter slechts één generatie bijen.

3.5.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor bijen en hommels

Uit de weinige bronnen die zijn gevonden over het effect van houtoogst op bijen en hommels, kunnen we concluderen dat open ruimten in bossen gunstig zijn voor deze soortgroep. Gaten in het kronendak en kapvlakten hebben over het algemeen een grotere potentie voor bloemrijke plekken waar bijen en hommels efficiënt hun voedsel kunnen verkrijgen. Hoe groter de diversiteit aan planten, des te groter de diversiteit aan bijen en hommels. Over de relevantie van de grootte van de gaten is geen informatie gevonden.

3.6 Vogels

Vogelsoorten zijn vanwege hun dieet, foerageergedrag en nestgedrag direct of indirect afhankelijk van een bepaald vegetatietype en vaak zelfs van een bepaalde laag binnen die vegetatie (MacArthur & MacArthur, 1961; Edington & Edington, 1972; Franzreb, 1983; Opdam & Schotman, 1986; Whelan, C.J., 2001). Voedsel en nestgelegenheid zijn immers nauw verbonden met de vegetatie. Naast de structuur van de vegetatie wordt door sommige auteurs ook gewezen op het belang van de (boom)soorten die in deze vegetatiestructuur voorkomen (Holmes & Robinson, 1981;

Rice et al., 1984; Opdam & Schotman, 1986). Het vermogen van vogels om een bepaalde vegetatie structuur als geschikt biotoop te kunnen identificeren en te gebruiken is ook wel bekend als de 'niche gestalt' van een soort. Daarnaast kan ook de interspecifieke relatie tussen soorten onderling bepalen waar een soort voorkomt: de ene soort kan een andere soort door een grotere concurrentiekracht uitsluiten van een bepaald habitat. De inname van een specifieke niche door iedere soort verkleint echter de negatieve effecten van de strijd om een territorium tussen soorten. Dit wordt ook wel '*functionele scheiding*' genoemd (Opdam & Schotman, 1986).

3.6.1 Bos als biotoop voor vogels

Bosvogels zijn dus in het algemeen zeer gespecialiseerd en komen slechts in bepaalde biotopen voor. Zo zijn er ook specialisten van open plekken binnen het bos. Om beter verbanden te kunnen leggen tussen vegetatietypen en het voorkomen van vogelsoorten kunnen soorten worden samengevoegd tot zogenaamde 'gilden' of 'ecologische vogelgroepen' (Hamel et al., 1982; Sierdsema, 1995). We maken dan ook gebruik van de indeling volgens Sierdsema (1995). De vogelgroepen (niet te verwarren met *vogelgemeenschappen*: combinatie van soorten voorkomend in een bepaald gebied, bijv. eiken-beukenbos) bestaan uit vogelsoorten die dezelfde biotoopeisen stellen op basis van fourageer- en/ nestgedrag.

De indeling naar vogelgroepen heeft een hoofdingeling (op basis van en genoemd naar het hoofdecotoop) en een subindeling (op basis van specifieke terreinkenmerken en genoemd naar een karakteristieke vertegenwoordiger (Hekhuis et al., 1994)).

In het kader van dit onderzoek zijn de vogelbiotopen in gesloten bos, open bos, op kapvlakten en de randen daarvan relevant. De vogelgroepen die we hierin terugvinden zijn:

- Vogels van struiken, struwelen en heggen
- Vogels van boomgroepen, open bos en bosranden, opgaande lijnvormige begroeiingen
- Vogels van opgaand gesloten bos

Binnen deze hoofdgroepen zijn de meeste subgroepen relevant, behalve de in tabel 3.6 gearceerde subgroepen. Om een compleet beeld te geven zijn deze subgroepen wel weergegeven in de tabel. De vetgedrukte vogelgroepen zijn het meest relevant voor kapvlaktes. De in rood afgedrukte soorten zijn Rode Lijst soorten.

De Grasmus-, Winterkoning-, Zwartkop- en Geelgors-groep bevatten soorten van pioniervegetaties, dus zowel kapvlakten als zeer jonge bossen. Deze groepen worden door Hekhuis et al. (1994) samengevat in de Boompieper-groep en de Tuinfluiter-groep.

Tabel 3.6 Ecologische vogelgroepen relevant op kapvlakten en hun belangrijkste biotoop

Vogelgroep	Soorten	Biotoop
Vogelgroepen van struiken, struwelen en heggen		
Rietgors-groep	Blauwborst, Paapje , Sprinkhaanzanger, Krekeltzanger, Rietgors	Ruigtes en lage struwelen (<1m), veelal nat tot vochtig
Roodborsttapuit-groep	Roodborsttapuit , Grasmus, Fitis, Grauwe Klauwier , Kneu	Lage struwelen en heggen, hoge ruigtes (heide, stuifzand en hoogveen)
Grasmus-groep	Heggenus, Nachtegaal, Roodborsttapuit , Bosrietzanger, Spotvogel, Orpheusspotvogel, Braamsluiper, Grasmus, Tuinfluiter, Fitis, Grauwe Klauwier , Kneu	Struwelen, opslag en zeer jong bos, bosranden met struiken
Winterkoning-groep	Fazant, Tortelduif, Winterkoning, Roodborst, Merel, Zanglijster, Zwartkop, Staartmees, Matkop, Goudvink	Jong bos, struiklaag in bossen
Zwartkop-groep	Tortelduif, Zanglijster, Zwartkop, Staartmees, Matkop, Goudvink	Jong bos, struiklaag in bossen
Vogelgroepen van boomgroepen, open bos en bosranden, opgaande lijnvormige begroeiingen		
Buidelmees-groep	Aalscholver, Kwak, Kleine Zilverreiger, Blauwe Reiger, Zwarte Ooievaar, Zwarte Wouw, Zeearend, Visarend, Boompieper, Cettis Zanger, Buidelmees, Roodmus	Boomgroepen in rietland, rivierbegeleidend bos
Geelgors-groep	Nachtzwaluw , Scharrelaar, Hop , Draaihals , Groene Specht , Boomleeuwerik, Boompieper, Gekraagde Roodstaart, Klapekster , Geelgors, Ortolaan	Open bos, bosranden, boomgroepen en kapvlakten met kale, zandige bodem
Putter-groep	Kramsvogel, Roodkopklauwier , Ekster, Zwarte Kraai, Europese Kanarie, Groenling, Putter, Barmijs	Bomen en boomgroepen met struiken, bosranden
Vogelgroepen van opgaand gesloten bos		
Vink-groep	Houtduif, Ransuil, Koolmees, Gaai, Vink	Opgaand bos
Kruisbek-groep	Ruigpootuil, Goudhaantje, Vuurgoudhaantje, Kuifmees, Zwarte Mees, Keep, Sijs, Kruisbek, Grote Kruisbek	Opgaand bos met naaldbomen
Appelvink-groep	Houtsnip, Grote Lijster, Bergfluit, Fluit, Tjiftjaf, Wielewaal, Appelvink	Opgaand bos met loofbomen
Grote Bonte Specht-groep	Oehoe, Groene Specht , Zwarte Specht, Grote Bonte Specht, Gekraagde Roodstaart, Taigaboomkruiper, Boomkruiper, Spreeuw, Ringmus	Oud opgaand bos, dood hout (holenbroeders)
Kleine Bonte Specht-groep	Kleine Bonte Specht, Grauwe Vliegenvanger, Glanskop, Pimpelmees	Opgaand bos met loofbomen (holenbroeders)
Boomklever-groep	Holenduif, Halsbandparkiet, Bosuil, Middelste Bonte Specht, Kleine Vliegenvanger, Boomklever, Kauw	Zwaar loofhout (holenbroeders)
Havik-groep	Wespendief, Havik, Sperwer, Buizerd, Raaf	Roofvogels van bossen
Torenavalk-groep	Rode Wouw, Torenavalk, Boomvalk , Slechtvalk, Roek	Roofvogels van open gebied met bos

De soorten van open vegetatie (ruigtes, kapvlaktes) vinden steeds moeilijker geschikt habitat binnen het bos. Volgens DeGraaf & Yamasaki (2003) werden soorten van vroege successie stadia altijd beschouwd als generalisten die geen specifieke biotoop management behoeften. Dit is onterecht. Tegenwoordig zijn dan ook veel van deze

soorten ofwel uitgestorven ofwel bedreigd, bijvoorbeeld in het noordoosten van de VS, voornamelijk als gevolg van habitat verlies (Litvaitis, 1993). Eenzelfde ontwikkeling zien we in west Europa, waar de afname van populaties broedvogels van open bos en struweel habitat ook wordt toegeschreven aan vergrassing, verzuring, verbossing en de overstap van kaalkap naar weinig ingrijpende groepenkap systemen (Hustings et al., 2004; van Kleunen et al., 2005).

Op de Rode Lijst voor vogels uit 2004 staan 78 soorten. Kijken we naar de kenmerkende soorten van de Geelgorsgroep – het meest gebonden aan het kapvlakte biotoop - dan zien we inderdaad dat een groot deel van de groepsleden op de Rode Lijst staan. Naast het voorkomen in de stuifzandgebieden en vliegdennenbossen, is deze groep bij uitstek gebaat bij het kapvlakte-biotoop met kale, zandige plekken. Het grote aandeel Rode Lijst soorten is dus wellicht een aanwijzing van een verslechtering in de beschikbaarheid van dit biotoop. De Geelgors komt vanwege een verandering in selectie criteria niet meer voor op de Rode Lijst van 2004. In 1994 stond deze soort wel nog op de lijst (Hustings et al., 2004).

In tabel 3.7 zijn de Rode Lijst soorten uit deze groep vermeld met de bijbehorende klasse van veeleisendheid. Eén soort behoort tot de klasse 2, drie tot de klasse 3 en 1 tot klasse 4. De hop is in Nederland uitgestorven en is dus klasse 5 (Sierdsema, 1995).

Tabel 3.7 Rode Lijst vogelsoorten uit de Geelgorsgroep en hun biotoopkeus.

Rode Lijst soort uit Geelgorsgroep	Veeleisendheid	Rode Lijst status
Nachtzwaluw	Kritische soort (3)	Kwetsbaar
Hop	Zeer kritische soort (5)	Uitgestorven
Draaihals	Kritische soort (3)	Ernstig bedreigd
Groene Specht	Vrij kritische soort (2)	Kwetsbaar
Klapekster	Kritische soort (3)	Ernstig bedreigd
Ortolaan	Zeer kritische soort (4)	Vrijwel uitgestorven

Per soort worden hieronder kort de ontwikkeling van de populatie in Nederland over de laatste decennia beschreven, knelpunten en specifieke biotoopeisen behandeld. Informatie is o.a. afkomstig uit het Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels volgens Nederlandse en IUCN-criteria van SOVON (Hustings et al., 2004). De Hop en de Ortolaan komen niet meer voor in Nederland.

Nachtzwaluw (Caprimulgus europaeus)

Gedurende de periode 1960-1980 was sprake van een sterke afname in de populatie. Gedeeltelijk populatieherstel vindt plaats in de jaren 1990 en binnen de resterende kernen, waarmee het verspreidingsareaal behoorlijk kleiner bleef. In heide terreinen vormen intensieve begrazing en hoge recreatiedruk een grote bedreiging; in het bos is dat het verdwijnen van grote kapvlakten (> 1,5 ha) (van Kleunen et al., 2005). Dit is merkbaar op o.a. landgoed De Utrecht (van Kleunen et al., 2005).

Draaihals (Jynx torquilla)

Sinds de jaren 1960 is de populatie sterk afgenomen, dit ondanks hevige populatie fluctuaties. Dit geldt in het bijzonder voor de zandgronden buiten de Veluwe (m.u.v. Zuidwest Drenthe). De afname in de populatie wordt geschat op ca. 90%; die van het broedareaal op 40%. De huidige populatie op de Veluwe is, voor zover nog aanwezig, sterk geïsoleerd.

Habitatverlies treedt op door vergrassing en verbossing van kale en zandige grond (dus een afname van schrale en pioniersvegetaties) waardoor mierenpopulaties verdwijnen. Specifieke habitateisen zijn dus kale open plekken en de aanwezigheid van (groepen) nestbomen in het open terrein.

Groene Specht (Picus viridis)

De populatie ontwikkeling van deze soort is gedifferentieerd, wat wil zeggen dat in grootschalige naaldbossen en arme loofbossen op zandgrond de soort schaars

geworden is maar een uitbreiding ervan in het Rivierengebied en de Zuidelijke Randstad heeft plaatsgevonden. Ook in kleinschalige bosrijke landschappen vond populatieherstel plaats. De relatie tussen voedselaanbod en populaties is niet helemaal duidelijk: er wordt een afname in aantallen geconstateerd op zand- en leemgronden en een toename op kleigronden. Per saldo wordt sinds de jaren zestig een afname geconstateerd van 35%.

Habitatverlies treedt op door vergrassing en verbossing van kale en zandige grond (dus een afname van schrale en pioniervegetaties) waardoor mierenpopulaties - en daarmee de belangrijkste voedselbron voor de Groene specht - verdwijnen. Volgens Hekhuis et al. (1994) loopt de habitat geschiktheid van bos voor Groene spechten parallel aan die voor bosmieren en is dus zeer afhankelijk van de randlengte (zie ook de Jong et al., 2002).

Klapekster (Lanius excubitor)

De populatie is zo goed als verdwenen in Nederland. Voor zover nog bestand is de restpopulatie zeer geïsoleerd t.o.v. andere populaties. De soort is gevoelig voor hoge recreatiedruk en vergrassing is nadelig voor het voedselaanbod bestaande uit hommels, vlinders en loopkevers.

3.6.2 Bosbeheer en diversiteit van vogels

Er zijn relatief veel studies gedaan naar de effecten van bosbeheer op het voorkomen van vogels. Veel studies vergelijken de avifauna van kapvlakten met het omringende oudere bos. Hieronder volgt een uiteenzetting van verschillende studies met een verschillende insteek en die de relatie avifauna en kapvlakte habitat vanuit verschillende oogpunten belichten.

Vogeldiversiteit op kapvlakten vergeleken met gesloten bos

Onderzoek van Thompson & Fritzell (1990) wijst uit dat de vogeldichtheid twee maal zo groot is in kapvlaktes als in volwassen bos. De diversiteit aan soorten is echter groter in volwassen bos, dit in tegenstelling tot de conclusie van Keller et al. (2003). De grotere diversiteit in bos wordt door Thompson & Fritzell (1990) toegeschreven aan de relatief kleine oppervlaktes van de kaalkap (in een klein habitat is maar beperkte ruimte voor individuen en ook soorten) en de minder ontwikkelde verticale structuur: hoe meer lagen, hoe meer niches (Edington & Edington, 1972). Daarnaast waren de kapvlaktes in deze studie kunstmatig verjongd met Douglas. In een monotone aanplant is minder variatie te verwachten dan in een natuurlijke verjonging.

Thompson & Fritzell concluderen dat hoewel de alfadiversiteit in gesloten bos hoger is dan in de kapvlaktes, deze wel een aantal soorten toevoegen aan het boscysteem ('bèta-diversiteit') die binnen gesloten bos afwezig zijn dan wel zeer schaars voorkomen in natuurlijke open plekken.

Onderzoek van Marshall et al. (2003) en Vitz & Rodewald (2006) betreft het voorkomen van vogels van de biotoop ouder bos op kapvlaktes in de uitvlieperperiode van de jongen. Met behulp van mistnetten werden vogels op kapvlaktes (1-7 jaar oud) gevangen. De soorten die het meest werden aangetroffen (gevangen in familie groepen of alleen als adult of juveniel) waren soorten die typerend zijn voor ouder bos en waarvan zeker was -d.m.v. ringnummers- dat het territorium van deze individuen in het gesloten bos lag. Mogelijke verklaringen zijn een betere beschutting tegen predatoren en een overvloed aan vruchten (bessen en bramen) op de kapvlakten. Een andere verklaring is het feit dat territoria verwateren na het uitvliegen van de jongen en vogels biotopen gebruiken die op hun pad komen.

Chambers et al. (1999) onderzochten de effecten op de avifauna van drie alternatieve oogstmethoden (welke een kleine, middelmatige en zware natuurlijke verstoring simuleren) in vergelijking met traditionele kaalkap. De licht verstorende oogstmethode (groepenkap, oogst van 30% van het volume) was het meest succesvol in het behoud van de soortensamenstelling van de avifauna in het gesloten bos. Interessant is wel dat het maken van staand dood hout meer succesvol bleek in zwaar verstoorde en middelmatig verstoorde opstanden: het aantal nestholtes bleek na 5

jaar minimaal twee maal zo groot in deze twee typen dan in weinig verstoorde opstanden.

Verder wordt geconcludeerd dat de aard van de overgang naar de aangrenzende opstand van belang is: sommige soorten hebben baat bij een scherpe overgang van open naar gesloten bos. Overstaanders dragen in hoge mate bij aan de diversiteit in een kapvlakte. Een aantal soorten die geassocieerd zijn met gesloten bos werden ook in kapvlakten met overstaanders aangetroffen.

Greenberg & Lanham (2001) onderzochten verschillen in vogelgemeenschappen in stormgaten van verschillende grootte en het omringende bos. Naarmate de gaten groter werden nam zowel de soortenrijkdom als de diversiteit toe.

Vogeldiversiteit en de leeftijd van de kapvlakte

Volgens de classificatie van de Jong et al. (2002) is de kale/open fase optimaal habitat voor de nachtzwaluw, geelgors, boompieper en boomleeuwerik en geschikt voor de groene specht. De jonge fase is optimaal voor de fitis, heggemus, tuinfluiter, zwartkop en de grasmus en nog altijd geschikt habitat voor de boompieper. Hieruit blijkt al dat de geschiktheid van een kapvlakte voor veel soorten slechts tijdelijk is en afhangt van de leeftijd van de kapvlakte. De dichte fase is alleen voor de zwartkop en matkop geschikt. Er werden door de Jong et al. (2002) echter maar 26 bosvogels geselecteerd voor deze studie. Het beeld is dus incompleet.

Onderzoek van Keller et al. (2003) in het Noordoosten van de VS wijst uit dat de vogelsoortenrijkdom in jonge kapvlaktes (2-6 jaar) het hoogst is. Ook werd de soortenrijkdom van geleedpotigen onderzocht en deze was ook het hoogst in jonge kaalkap (4-7 jaar). Na deze jonge fase volgt een oninteressante, ongestructureerde en donkere dichte fase waarin de soortenrijkdom sterk afneemt (7-25 jaar voor vogels; 16-25 jaar voor geleedpotigen). In de oudere boomfase neemt de diversiteit van soorten weer iets toe maar bereikt zeker niet het niveau van dat van de jonge kapvlakte.

Hagan et al. (1997) vonden in een studie naar soortendiversiteit van vogels dat opstanden in de leeftijd van 6-20 jaar (na kaalkap) de meeste soorten kenden. Kapvlaktes en volwassen bos kenden de laagste diversiteit in vogelsoorten. Echter deze 2 habitats kenden duidelijk specialistische soorten die hier in de hoogste dichtheden gevonden werden. Verder werd geconstateerd dat dichtheden individuele vogels het hoogst waren in de jonge fase van gelijkjarige verjonging en het laagst in volwassen bos.

Keller et al. (2003) keken ook naar de verandering in soortensamenstelling over de ontwikkelingsfasen van de kaalkap. Vogelsoorten werden gegroepeerd in 'guilds' (Hamel, 1982) op basis van o.a. habitat affiniteit, voedselbron en fourageertechniek. Het voorkomen van de 'guilds' in de jonge kapvlaktes was sterk gecorreleerd aan bladoppervlak. Het aantal 'bodem-fourageerders' bijvoorbeeld nam na leeftijd 2 sterk af, dit met een toename van het bladoppervlak en het dichtgroeien van open plekken. Met de afname van deze groep gaat een toename van de groep van 'insecteneters in de struiklaag' gepaard. Deze groep verdwijnt weer geheel wanneer kronensluiting plaatsvindt. Gedurende de ontwikkeling van kapvlakte tot de sluiting van het kronendak in de dichte fase, zijn er dus verschillende stadia die elk een eigen karakteristieke vogelgroep kent. Dit werd ook geconcludeerd door Titterington et al. (1979), die deze (jonge) fase in 5 stadia onderverdeelde.

Het patroon van de ontwikkeling van soortenrijkdom in relatie tot de leeftijd van de kapvlakte (sterke toename in het begin en daarna een afname in soorten) wordt ook in andere studies naar vogelsoortenrijkdom in meer of mindere mate aangetoond (Opdam & Schotman, 1986). Voor insecten en zoogdieren geldt eenzelfde curve. Dit patroon wordt door een aantal auteurs toegeschreven aan het totale bladoppervlak en kenmerken van de overgebleven vegetatie. Keller et al. (2003) concluderen dat de hoge diversiteit het resultaat is van een hoog productieniveau (hoge bladoppervlak / volume relatie en hoge insecten biomassa) en een grote complexiteit van de horizontale structuur. Dit ondanks de afwezigheid van verticale structuur en

boomstamsubstraat, twee kenmerken die vaak in verband worden gebracht met de diversiteit en dichtheid van de avifauna in volwassen bos.

Morrison & Meslow (1983) vinden in een studie op kapvlaktes beplant met Douglas (3 x 3) in Oregon, VS, dat de vogelgemeenschap gedomineerd wordt door vogels die afhankelijk zijn van een struiklaag. Voorbeelden zijn mus en kolibrie. Kapvlaktes waar groepjes els (verjonging) voorkomen bieden een habitat voor een extra groep vogels die afhankelijk is van deze boomsoort. Een derde groep werd geassocieerd met een habitat van groepjes struiken en loofbomen, maar deze groep kwam nergens tot grote dichtheden, wat aangeeft dat kapvlaktes niet geschikt zijn voor deze groep. Er wordt geconcludeerd dat de totale vogeldichtheid negatief gecorreleerd is met de bedekkingsgraad van naaldbomen: mede door de systematische aanplant van Douglas groeien de kapvlaktes monotoon binnen de kortste keren dicht waardoor andere boom- en struikvegetatie verdwijnt en er dus habitat verlies optreedt. Onderbrekingen met loofbomen en openingen in een monotone opstand bieden habitat aan andere soorten dan kapvlakte soorten. Terwijl andere studies een relatie leggen tussen soortdiversiteit en horizontale structuur van een kapvlakte ('patchiness') is de conclusie van dit onderzoek dat de specifieke plant- of boomsoort die de 'patchiness' vormgeeft (bijv. els) de dichtheid van vogels bepaalt.

Randlengte

Bosrandlengte wordt ook voor de diversiteit aan vogels verondersteld een belangrijke factor te zijn. Dit vanwege de beter ontwikkelde struiklaag en een hogere biomassa aan insecten die hier voorkomt (de Jong et al., 2002). Er is echter weinig bekend over het effect van de randlengte op het voorkomen van vogels. Dit komt mede door het feit dat vorm en richting van de rand van belang is en randlengte alleen niet bepalend is. Voor de soorten sperwer, bosuil, nachtzwaluw, groene specht, zwartkop en appelvink wordt door de Jong et al. (2002) gesteld dat hoe langer de rand, des te beter is het habitat voor deze soorten.

3.6.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor vogels

Er is een bepaalde groep vogels specifiek afhankelijk van open ruimte in bos. Diversiteit aan soorten neemt vrijwel zeker toe als gevolg van kaalkap. Een grote variatie aan structuur in de kapvlakte leidt tot een vergroting van het aantal niches dat bezet kan worden door vogels. En elke fase in de ontwikkeling van de kaalkap naar dicht bos kent weer eigen specialisten. De nieuwe kapvlaktes zijn vooral van belang voor de soorten in de geelgorsgroep. Ze kunnen een rol spelen in het uitbreiden van het habitat voor doelsoorten als de draaihals, de groene specht en de nachtzwaluw.

Daarnaast zijn er vogels die afhankelijk zijn van de jonge / dichte fase van bos die volgt op de kapvlakte-fase, zoals de heggemus, de tuinfluiter, matkop en zwartkop. Ook de lengte van de bosrand is belangrijk voor vogels, al is naast de lengte ook de vorm en expositie belangrijk. Hier is nog te weinig over bekend.

Diversificatie van habitat (*lees* het maken van kapvlaktes) binnen bos kan waarschijnlijk juist voor vogels zeer succesvol zijn omdat vogels een groot dispersie vermogen hebben en nieuw habitat snel kunnen bezetten.

3.7 Vleermuizen

Alle Nederlandse vleermuissoorten zijn insecteneters (Limpens et al., 1997). Habitatselectie door vleermuizen is het resultaat van fourageer- en rustplaatsvereisten. Ook spelen binnen de groep van vleermuizen intraspecifieke morfologische en echolocatie kenmerken een rol. Deze kenmerken bepalen of soorten juist in open gebieden of op structuurrijke plekken kunnen jagen. In het algemeen zijn beekbegeleidende zones en bosranden (lijnvormige elementen) favoriete foerageerplekken (Grindal, 1996; Limpens et al., 1997).

Grote, snelvliegende soorten zijn minder wendbaar en ze zijn daarom afhankelijk van meer open habitat. De reikwijdte van de sonar van deze soorten is dan ook groot (>5 meter). Kleine soorten met een lagere vliegsnelheid en een grote wendbaarheid kunnen jagen in vegetatie en meer gestructureerd habitat. Hier vinden ze veel prooidieren (die ook geen hoge snelheid hebben) geclusterd op een kleinere oppervlakte en de reikwijdte van de sonar is voor deze soorten dan ook niet van belang (1-2 meter) (Grindal, 1996; Limpens et al., 1997).

Van de 16 in Nederland permanente of overwinterende vleermuissoorten worden er 6 (allemaal Rode Lijst soorten) alleen gevonden in Zuid-Limburg. Dit in relatie tot de grotten aldaar waar deze soorten in de winter verblijven. Er zijn dus 10 soorten die verspreid over Nederland en door het hele jaar voorkomen. Dit zijn:

- Baardvleermuis (*Myotis mystacinus*)
- Franjestaart (*Myotis nattereri*)
- Vale vleermuis (*Myotis myotis*)
- Watervleermuis (*Myotis daubentonii*)
- Meervleermuis (*Myotis dasycneme*)
- Dwergvleermuis (*Pipistrellus pipistrellus*)
- Nathusius dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*)
- Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*)
- Laatvlieger (*Eptesicus serotinus*)
- Grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*)

3.7.1 Bos als biotoop voor vleermuizen

Bos is in principe een geschikt habitat voor vleermuizen. Holtes in oude en dode bomen kunnen dienen als verblijfplaats en afhankelijk van de soort vinden ze in bossen de geschikte voedselbron (nachtvlinders en andere (grotere) insecten). De soorten die door de Jong et al. (2002) genoemd worden als zijnde bossoorten zijn: de rosse vleermuis, franjestaart, baardvleermuis, ruige dwergvleermuis en de bruine grootoorvleermuis.

Hekhuis et al. (1994) suggereren dat een bos vanaf een leeftijd van 50 jaar enigszins interessant wordt voor vleermuizen. Het merendeel van aangetroffen vleermuisbomen is ouder dan 100 jaar. Wanneer een bos de leeftijd van ca. 100 jaar bereikt neemt het aantal jagende en verblijvende vleermuizen exponentieel toe, zo laat een inventarisatie van Staatsbosbeheer zien (Helmer, 1987).

Barclay (1991) laat in een onderzoek naar het foerageergedrag van twee *myotis*-soorten zien dat er grote verschillen bestaan in fourageer- en dieetkeuze. Eén soort jaagt vooral in min of meer open corridors (boswegen) of in bos naar grote nachtvlinders en is in staat om zowel prooi in vlucht als prooi op vegetatie of op de grond te vangen. De andere soort jaagt bijna uitsluitend boven open water op kleine mugjes (zie ook Weinreich, 1992).

3.7.2 Bosbeheer en diversiteit van vleermuizen

De voorkeur van vleermuizen voor lineaire elementen zoals bosranden, 'right-a-ways' en uitsleppaden om langs te jagen, blijkt o.a. uit het onderzoek van Grindal (1996) en Menzel et al. (2002).

Grindal (1996) onderzocht het foerageergedrag van verschillende vleermuizen in 3 habitattypen: kapvlakte, de randen en het gesloten bos. De resultaten laten zien dat foerageeractiviteit het hoogst was langs de randen van de kapvlakten. Zowel open habitat soorten als soorten die aangepast zijn aan een gestructureerd habitat (bos) foerageerden langs de rand. Deze laatste groep jaagt echter nauwelijks in de kapvlakte, terwijl foerageeractiviteit voor de open habitat soorten even groot was langs de rand als in de kapvlakte zelf. Beide typen vleermuizen foerageerden niet in het gesloten bos, terwijl hier (en in het randhabitat) de hoogste biomassa aan prooi-insecten werd gevonden. De vele obstakels en complexiteit van bos maakt dit habitat

waarschijnlijk een energetisch inefficiënt jachtgebied, dit in tegenstelling tot de kapvlakte, waar de insectenbiomassa weliswaar veel lager was.

Menzel (2000) onderzoekt de effecten van groepenkap (0.02 ha tot 0.5 hectare) in een laagland loofbos op het foerageergedrag van vleermuizen. Foerageeractiviteit was hoger in de kapvlakten dan in het gesloten bos, mogelijk door een groter voedselaanbod in de kapvlakte. Het voorkomen van verschillende soorten werd beïnvloed door de grootte van de kapvlakte, maar er was geen oppervlakte effect op de totale hoeveelheid vleermuizen.

Volgens Hekhuis et al. (1994) begeven de meeste vleermuissoorten zich niet in grote open ruimtes. Kapvlaktes groter dan 0,5 ha zouden minder geschikt zijn. De inventarisatie van Staatsbosbeheer (Helmer, 1987) laat zien, dat vooral jagende individuen van de rosse vleermuis vaker in kapvlakten werden aangetroffen dan in gesloten bos. In naaldbos worden ze zo goed als niet aangetroffen, in loofbos veel meer.

De Jong et al. (2002) classificeert vijf soorten vleermuizen als bosgebonden. Daarvan zou alleen de rosse vleermuis de kale en jonge fase prefereren om te jagen. Voor de baardvleermuis en de dwergvleermuis zijn deze fasen matig geschikt maar zij prefereren de boomfase en de oude fase.

3.7.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor vleermuizen

Buitenlandse studies laten zien dat kapvlakten en de randen ervan geschikt habitat zijn voor zowel vleermuissoorten van open habitat als van meer gestructureerd habitat. Gesloten bos wordt weinig gebruikt als foerageergebied. Randen zijn het meest geschikt. Door het hoge voedselaanbod en het feit dat een rand van een kapvlakte een lijnvormig element is waarlangs een goede navigatie mogelijk is, is dit een optimaal foerageerhabitat voor veel vleermuissoorten. Kapvlakten groter dan 0,5 ha zouden minder gunstig zijn dan kleinere kapvlakten. Vooral kapvlakten in naaldopstanden zijn gunstig voor uitbreiding van het jachtgebied, aangezien naaldbos, i.t.t. loofbos, niet gebruikt wordt door vleermuizen.

3.8 Herpetofauna (amfibieën en reptielen)

Amfibieën en reptielen zijn koudbloedige gewervelde dieren. Amfibieën hebben een dunne, waterdoorlatende huid terwijl reptielen een geschubde huid hebben die beschermd tegen uitdroging. Dit verschil in fysiologie leidt tot een totaal verschillende biotoopkeuze.

In Nederland komen 16 inheemse soorten amfibieën en 7 inheemse soorten reptielen voor (RAVON, 2007). Veel soorten zijn kritisch ten opzichte van de biotoopkwaliteit.

Amfibieën worden wereldwijd meer bedreigd dan zoogdieren of vogels. De grootste bedreiging is het verlies van habitat (Stuart et al., 2004).

3.8.1 Bos als biotoop voor de herpetofauna

Het biotoop van amfibieën is drieledig:

1. het voortplantingsbiotoop: water waarin de eiafzet plaats heeft en de larven opgroeien
2. het zomerbiotoop: de plek waar de jonge en volwassen dieren in de zomer verblijven
3. het winterbiotoop: de plek waar dieren de winterslaap houden

Amfibieën zijn afhankelijk van een vochtig en beschermt habitat en zijn dus gebaat bij een gesloten bos biotoop (McLeod & Gates, 1998). Hun huid is van dusdanige structuur dat uitdroging door blootstelling aan zon en wind snel kan optreden.

Het geschikte biotoop voor reptielen bestaat vooral uit relatief open plekken met een open vegetatie (met name heideterreinen) waar enerzijds voldoende dekking is om te schuilen en anderzijds voldoende open en warme plekken zijn om op te warmen. Van de 7 in Nederland voorkomende reptielen kunnen er 6 in bossen voorkomen: de levendbarende hagedis, de zandhagedis, de hazelworm, de gladde slang, de adder en de ringslang (de Jong et al., 2002). De soorten zijn in bossen dan afhankelijk van open plekken met een lage vegetatie en kolonisatie van geschikt biotoop (bijv. kapvlakten) kan, mits er populaties in de buurt zijn, snel plaatsvinden (Hekhuis et al., 1994).

Voor reptielen geldt echter in het algemeen dat een heideterrein beter volstaat als habitat dan een kapvlakte. Echter de schaarste aan geschikt oorspronkelijk habitat maakt dat open plekken in bossen of verjongingsvlakten als vervangend habitat kunnen fungeren.

Het probleem voor allerlei soorten van heide in Nederland en in grote delen van West-Europa, is dat oude, goed ontwikkelde heideterreinen nauwelijks voorkomen en dat heide zich vanwege allerlei beheersmaatregelen (plaggen, maaien, begrazing) niet kan ontwikkelen tot goed gestructureerde heide.

Een goed voorbeeld komt voor uit de studie van Stumpel (2004) naar het voorkomen van zandhagedissen en hazelwormen in het Amerongse Bos. Deze toont aan dat deze soorten in dit beboste heideterrein het kapvlakte biotoop (in dit geval het zeer jonge stadium van naaldboom plantages en met name de randen) verkiezen boven nabijgelegen heiderestanten. De heide is van te slechte kwaliteit om als habitat te dienen. De jonge sparrenaanplanten daarentegen bieden wel de structuur van open zonnig terrein met korte vegetatie (heide en pollen van bochtige smele) en zandige plekken.

3.8.2 Bosbeheer en diversiteit van de herpetofauna

Amfibieën

Amfibieën zijn gebaat bij een kleinschalig bosbeheer, dat de geslotenheid en de luchtvochtigheid in het bos niet teveel aantast. Veel studies hebben aangetoond dat het aantal amfibieën na kaalkap sterk afneemt (o.a. Pough et al., 1987; Petranka et al., 1993; Dupuis et al., 1995; Ash, 1997; McLeod & Gates, 1998; Naughton et al., 2000). DeMaynadier & Hunter (1998) onderzochten de effecten van randen ontstaan door vlaktegewijs bosbeheer op het voorkomen van amfibieën. Geen van de soorten die werden aangetroffen bleek een voorkeur te hebben voor de kapvlakte. Vooral salamanders meden de kapvlakte en kwamen het meest voor in gesloten bos, een uitzondering daargelaten. Petranka et al. (1993) tonen aan dat de diversiteit van salamanders in opstanden ouder dan 50 jaar twee keer zo groot is en het aantal salamanders zes keer zo hoog is dan op kapvlakten jonger dan 10 jaar. Er zou volgens dit onderzoek 50-70 jaar nodig zijn voordat de populaties van salamanders weer terug zijn op het niveau van voor de kaalkap.

Andere studies tonen echter weer aan dat het verdwijnen van amfibieën na kaalkap slechts van tijdelijke aard is en dat na een aantal jaar soorten weer terugkomen. Een studie naar het voorkomen van salamanders in een kapvlakte (Ash, 1997) laat zien dat in jaar 1 na kaalkap het aantal salamanders terugloopt tot 30-50% van het oorspronkelijke aantal. In jaar 2 is dat zo goed als nul. Echter na 4-6 jaar komen salamanders weer terug met sterk stijgende aantallen. De salamanderpopulatie zou al na 20-40 jaar terug zijn op het niveau van voor de kaalkap.

Een onderzoek van Todd & Rothermel (2006) toont aan dat hoewel het aantal juveniele padden in kapvlakten en in gesloten bos niet significant verschilde de overlevingskans en de lichamelijke ontwikkeling van juveniele padden slechter zijn in de kapvlakten in vergelijking met het bos. Deze studie was echter experimenteel: er werd gebruik gemaakt van kleine enclosures (16 m²) om de overlevingskansen en ontwikkeling te monitoren. Op een kleine oppervlakte is er weinig microhabitat variatie en dus is de mogelijkheid tot het zoeken van beschutting waarschijnlijk klein. Een vergelijkbare studie van Chazal & Niewiarowski (1998) naar overlevingskansen van salamanders in een kapvlakte biotoop laat dan ook zien dat wanneer grotere

enclosures (100 m²) gebruikt worden, de overlevingskansen hetzelfde zijn in de kapvlakte en het gesloten bos.

Een experimentele studie naar de voorkeur van voortplantingshabitat van boomkikkers waarbij opblaasbare zwembadjes werden geplaatst in kapvlakten en gesloten bos laat zien er significant meer eitjes worden afgezet in de kapvlakten dan in het bos. Water gesitueerd aan de rand van de kapvlakten (10 meter) bleek het meest populair (Hocking & Semlitsch, 2007).

Wanneer er op een kapvlakte dus voldoende variatie aan microhabitat aanwezig is in de vorm van staand en liggend dood hout, groepen voorverjonging e.d., dan hoeft er geen probleem te zijn voor de populatie amfibieën. Is dit niet het geval dan kan niet alleen een lokale verslechtering van habitat optreden, maar kan er ook sprake zijn van versnippering van het bosareaal en dus isolatie van geschikt biotoop. Een kapvlakte kan dus ofwel het eind van een biotoop betekenen voor individuen van soorten die zeer gebonden zijn aan een specifieke poel ofwel een ruimtelijke barrière vormen voor soorten met een laag dispersie vermogen (McLeod & Gates, 1998).

Knoflookpad (Pelobatus fuscus)

De knoflookpad is een soort die baat heeft bij zandige, open plekken in bos (pers. med. Jeroen van Delft, RAVON). Het belangrijkste kenmerk van het landhabitat van deze soort is dat er open los zand of stuifzand aanwezig is om zich te kunnen ingraven (Ottburg et al., 2005). Het oorspronkelijke landhabitat van deze soort is dan ook dat van de open en onbegroeide rivierduinen en oude stuif- en dekzandgebieden (Crombachs & Creemers, 2001). Deze gebieden zijn tegenwoordig veelal bebost. Het doorbreken van monotone opstanden door open plekken te maken leidt tot vergroting van geschikt potentieel habitat voor de knoflookpad. Voorwaarde is natuurlijk dat geschikt voortplantingsbiotoop (matig voedselrijke tot voedselrijke vennen en poelen) nabij zijn.

In een onderzoek van Ottburg et al. (2005) naar het landhabitat van de knoflookpad werd de soort een aantal malen op een jonge kapvlakte aangetroffen. De conclusie luidt echter dat het huidige Nederlandse bos weinig geschikt is voor de knoflookpad vanwege het ontbreken van open plekken. Een aanbeveling is dan ook om open plekken met los zand te creëren. Het dichtgroeien van open plekken wordt als nadelig gezien.

Reptielen

Reptielen in bossen zijn gebaat bij het kapvlakte biotoop en zonnige plekken in bos (o.a. Dent & Spellerberg, 1987; McLeod & Gates, 1998). De hazelworm, gladde slang, zandhagedis en de levendbarende hagedis zouden met name een voorkeur hebben voor oude, structuurrijke heidevegetaties (Stumpel, 2004). Echter van Blitterswijk et al. (2005) constateren dat er nauwelijks kwantitatieve informatie beschikbaar is betreffende habitat gebruik van reptielen in Nederland. Een kapvlakte kan een vervangende biotoop zijn, maar is slechts tijdelijk. Naast kapvlakten zijn bosranden belangrijk habitat, ook die langs paden en brandgangen. Deze plekken moeten wel genoeg zonlicht ontvangen om geschikt te zijn als habitat voor reptielen (zie o.a. Dent & Spellerberg, 1987).

Ook volgens de Jong et al. (2002) is een bosrandlengte van minimaal 300 meter per ha geschikt habitat voor alle in Nederland voorkomende reptielen. Tevens geldt over het algemeen: hoe groter de open plekken en hoe meer open plekken per ha des te beter geschikt is het habitat voor hazelworm, zandhagedis, levendbarende hagedis en adder.

Mits er in het bos een consistente beschikbaarheid is van kapvlakten waartussen de reptielen kunnen migreren, kan een kapvlakte (slechts) als stapsteen tussen meer permanente open ruimten (heideterreinen, boswegen) gezien worden.

Hazelworm (Anguis fragilis)

Hazelwormen zijn in Nederland in drie gebieden veel waargenomen, namelijk in Zuid-Limburg, de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe (Stumpel, 2004). 57% van de waarnemingen werden gedaan in bosgebieden (gesloten bos, bosranden of hakhout

strubben), 16% in droge heide vegetatie en de overige waarnemingen werden gedaan in natte heiden, (spoor)wegbermen en tuinen. Bos blijkt dus in Nederland een belangrijk habitat.

In een studie naar het voorkomen van de hazelworm in 500 hectare van het Amerongse Bos werd 85% van de waarnemingen gedaan in sparren aanplant en het merendeel (97%) in de leeftijd van 5 tot 14 jaar met bomen lager dan 5 meter en een hoge dichtheid van pollen van bochtige smele.

De rest van de waarnemingen werd gedaan in een door bramen gedomineerde verwilderde tuin, randen van overige bostypen en aan de rand van heide. Het is zeer merkwaardig dat in de heide het aantal waarnemingen zo laag was, aldus de auteur. Er werd een hoge voorkeur gevonden voor bochtige smele vegetatie: 71% van de waarnemingen werd gedaan in of nabij bochtige smele.

Zandhagedis (Lacerta agilis)

Zandhagedissen komen slechts voor op zandige ondergrond, zoals duinen met verspreide vegetatie en heideterreinen. De zandhagedis is een indicatorsoort voor goed ontwikkelde droge heide (Stumpel, 2004).

In het Amerongse Bos vond Stumpel (2004) dezelfde voorkeur van zandhagedissen voor de jonge sparren opstanden als die van de hazelwormen. Negentig procent van de waarnemingen (gedaan over een periode van drie jaar), werden gedaan in de jonge spar (5 -14 jaar). Hier werden ook alle nestplaatsen aangetroffen. Daarnaast werden zandhagedissen aangetroffen in oudere sparren opstanden (15-30 jaar) en jonge berk (10-20 jaar). In heide werden wederom uitzonderlijk weinig waarnemingen gedaan. Alleen in de vegetatie van smele, heide en bosbes werden zandhagedissen aangetroffen.

Gegevens van tien jaar vóór de uitvoering van deze studie tonen aan dat zandhagedissen kapvlakten ca. 5 jaar na kap gingen bewonen, levendbarende hagedissen een jaar eerder. Ze verdwenen weer wanneer de beschaduwing te groot werd.

Het lage aantal waarnemingen in de heide wordt toegeschreven aan de slechte kwaliteit van de heide vegetatie ter plekke: ijle planten en een slechte humuslaag.

Levendbarende hagedis (Zootoca vivipara of Lacerta vivipara)

Deze soort heeft een voorkeur voor vochtige heideterreinen. Strijbosch (2002) deed onderzoek naar de kolonisatie van deze soort op nieuw aangelegde kapvlakten op een duinrug langs de Maas in Gelderland. Ondanks de naam 'kapvlakte' waren het echter omvormingsvlakten die permanent heide moeten worden. Er werd om die reden geplagd. Kolonisatie door de levendbarende hagedis was erg snel en de snelheid was direct gerelateerd aan de oppervlakte van de ingreep. Op de grootste kapvlakten (2,2- 2,4 ha) werd de soort 3 jaar na de ingreep al aangetroffen. Er wordt tevens geopperd dat het achterblijven van stobben een positief effect gehad heeft de diversiteit op de kapvlakten. Er werd een rijke gemeenschap van paddestoelen, mossen en korstmossen aangetroffen op de stobben en tevens kunnen ze dienen als uitkijplek en beschutting voor diersoorten. De levendbarende hagedis zont bijvoorbeeld op stobben (Strijbosch, 2002).

3.8.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor de herpetofauna

Met uitzondering wellicht van de knoflookpad, hebben kapvlakten voor amfibieën niet direct relevantie. Na kaalkap verdwijnen de meeste soorten in eerste instantie. Een aantal jaren na kaalkap komen veel soorten echter ook weer snel terug. Kapvlakten met veel dood hout kunnen voldoende beschutting bieden voor amfibieën waardoor deze zich kunnen handhaven. Ook is het zo dat water dat wordt gebruikt voor eiafzet en blootgesteld is aan de zon meer in trek is dan water in een beschutte omgeving. Warmte komt de ontwikkeling van de larven ten goede. Het feit dat amfibieën verschillende habitats nodig hebben om hun levenscyclus te kunnen doorlopen maakt dat grootschalige fragmentatie ongunstig is: biotopen moeten op niet te grote afstand van elkaar liggen en bereikbaar zijn. Voor reptielen blijkt het kap- en verjongingsvlakte biotoop zeer relevant, vooral in de afwezigheid van geschikt heide biotoop.

3.9 Wilde hoefdieren

De groep van de wilde hoefdieren behoeft een andere benadering dan de voorgaande groepen. De stand van het everzwijn, ree en edelhert wordt immers actief beheerst. Wat betreft deze soorten is er niet zozeer sprake van een afhankelijkheid van een bepaald biotoop binnen het bos, maar vormen de grotere complexen van bos en hei in (midden) Nederland in zijn geheel het habitat. Bovendien hebben deze soorten door hun afmeting, aantallen, verspreidingsvermogen en voedselbehoefte een grote soms allesbepalende invloed op het bos(beheer) (vooral de verjonging) en andersom (Kuiters & Slim, 2000).

(Onderstaande heeft betrekking op de hoge zandgronden op de Veluwe.)

3.9.1 Bos als biotoop voor wilde hoefdieren

Onderzoek naar terreingebruik in terreinen van Natuurmonumenten (Groot Bruinderink & Lammertsma, 2001) laat zien dat edelherten een voorkeur hebben voor kapvlakten en in mindere mate voor eikenbos. In naaldbos en op de heide komen ze weinig voor. Ook wilde zwijnen hebben een voorkeur voor kapvlakten en ook voor beukenbos. Reeën komen het meest voor in eikenbos, grasland en grove dennenbos.

3.9.2 Bosbeheer en het voorkomen van wilde hoefdieren

Een kapvlakte heeft een grote aantrekkingskracht op wilde hoefdieren vanwege het grote voedselaanbod. Verjonging van loofbomen en eventuele kruidachtige vegetatie die opslaat krijgt geen kans in bossen waar (veel) hoefdieren voorkomen.

Een duidelijk voorbeeld zijn de resultaten uit de studie van Kuiters & Slim (2000) naar natuurlijke verjonging op het Staatsdomein van het Loo waar de ontwikkeling van natuurlijke verjonging werd vergeleken tussen grote (2,5 ha) en kleine kapvlaktes (0,8 ha) en kleine gaten (0,3 ha). Ook werd de vergelijking tussen 'exclosures' (40 x 40 meter) en niet afgerasterde situaties gemaakt.

De wilddruk is in dit gebied van de Veluwe erg hoog. Twee jaar na kaalkap (2,5 ha) bestond de kruidlaag op de kapvlakten uit bochtige smele, pijpestrootje en blauwe bosbes. Binnen 10 jaar liep de vlakte vol met grove den en verjonging van berk werd systematisch weggevreten. De samenstelling van de exclosures is na 10 jaar grove den gemengd met 15-20% berk. Ook groeit er braam. Het wel of niet uitrasteren op grote verjongingsvlakten heeft dus een relatief klein effect op de soortensamenstelling na 10 jaar.

In de kleine kapvlaktes (0,8 ha) bestaat bij de afwezigheid van wild de verjonging (>1,5 m) na 10 jaar uit lijsterbes (37%), grove den (28%), berk (25%) en eik (9%). In het niet afgerasterde deel van de kapvlakte bestaat de verjonging uit grove den (86%), beuk (7%) en lijsterbes (7%). Terwijl verjonging van eik wel overleefde maar niet boven de vraatlijn uitgroeide, zorgde vraat voor mortaliteit in de jonge berken. Wat betreft de dichtheden van verjonging heeft begrazing nauwelijks effect in zowel de grote als de kleinere kapvlakten. Voor de grote kapvlakte geldt dat binnen het raster de gemiddelde dichtheid 17.330 stuks per ha bedraagt, daarbuiten is dat 16.100 stuks per ha. In de kleine kapvlakten werd een gemiddelde dichtheid van 6.960 stuks per ha binnen het raster en 6.560 stuks per ha buiten het raster aangetroffen. Er is dus wel een groot effect van de omvang van de kapvlakte.

Ook in de kleine gaten krijgen eik en lijsterbes geen kans. In een gat van 0,3 ha in eiken-beukenbos bestaat de verjonging buiten het raster uit grove den (72%), beuk (22%) en eik (6%). Dit terwijl binnen het raster eik een aandeel heeft van maar liefst 50%. Beuk heeft een aandeel van 26% en grove den aandeel van 15%. Het gemiddelde aantal verjonging in jaar 10 binnen het raster bedroeg hier 5.280 stuks per ha, buiten het raster was dat gemiddeld slechts 320 stuks per ha.

In gesloten eikenbos zijn de verschillen in soortensamenstelling binnen en buiten het raster nog groter: binnen het raster staat beuk (45%), berk (26%), lijsterbes (23%), eik (4%) en grove den (1%), daarbuiten heeft beuk een aandeel van 100%. Gemiddelde aantallen verjonging per ha in jaar 10 zijn voor de exclosure 2.280 stuks tegen 620 stuks buiten de exclosure.

Verjongingssamenstelling onder douglas ondervindt geen invloed van de graasdruk, binnen en buiten het raster bestaat de verjonging vrijwel geheel uit douglas. Wel zijn de dichtheden die voorkomen binnen het raster veel groter. Ook beukenverjonging onder beukenbos (met stormgaten) werd volledig onderdrukt o.i.v. begrazing: in exclosures werden dichtheden van 140.000 stuks (1,4 m hoog) per ha aangetroffen, tegen 6.500 stuks (30 cm hoog) per ha buiten de exclosures.

3.9.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor wilde hoefdieren

Wilde hoefdieren hebben een grote invloed op het wel of niet slagen van verjonging. Zo kan het voorkomen dat kleine verjongingsgaten o.i.v. reeën en herten een zeer lange tijd of zelfs permanent verstoken blijven van verjonging. Wanneer verjonging van loofboomsoorten in een acceptabel tijdsbestek en van acceptabele kwaliteit gewenst is in een gebied met een hoge wilddruk is uitrastering noodzakelijk. Verjonging van grove den en douglas komt in alle gevallen wel van de grond, waarbij deze in meer of mindere mate trouwens wel schade ondervindt van vraat door een minder snelle hoogtegroei en kleinere dichtheden.

De resultaten van Kuiters en Slim (2000) suggereren dat wanneer natuurlijke verjonging van enige kwaliteit gewenst is in bossen met een hoge graasdruk er op grotere schaal (1-2 ha) verjongd zal moeten worden. Alleen dan zijn de dichtheden verjonging dermate groot dat deze door zelfdunning en beschaduwing recht en met weinig noesten opgroeien. Zowel binnen als buiten rasters geldt dat de verjonging van gewenste (loof)soorten op tijd vrijgesteld zal moeten worden indien een monocultuur van grove den ongewenst is.

3.10 Vaatplanten

Peterken & Francis (1999) onderscheiden 3 typen vaatplanten: schaduwsoorten, facultatieve schaduwsoorten en lichtsoorten. Facultatieve schaduwsoorten zijn soorten die zowel voorkomen in de schaduw van begroeiing, maar tevens voorkomen op niet-beschaduwde plekken. De lichtsoorten zijn soorten die niet kunnen voorkomen wanneer het bos geen open plekken bevat en ononderbroken is.

3.10.1 Bos als biotoop voor vaatplanten

Bosplanten zijn slechte verspreiders. De samenstelling van de flora in de Nederlandse bossen is dan ook arm aan echte bossoorten: dit komt door de relatief jonge leeftijd van de bossen en de fragmentatie ervan. Slechts op oude bosgroeiplaatsen (>250 jaar) komen wel nog concentraties van echte oud-bossoorten voor, maar veelal langs wegen en paden (Bijlsma et al., 2001). Dit wijst erop dat het bos zelf ongeschikt geworden is als habitat en deze soorten zich hebben teruggetrokken langs wegen en paden. De ongeschiktheid van het huidige bos ligt in het feit dat deze bossen vroeger veelal hakhoutbossen waren en in de laatste decennia donkerder geworden zijn, verdroogd en vervolgens verzuurd zijn. Wanneer een bos open gehouden is, is de kans groot dat de bodem overwoekerd wordt door braam. Ook de omvorming van hakhout naar snelgroeiend naaldbos heeft de oud-bosflora doen verdwijnen. In oude malebossen is het gebrek aan licht en de hoge mate van strooiselophoping debet aan de verarming van de flora. Ook de hoge wilddruk maakt dat bosplanten zich nauwelijks kunnen vestigen en handhaven (Bijlsma et al., 2002).

De oud-bosplanten worden in het huidige natuurbeheer gezien als 'karakteristiek' en zijn dan ook doelsoorten van de potentieel natuurlijke bostypen ter plekke. Daarbij moeten we ons de bekende vraag stellen: wat was in Nederland de natuurlijke situatie en hoe hebben oud-bosplanten tot op de dag van vandaag kunnen overleven: dankzij of ondanks een eeuwenlang kunstmatig beheer van hakhout, bosweiden en heide (Bijlsma et al., 2001)? Van opgaand, gesloten bos was in Nederland in de 17^e en 18^e eeuw geen sprake en volgens sommige deskundigen wellicht van oorsprong in zijn geheel niet. Deze discussie is relevant aangezien het huidige 'natuurlijke' bosbeheer leidt tot een gesloten opgaand bos met weinig verstoringen, een bostype dat als

'natuurlijk' wordt gezien (Bijlsma et al., 2001). In dergelijke bossen zijn er weinig vestigingsmogelijkheden voor vaatplanten.

3.10.2 Bosbeheer en diversiteit van vaatplanten

Vaatplanten binnen bossen zijn gebaat bij verstoringen. Bij een grootschalige verstoring als kaalkap en de afvoer van het hout verdwijnt zo'n 25% van de organische stof. De bodem blijft geruime tijd vrijwel intact omdat de wortels aanwezig blijven in de bodem. Door blootstelling aan zonlicht en extreme temperaturen treedt er een versnelde mineralisatie op van de humuslaag, Het vochtgehalte van de bodem op een kapvlakte kan tijdelijk sterk stijgen doordat de grondwaterspiegel stijgt. Verdamping van het bodemvocht door bomen ontbreekt immers. Daarnaast is er een verhoogde activiteit van nitrificerende organismen. Het vrijkomen van nutriënten en water leidt tot een explosieve toename in primaire productie (Bormann & Likens, 1979). Tegelijkertijd vindt echter uitspoeling van mineralen plaats door het ontbreken van een actief wortelstelsel. Hierdoor kan verschraling in snel tempo optreden. Kapvlakten op zandgronden hebben mede door dit proces een zure bodem waar maar weinig plantensoorten aan zijn aangepast en deze kapvlakgebegroeiingen zijn dan ook soortenarm (Londo, 1991; Stortelder et al., 1999).

De structuur van de kapvlaktevegetatie (rijkdom, dichtheid, hoogte, ruimtelijke verdeling) is afhankelijk van o.a. de weersomstandigheden, de aanwezigheid van zaadbronnen en de bodemvruchtbaarheid. Op arme zandgronden is geen rijke en weelderige kapvlaktevegetatie te verwachten (Stortelder et al., 1999).

Al de bovengenoemde processen leiden tot het meer of minder geschikt worden van het habitat voor vaatplanten. Daarnaast ontstaat een zeer heterogeen habitat. Veel studies naar soortenrijkdom van vaatplanten op kapvlakten wijzen dan ook op een verhoogde diversiteit als direct effect van kaalkap (Bormann & Likens, 1979; Brunet et al., 1996; Roberts & Zhu, 2002; Mayer et al., 2004; Sullivan et al., 2008). Een aantal studies constateren een afname van de diversiteit direct na kaalkap (Hannerz, 1996; Hannerz & Hånell, 1997; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001) of na een paar jaar alsnog een toename (Hannerz, 1996).

De toe- of afname in de totale diversiteit is per saldo het resultaat van de afname van echte bossoorten en de toename van lichtsoorten. Het verdwijnen van soorten van gesloten bos na kaalkap en daarmee de afname in alfadiversiteit, kent 5 onderliggende mechanismen (Meier et al., 1995):

1. Soorten die al zeldzaam zijn verdwijnen helemaal (zie ook Reader, 1987).
2. Bossoorten zijn langzame verspreiders en het duurt lang voordat soorten weer rekoloniseren (klonaal, verspreiding door mieren etc.)
3. Het kapvlakte-klimaat is zeer ongeschikt voor bossoorten en /of open-biotoop soorten concurreren de overgebleven bossoorten weg
4. Bossoorten kennen een trage reproductie en het duurt lang voordat een populatie weer zijn oude omvang bereikt heeft.
5. Het kapvlakte-klimaat is zeer ongunstig voor de reproductie van bossoorten.

Studies naar de verandering in soortensamenstelling na kaalkap constateren allemaal een afname van echte bossoorten (Reader, 1987; Halpern & Spies, 1995; Hannerz & Hånell, 1996; Bråkenhielm & Liu, 1998; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001; Roberts & Zhu, 2002; Godefroid et al., 2005). Reader (1987) deed bijvoorbeeld onderzoek naar het effect van selectieve kap op het verdwijnen van soorten en bodemverstoring in jaar 1 na kap: drie verschillende kapintensiteiten (0, 33% en 66% van het grondvlak) op drie verschillende oppervlakten (12,5 meter, 25 meter en 50 meter in doorsnede). Oppervlakte van de gaten had geen effect maar met de stijging van de kapintensiteit steeg het percentage soorten dat verdween. De mate waarin de bosflora zich herstelt is zeer verschillend.

Kolonisatie door soorten van open ruimte (of kapvlakgebegroeiingen) en daarmee de toename in diversiteit kan plaatsvinden onder invloed van meer licht maar ook onder invloed van bodemverstoring of een combinatie van deze factoren (Mayer et al., 2004). Door bodemverdichting (machines!) en de stagnatie van water kunnen soorten

die van vochtige omstandigheden houden kiemen. Echte pioniersoorten kunnen kiemen op plekken waar kale grond bloot is komen te liggen.

Het Epilobieton-angustifolium (wilgeroosjesverbond)

Pioniervegetaties in bossen worden door Stortelder et al. (1999) als de 'klasse der kapvlaktegemeenschappen' (ofwel het wilgeroosjesverbond) als aparte gemeenschap behandeld. Deze klasse bevat '...kruidengemeenschappen van een beperkte levensduur die binnen bos worden aangetroffen waar open plekken zijn ontstaan als gevolg van kap, brand of windworp'. De begroeiingen worden gekarakteriseerd door hoog opschietende lichtminnende pionierplanten met roze, rode en gele bloemen en kenmerkende soorten zijn wilgeroosje, bosdroogbloem en boskruiskruid. De versnelde mineralisatie van de humuslaag onder invloed van licht op een jonge kapvlakte is het drijvende proces achter het ontstaan van deze gemeenschap. Zij komt vooral voor in de Quercetea robori-petraeae, de Vaccino-Piceeta en de Quercu-Fagetea (Stortelder et al., 1999).

Effect van de zaadbank en aanwezige vegetatie

De zaadbank samenstelling bepaalt grotendeels de vegetatie die direct na kaalkap of verstoring van de bosbodem opkomt. Daarnaast speelt vegetatieve vermeerdering een rol en daarmee dus de aanwezige dan wel nabije vegetatie. Zaadverspreiding door de wind of door dieren heeft op dat moment weinig tot geen invloed (Hughes & Fahey, 1991; Mayer et al., 2004). Volgens Bormann & Likens (1979) is de verspreiding van lichte zaden door de wind echter wel van belang aan het begin van de secundaire successie van een kapvlakte. Grote open plekken zijn voor zowel windverspreiders als zaadbanksoorten belangrijker dan kleine open plekken: hoe groter de oppervlakte, des te groter is de populatie die ze kunnen opbouwen (Bijlsma, 2007). Godefroid et al. (2006) deden onderzoek naar de verschillen in de samenstelling van soorten in de zaadbank van verschillende 'bostypen': eik, beuk, grove den en kapvlakte. Veertig procent van alle soorten die werden aangetroffen in de zaadbank waren bossoorten. Dit is een opvallende uitkomst omdat veelal wordt gesuggereerd bossoorten (schaduwsoorten) niet in de zaadbank voorkomen maar zich vooral klonaal reproduceren. Ook Bijlsma (2007) spreekt over bosrelictsoorten met een langlevende zaadbank. Beheersmaatregelen zouden een groter effect hebben op het activeren van deze soorten dan natuurlijke verstoringen als windworp.

Soorten uit het wilgeroosjesverbond zijn vaak nog aanwezig in de vorm van kwijnende rozetten (wilgeroosje, schapezuring) of breiden zich uit door verspreiding van de lichte pluizige zaadjes.

De invloed van sterk ontwikkelde gras, zegge en braam vegetaties in gesloten bos wordt door verschillende auteurs genoemd als belemmering voor de ontwikkeling van een soortenrijke kapvlaktevegetatie na kaalkap. Aangaande de te verwachten diversiteit van de kapvlakdebegroeiing moet dus rekening worden gehouden met de aanwezigheid van deze vegetaties in het gesloten bos.

Zo wijst de studie van Yorks & Dabydeen (1998) op een verhoogde diversiteit in jonge kapvlakten, een lagere diversiteit in oudere kapvlakten en wederom een hogere diversiteit in gesloten bos (echter niet significant). Zij concluderen dat niet zozeer de leeftijd oftewel de sluiting van het kronendak invloed heeft op de diversiteit van planten maar de dominantie van Rubus daarentegen wel. Hannerz & Hånell (1997) constateren dat de soortenrijkdom op een kapvlakte in jaar 1 en 2 afneemt onder invloed van dominantie van Rubus en Carex.

Ook Stortelder et al. (1999) wijst op de invloed van dwergstruiken en struweelvormers in de ontwikkeling van kapvlaktegemeenschappen. Omdat in veel Nederlandse bossen reeds een dichte ondergroei van grassen, braam of bessen aanwezig is, groeit deze na kaalkap uit tot het hoofdbestanddeel van de begroeiing waardoor de fase van de kruidengemeenschap van o.a. wilgeroosje, boskruiskruid, bosdroogbloem, rankende helmbloem en vingerhoedskruid als het ware wordt overgeslagen. Ook begrazing gaat de ontwikkeling van een Epilobietum angustifolium tegen.

Een evaluatie van de OBN-maatregelen (zie o.a. Wolf & Schraven, 2006) concludeert ook dat na noodverjonging (omvorming) de bodemvegetatie niet of nauwelijks verandert, zelfs in proefvlakken waar vóór kaalkap geen sprake is van een gesloten vegetatie van smele, pijpestrootje, braam of adelaarsvaren (bijv. fijnspar). De aanwezigheid van dominante soorten neemt na kaalkap licht toe, maar in 30% van de proefvlakken bleef deze onveranderd. De aanwezigheid van storingsindicatoren (veelal braam, brandnetel en gladde witbol) nam ook licht toe, maar bleef in meer dan de helft van de proefvlakken onveranderd.

Bråkenhielm & Liu (1998) concluderen dat vegetatie van wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*) en bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) alleen koloniseerde op kapvlakten met dood hout. Kolonisatie begon hier (boreaal dennenbos) pas in jaar 10, het moment dat stikstof door de afbraak van het dode hout vrijkwam.

Bosontwikkeling en diversiteit van planten

Wat betreft de ontwikkeling van de soortenrijkdom in de tijd spelen wederom afname en toename van soorten een rol en de snelheid waarmee het kapvlaktebiotoop zich ontwikkelt richting kronensluiting. Deze ontwikkeling is afhankelijk van veel factoren zoals vraat, de mate van bodemverstoring, de omvang van de kapvlakte, de groeiplaats, enz.

Gedurende de eerste vijf jaar van secundaire successie vinden Bormann & Likens (1979) dat de dominantie van soorten van de kapvlakte van het ene jaar op het andere weer verandert.

De meeste studies constateren zoals gezegd een afname in bossoorten na kaalkap. De mate waarin de bosflora zich herstelt is zeer verschillend. Sommige studies constateren een snel herstel van de plantengemeenschap zoals die voor de kap bestond, bijvoorbeeld al na 5-10 jaar (Halpern & Spies, 1995). In deze studie daalde de totale diversiteit direct na kaalkap, maar er vond echter ook verbranding van het kapafval plaats wat binnen twee jaar een hogere diversiteit teweegbracht dan vóór de kaalkap. Dit werd vooral veroorzaakt door de kolonisatie van ruderaal soorten. In één van de onderzoeksgebieden koloniseerde 70-90% van de verdwenen soorten al weer snel. De reproductie structuren van deze soorten bevonden zich blijkbaar diep ondergronds zodat ze de brand konden overleven.

Andere studies constateren weer een langzaam herstel. Onderzoek van Godefroid et al. (2005) laat bijvoorbeeld zien dat bossoorten verdwijnen na kaalkap en dat voor veel bossoorten geldt dat er van populatie herstel geen sprake is na 5 jaar en ook niet na 13 jaar. Voor een aantal soorten die óf windverspreiders zijn óf aanwezig zijn in de zaadbank geldt wel herstel van de populatie (valse salie en pilzegge). Soorten die in frequentie afnemen in de bosrand zijn brede stekelvaren en veldbies. Deze soorten hebben dus een echt bosklimaat nodig.

Ook kan de tijd van kap effect hebben op het herstel van soorten. Zo suggereert Reader (1987) in een studie naar kapvlakten die ontstonden na kap in de winter, dat houtige planten sterker beïnvloed werden terwijl de meristemen van de vaatplanten ondergronds goed beschermd waren.

De stakenfase wordt over het algemeen gezien als een zeer soortenarme fase (Schoonmaker & McKee, 1988; Halpern & Spies, 1995; Wallace & Good, 1995). Reden is de homogeniteit van de (dichte) kroonlaag en het hierdoor veroorzaakte gebrek aan licht.

3.10.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor vaatplanten

De ontwikkeling van kapvlaktegemeenschappen na kaalkap zorgt voor een toename in soorten vaatplanten. Het betreft lichtminnende kruiden die in het bos niet voorkomen. In de praktijk is de kans op bloemrijke kapvlaktevegetaties van o.a. wilgeroosje en vingerhoedskruid na kaalkap in het Nederlandse bos echter niet heel groot. Dominantie van braam of grasachtigen is vaak aan de orde, waardoor de ontwikkeling van een dergelijke pioniervegetatie wordt tegengegaan. Daarnaast is de graasdruk door ree- en grofwild erg groot. Kruiden zijn geen lang leven beschoren.

Oud-bosplanten, de aandachtsoorten in het natuurbeheer, zijn gebaat bij verstoringen. Gesloten bos is geen geschikt habitat. Kleine kapvlakten en kronendakgaten met voldoende lichtinval zijn voor deze soorten het meest geschikt.

3.11 Mossen en korstmossen

In Nederland komen zo'n 520 mossoorten voor. Mossen zijn afhankelijk van substraat om op te groeien (dood hout of minerale grond), matige lichtinval en een hoge luchtvochtigheid. Gesloten, zeer donker productiebos is niet geschikt voor het voorkomen van mossen (Bates & Farmer, 1992). In loofbossen met een hoge strooiselproductie en een dikke strooisellaag zijn mossen ook veelal afwezig. De plotselinge hevige bladval van loofbomen hebben een grote schaduwwerking waardoor fotosynthese onmogelijk wordt. Pas wanneer er dood aanwezig is of strooiselvrije plekken, bijvoorbeeld windworp heuveltjes, kunnen er ook mossen groeien (Bates & Farmer, 1992). In naaldbossen kunnen wel mossen groeien doordat naalden gelijkmatig vallen en door hun afmeting en vorm het mos niet bedekken. In het huidige Nederlandse bos hebben alleen nog oudere opstanden van Douglas, fijnspar en andere 'donkere' naaldboomsoorten bosbodems die bezet zijn met een mosflora.

In tegenstelling tot mossen komen korstmossen juist veelal voor in heide, stuifzanden en ook kapvlakten. De groep van de korstmossen (*Cladonia*) bestaat uit rendiermossen (*Cladina*), bekertjesmossen en heidestaartjes.

3.11.1 Bos als biotoop voor mossen

De meeste bosgebonden mossoorten groeien niet op zonnige open plekken waar sprake is van teveel directe lichtinval. Direct zonlicht droogt het substraat namelijk uit wat het mos belemmert in vestiging en groei (Siebel, 1999; Jagers op Akkerhuis et al., 2005). Het relatieve vochtgehalte is een bepalende factor voor het voorkomen van mossoorten. Daarnaast hebben veel mossen bescherming nodig tegen noorden wind (Bates & Farmer, 1992). Mossen spelen dan ook geen belangrijke rol op kapvlakten, met uitzondering van brandplekken waar een specifieke mossen- en paddestoelenflora kan ontwikkelen. In open kapvlaktes kan het mos purpelsteeltje (*Ceratodon purpureus*) soms een hoge bedekking bereiken (Stortelder et al., 1999).

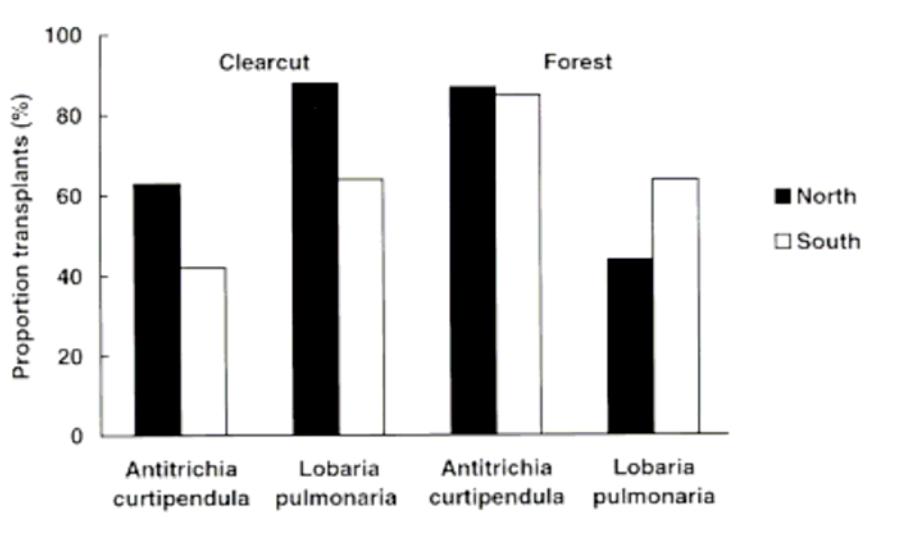
De mate van kronendaksluiting is niet een-op-een gerelateerd aan de luchtvochtigheid in bos: in donkere bossen waar geen struiklaag aanwezig is er sprake van veel luchtcirculatie en uitdroging door de wind. Dit zijn 'holle' bossen (Siebel, 1999). Daarentegen zijn open plekken waar lokaal beschutting is tegen de wind maar er tevens dauw en regenwater door kan dringen een zeer geschikt microklimaat, het zogenaamde open-schaduw klimaat (Siebel, 1999; Jagers op Akkerhuis et al., 2005). Onderzoek laat bijv. zien dat zuidranden van grotere kronendak gaten in Douglas opstanden waar er sprake is van dergelijke omstandigheden rijk kunnen zijn aan noordelijke en droogtegevoelige mossoorten. Zo ook komen op de Veluwe soorten die gebonden zijn aan boomschors en een hoge luchtvochtigheid bijna alleen voor op beuken aan de rand van open plekken in bossen waar de wind niet vrij doorheen kan blazen (Siebel, 1999).

3.11.2 Bosbeheer en diversiteit van mossen en korstmossen

Onderzoek van Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) toont aan dat de bestaande mossenflora een kaalkapregime niet kan doorstaan. Ook in opstanden waar bomen werden behouden verdween de mossenflora. De overblijvers boden dus te weinig een bosklimaat voor pleksgewijs behoud van de mossenflora. Met uitzondering van enkele soorten aangepast aan brandplekken zijn mossen dus niet gebaat bij het kapvlaktebiotoop.

Een Zweedse studie (Hazell & Gustafsson, 1999) waarbij een mos (*Antitrichia curtipendula*) en een korstmos (*Lobaria pulmonaria*) werden getransplanteerd op overblijvers (groepen en individuele bomen) in kapvlakten gaf echter een positief resultaat. De vitaliteit van de mossen op de kapvlakten was na 20-25 maanden zeer

hoog en 99% van de getransplanteerde individuen kon overleven. Het mos was echter het meest vitaal in het gesloten bos. In de kaalkap was de vitaliteit van de mossen significant hoger op de noordzijden van de stammen dan op de zuidzijden (zie figuur 3.2).



Figuur 3.2: Vitaliteit van getransplanteerde mossen in kapvlakten en gesloten bos op de noord- en zuidzijde van bomen (Bron: Hazell & Gustafsson, 1999)

Bråkenhielm & Liu (1998) vonden in hun studie naar planten en mossen op kapvlakten dat de bedekking van rendiermosses toenam van 10% naar 60% over een periode van 12 jaar na kaalkap, vooral op plots zonder dood hout. Pionier korstmossen deden het goed op de plots met dood hout.

Maar er zijn ook korstmossen die meer gebaat zijn bij gesloten bos, zo blijkt uit Boudreault et al. (2008). Deze studie uit Oost-Canada naar het voorkomen van drie soorten korstmossen (*Bryoria*, *Usnea* en *Evernia mesomorpha*) over een gradiënt van kapvlakte naar gesloten bos laat zien dat de biomassa van deze soorten significant hoger is op 30 meter (in het gesloten bos) dan op 0 en 15 meter van de kapvlakte.

Dynesius & Hylander (2007) constateren in hun studie naar zowel korte als lange termijn effecten van kaalkap een verschil in soortensamenstelling van mossen na kaalkap. Drie seizoenen na kaalkap van 0,1 ha werden minder bossoorten en levermossen (afhankelijk van een vochtige omgeving) aangetroffen en meer soorten van verstoorte milieus. Het aantal soorten was hetzelfde. Na 30-50 jaar na kaalkap was het aantal bossoorten en levermossen nog altijd gereduceerd terwijl het aantal mossen van open habitat weer teruggelopen was tot op het niveau van voor de kaalkap. Op de lange termijn zorgt kaalkap dus voor een kleinere soortenrijkdom.

De studie van Hazell & Gustafsson (1999) laat zien dat de overleving van getransplanteerde korstmossen individuen hoger is in de kapvlakten dan in het gesloten bos. De vitaliteit van de korstmossen blijkt het hoogst in groepen overblijvers i.t.t. tot individuele overblijvers. Resultaten van Sillett et al. (2000) tonen ook aan voor twee soorten korstmossen dat deze zowel in kapvlakten, jong bos als in oud gesloten bos kunnen groeien, maar dat de uitgesproken bossoort minder vitaal is in de kapvlakte.

Renhorn et al. (1996) (Zweden) vinden geen aanwijzingen voor een randeffect op de groei van twee soorten korstmossen, een meer en een minder tolerante soort. Op een gradiënt van kapvlakte naar gesloten bos (100 meter) werd geen negatief effect van blootstelling aan licht en weersinvloeden op de groei van de korstmossen gevonden, zelfs niet voor de intolerante soort. De groei was het hoogst tot 12 meter (in het bos) van de rand. Een verklaring voor het uitblijven van een randeffect wordt gezocht in de kleine abiotische verschillen tussen bosrand en gesloten bos in de boreale zone.

Andere studies gedaan in de gematigde zone laten namelijk wel een randeffect zien en hier is dan ook sprake van grotere temperatuurverschillen en verschillen in lichtinval (Matlack, 1993; Renhorn et al., 1996).

Een studie van Humphrey et al. (2002) vergelijkt de mossen en korstmossen flora van plantages met die van halfnatuurlijke bossen in het Verenigd Koninkrijk. Resultaten laten zien dat diversiteit aan korstmossen vaak het hoogst is in jonge opstanden (8-10 jaar oud) vanwege de aanwezigheid van stobben. De samenstelling van de korstmossenflora was in deze opstanden geheel verschillend van andere opstanden vanwege de combinatie liggend dood hout (vooral stobben waren belangrijk als substraat) en de dopheidevegetatie. De mossenrijkdom verschilde niet tussen de plantages en de halfnatuurlijke opstanden.

3.11.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor mossen en korstmossen

Met het oog op het verhogen van de mossenrijkdom in het Nederlandse bos doet Siebel (1999) een aantal aanbevelingen. Naast het oud laten worden en laten afsterven van bomen, moeten er aaneengesloten bossen van behoorlijke omvang behouden worden ter waarborging van een hoge luchtvochtigheid. Tevens adviseert hij voor het beheer van jonge homogene bossen om gaten van 0,1 hectare te maken in plaats van normaal te dunnen en de ontwikkeling van gesloten bosranden die de wind tegenhouden. Kleine open plekken waar de regen kan doorvallen maar de zon niet direct kan instralen zijn door hun koel en luchtvochtig microklimaat de ideale groeiplaats voor mossen. Grootschalige kapvlakten zijn voor mossen niet interessant. Op de korte termijn, zo laten studies zien, heeft kaalkap een neutraal tot positief effect op de soortenrijkdom. Kaalkap is positief voor soorten van verstoringmilieus die niet in gesloten bos voorkomen.

Voor korstmossen geldt dat het open biotoop gunstiger is dan voor mossen. Vanwege de aanwezigheid van veel dood hout (vooral stobben) is er een hoge diversiteit en bedekking van korstmossen te verwachten in de kale en jonge fase.

3.12 Schimmels

Van de ca. 4.500 soorten paddestoelen in Nederland zijn er 1.040 gebonden aan hout en dus aan bos. De meeste soorten zijn gebonden aan dood hout en hebben een strikte voorkeur voor de houtsoort: 240 soorten komen alleen op naaldhout voor, 739 alleen op loofhout en van de overige 35 soorten is de voorkeur onbekend (Jagers op Akkerhuis et al., 2005).

Paddestoelen hebben voor hun ontwikkeling geen zonlicht nodig, het zijn heterotrofe organismen, wat wil zeggen dat ze voor hun koolstofvoorziening (cellulose en lignine) afhankelijk zijn van andere organismen (bomen).

3.12.1 Bos als biotoop voor paddestoelen

Een groot deel van de paddestoelen is dus bosbewoner. De meeste soorten kunnen extreme klimatologische condities niet verdragen. Ze hebben een vochtig en warm microklimaat nodig. Te veel vocht leidt tot een slechte aëratie waardoor de houtafbraak wordt belemmerd, te weinig vocht en een te lage temperatuur leidt tot stofwisselingsproblemen. Hoge temperaturen zorgen voor een slechte enzymfunctie (Jagers op Akkerhuis et al., 2005).

3.12.2 Bosbeheer in relatie tot de diversiteit van paddestoelen

Er zijn enkele soorten die wel een extreem klimaat tolereren. Stortelder et al. (1999) beschrijft zelfs een groep van kapvlakte paddestoelen. Deze groeien op stobben, dood geveld hout en houtsnippers. Doordat snelle uitdroging van het hout plaatsvindt kunnen slechts enkele soorten in dit biotoop groeien, hoofdzakelijk houtzwammen:

- Geelbruine plaatsjeshoutzwam
- Paarse dennezwam
- Dennebloedzwam

- Kentrilzwam
- Fopelfenbankje
- Waaiertje
- Winterhoutzwam
- Vermiljoenhoutzwam
- Gewoon en harig Elfenbankje
- Grijs Gaatjeszwam

Volgens Mirjam Veerkamp (Nederlandse Mycologische Vereniging, pers. med.) zijn de vermiljoenhoutzwam en het harig elfenbankje soorten die gebaat zijn bij kapvlakten.

Daarnaast bestaat er een specifieke groep van zogenaamde 'brandplekfungi'. Deze groep is door het nog maar zelden voorkomen van brand één van de meest bedreigde soortgroepen van de inheemse mycoflora (Stortelder et al., 1999). Kenmerkende soorten zijn splijtplaat, brandplekribbelzwam, gewoon brandplekkelkje, oliebolzwam en bekerzwammen.

Volgens Veerkamp (in Wolf & van Wijck, 2006) kan kaalkap een interessante en zeldzame paddestoelenflora opleveren, vooral in combinatie met het afplaggen van de strooisellaag. Echter een dergelijke ingrijpende maatregel is in het Nederlandse bos, behalve wellicht op experimentele schaal, niet wenselijk.

Lindhe et al. (2004) onderzochten de verschillen in diversiteit van houtzwammen tussen enerzijds achtergebleven staand en liggend dood hout en over een schaduw / licht gradiënt gedurende negen jaar in kleine kapvlakten van 0,25 ha en gedunde opstanden van dezelfde omvang. Diversiteit was significant groter op liggende stammen dan op achtergebleven stobben (1 en 4 meter hoog). In de periode 4-7 jaar na kap was de diversiteit het hoogst. Er was geen relatie tussen zonexpositie van het hout en het aantal soorten. Ook de samenstelling van de paddestoelen gemeenschappen was niet heel verschillend tussen open en meer beschaduwde plekken.

3.12.3 Conclusie: relevantie van kapvlakten voor paddestoelen

Afgezien van de vermiljoenhoutzwam en het harig elfenbankje en een aantal soorten die specifiek geassocieerd worden met brandvlakten en die niettemin zeer zeldzaam zijn, zijn de meeste paddestoelen gebaat bij een beschut microklimaat en dus gesloten bos.

Wel is het zo dat er soorten zijn die meer zonexpositie nodig hebben, dan wel kunnen verdragen waardoor ze een betere concurrentie positie hebben t.o.v. andere soorten en daarom juist goed tot ontwikkeling komen op kapvlakten of in randen. Daarnaast bevindt zich op kapvlakten over het algemeen meer dood hout dan in het bos en ook veel vers dood hout waarvan soorten die hierop gespecialiseerd zijn weer kunnen profiteren.

4 Differentiatie in schaal op regionaal niveau

Uit de resultaten van het literatuuronderzoek naar de biodiversiteit van (gematigde, relatief droge) bossen is duidelijk geworden dat de kapvlakte een specifiek habitat is voor verschillende soorten uit bijna alle onderzochte plant- en diergroepen. Deze soorten hebben geen of weinig overlevingskansen in het gesloten bos. Daarmee is duidelijk dat het toepassen van een type bosbeheer dat bestaat uit een mix van klein- en grootschalig beheer voor de bosbeheereenheid optimaal is qua biodiversiteit. Tevens hebben we vastgesteld dat het gebruik maken van kapvlaktes voor het realiseren van houtoogst en bosverjonging een bescheiden positief effect heeft op de financiële resultaten van bosbedrijven. Variatie in de schaal van kap leidt dus in bedrijven van voldoende omvang tot een vergroting van de biodiversiteit en een verbetering van het bedrijfsresultaat.

Maar is dat ook het geval voor een heel landschap? Kan het niet zo zijn dat de differentiatie in bosgebieden, die geheel klein- dan wel grootschalig beheerd worden een waardevoller alternatief is voor de 'afwisseling op kleine schaal'? De onderzoeksvragen (zie hoofdstuk 1) hebben voor een deel betrekking op deze effecten van groot- dan wel kleinschalig bosbeheer op de ontwikkeling van het bos op de schaal van grote regio's. Het landschap als onderwerp van beheerplanning.

4.1 Een eenvoudig model

De vraag is dus hoe een groot bosgebied zich gaat ontwikkelen in de tijd onder invloed van de schaal van kap. We kunnen deze vraag te lijf gaan door via een eenvoudig simulatiemodel de dynamische aspecten van de bosontwikkeling inzichtelijk te maken. In dit model wordt het bos gekarakteriseerd als een verzameling ontwikkelingseenheden die zich eenvoudig laten beschrijven door de hoofdboomsoort en de leeftijd van de betreffende bomen in de eenheid. Het beheer grijpt in door in bepaalde eenheden groepen/vlaktes te kappen. De gekapte groepen/vlaktes krijgen een of meerdere hoofdboomsoorten en het kiemjaar wordt aangepast. Boseenheden die niet zijn gekapt worden gewoon ouder. Er worden verschillende scenario's doorgerekend waarin de schaal van kap wordt gevarieerd: in kleinschalig beheer veel kleine gekapte groepen, in grootschalig beheer weinig, maar grote kapvlaktes. Het is zaak om daarbij wel een vergelijkbare kapinspanning te doen om zo de vergelijking zuiver te houden (zie §4.2). Voor het onderhavige onderzoek zijn simulatie runs uitgevoerd voor 100 jaar.

4.1.1 Representatie van het proefgebied

De representatie van bos, heide en zand in het gekozen proefgebied bestaat uit een grid van punten die 30 meter uit elkaar liggen. Het totale gebied (ruim 38.000 ha) wordt 'beschreven' met ruim 400.000 punten. Van elke punt is een terreintype bekend (heide, zand, bos) en van de bospunten is de hoofdboomsoort en het kiemjaar bekend: deze informatie komt uit SyHI/Woodstock inventarisaties, uit leggers die ter beschikking zijn gesteld door beheerders en voor een klein deel uit de Vierde Bosstatistiek. Daarnaast is voor elk punt de bodemgeschiktheid bepaald door gebruik te maken van de ALBOS-kaart.

4.1.2 Model voor natuurlijke verjonging

De verjonging een bepalende factor in de modelmatige bosontwikkeling. De in het model toegepaste beslissingsregels voor het ontstaan van verjonging in een gekapt gat gaan uit van de bevindingen op de Veluwe dat er bij de huidige wilddruk nauwelijks verjonging van loofbomen plaats zal vinden. De in het model gehanteerde regels voor de verjonging laten zich als volgt samenvatten:

1. Voor een bepaald punt in een gekapte groep of vlakte wordt bepaald welke boomsoorten zich bevinden/bevonden in de directe omgeving van het punt. De gevonden soortensamenstelling rond het punt bepaalt de soortensamenstelling van de verjonging. Gridpunten met grove den en lariks worden daarbij geselecteerd indien ze op een afstand van minder dan 150 meter liggen van het betreffende punt, terwijl douglas, overig naald, eik, beuk en Amerikaanse eik geacht worden bij te dragen aan de zaadleverantie ter plekke indien ze op minder dan 60 meter afstand van het betreffende punt aangetroffen zijn. Deze benadering is een vereenvoudiging van de werkwijze van Kramer et al (2006). Ook de leeftijd van het omringende bos is van belang: jonge bomen produceren nog geen zaad. In het model leveren bomen jonger dan 30 jaar geen zaad, met uitzondering van eik (grens bij 60 jaar) en van beuk (50 jaar).
2. De realisatie van de verjonging op een bepaald punt is verder afhankelijk van de schaal van het gat en de rijkdom van de bodem. De informatie van de bodem ter plekke wordt gehaald uit de ALBOS-kaart. De ALBOS-codes worden gegroepeerd tot 3 klassen: arm, middelmatig rijk en rijk. De schaal van het gat wordt gerelateerd aan de boomhoogte van het omringende bos, die op zich weer afhankelijk is van de boomsoort en de bodemrijkdom. De schaal van het gat wordt ook in drie klassen ingedeeld: gaten met een diameter kleiner dan 1,5 * boomhoogte, gaten met een diameter tussen 1,5 en 2,5 * boomhoogte en gaten/vlaktes met een diameter groter dan 2,5 * boomhoogte. De kansen voor verjonging van een bepaalde soort hangen af van omgeving, bodemtype en schaal. De kansen zijn dusdanig dat ze overeenkomen met de door Wijdeven et al (2003) gevonden soortenaandelen in de verschillende gatgroottes.

Het is van belang zich te realiseren dat deze regels een bepalende factor zijn voor de uitkomsten van de modelberekeningen, vooral op de lange termijn.

4.2 Kap en verjonging: simulatieresultaten

In het model wordt gewerkt met een gemiddelde vellingsleeftijd per hoofdboomsoort (tabel 4.1). Die werkt als volgt door in de door het model uitgevoerde kap: uitgaande van de gemiddelde vellingsleeftijd wordt een bepaald deel van de bosoppervlakte gekapt. Het te kappen (jaarlijkse) aandeel is simpelweg de reciproke van de gemiddelde vellingsleeftijd. Bijvoorbeeld, bij een gemiddelde vellingsleeftijd van 100 jaar kapt men jaarlijks 1% van de bosoppervlakte. En bij een gemiddelde vellingsleeftijd van 150 jaar is dat $1/150=0,67\%$ per jaar. Als we de kapingrepen eens per 5 jaar vaststellen dan bedraagt de te kappen bosoppervlakte 5 maal de jaarlijkse hoeveelheid.

Deze oppervlaktes worden per hoofdboomsoort en per object (beheerseenheid) berekend. Er wordt een correctie uitgevoerd bij een overmaat aan jong bos: indien het bos met een bepaalde hoofdboomsoort veel jonger is dan men op grond van een evenwichtige leeftijdsopbouw zou mogen verwachten, dan laat het model een veel lagere kap berekenen. Deze aanpak is conform de methode Becking.

Indien we de schaal van kap variëren is het voor de vergelijkbaarheid van de modelresultaten van belang dat de te kappen bosoppervlakte constant wordt gehouden. Anders vergelijken we appels met peren. We verdelen dus de te kappen bosoppervlakte over een specifiek aantal groepen/vlaktes, die de schaal van kap representeren. Bij kleinschalig beheer wordt een groot aantal kleine gaten gekapt, bij grootschalig beheer een veel kleiner aantal grotere vlaktes.

Tabel 4.1 In het model gehanteerde gemiddelde vellingsleeftijden

Hoofdboomsoort	Gemiddelde vellingsleeftijd (j)
Grove den	125
Den overig	75
Douglas	90
Lariks	90
Naald overig	75
Eik	150
Beuk	150
Berk	75
Amerikaanse eik	90
Loof overig	90

De uitdaging bij het opstellen van het model is gelegen in een laten we zeggen semi-realistische uitvoering van de kap: waar/wat wordt gekapt? Hoe zorgen we er voor dat bos dat in de praktijk niet gekapt zou worden ook in het model blijft staan. En hoe bereiken we een goede spreiding van te kappen gaten/vlaktes, zodanig dat we de kap'opdracht' uitvoeren zonder bijvoorbeeld overlap van te kappen bos. Dit is dus een modelleerprobleem, dat als volgt is opgelost:

1. Zoals in §4.1 is uitgelegd wordt het bos in het proefgebied gerepresenteerd door een grid van punten in een 30m*30m verband. Elk punt heeft een hoofdboomsoort, een leeftijd, een bodemtype en een bostype (het zogenaamde terreintype uit de Vierde Bosstatistiek) en ligt in een afdeling van een object, dat door de combinatie object+vak+afdeling uniek is gedefinieerd.
2. Het aantal te kappen groepen/vlaktes wordt per object bepaald. De verdeling van de aantallen groepen/vlaktes is naar rato van de totale bosoppervlakte van de objecten.
3. We maken gebruik van de indeling in object/vak/afdeling door voor elk object een lijst op te stellen van (delen van) afdelingen, die in aanmerking komen voor kap. Criteria zijn: bos met een bijzonder beheerstype (Vierde Bosstatistiek terreintype) worden uitgesloten, m.a.w. in deze bossen worden geen gaten of vlaktes gekapt. Het gaat om allerlei vormen van hakhout, lanen, singels en houtwallen, strubben, boombos, parkbos en spontaan (grove dennen) bos in heides. Daarnaast leggen we binnen het 'reguliere' bos nog de randvoorwaarde op, dat er geen kindermoord wordt gepleegd. Dit is zeer wezenlijk binnen het model, omdat er dus gedurende de simulaties veel plekken ontstaan met jong(er) bos dat niet te snel weer gekapt zal mogen worden.
4. Voor de verschillende boomsoorten wordt een leeftijddrempel ingebouwd: de regel is dat bos pas voor kap in aanmerking komt indien de leeftijd hoger is dan 2/3 van de gemiddelde vellingsleeftijd voor de betreffende boomsoort. Voor grove den (gemiddelde vellingsleeftijd 125 jaar) geldt dus dat bos met hoofdboomsoort grove den (eventueel) pas geveld kan worden als het ouder is dan 83 jaar.

Binnen het proefgebied (de noordelijke helft van de Veluwe) komen enkele tientallen bosbeheerseenheden voor. We weten van veel objecten/eenheden waar ze liggen en tot welke eigenaarscategorie (particulier, natuurbeschermingsorganisatie, Staatsbosbeheer, gemeente) ze behoren. Van een fors deel is zelfs vrij gedetailleerde informatie beschikbaar, maar er zijn ook bossen waarvan we de naam, begrenzing en eigenaar niet kennen. Deze bossen hebben we een bedachte naam gegeven en de begrenzing ervan eveneens verzonnen. Dit doet weinig tot niets af aan de zeggingskracht van het onderzoek. Het belangrijkste is dat het gebied is onderverdeeld in een klein aantal zeer grote bezittingen (zoals Kroondomein, bossen van de gemeente Nunspeet, enkele Staatsbosbeheer boswachterijen (bijv. het Speulder- en Sprielderbos)) van meer dan 2.000 ha en een groter aantal middelgrote en kleine eenheden.

Het totale bosareaal in het proefgebied (de Veluwe ten noorden van de A1) beslaat 31.000 ha. Toepassing van het hierboven beschreven model resulteert in een kapinspanning van jaarlijks 250 ha en die inspanning blijft op hetzelfde niveau

gedurende de simulatiehorizon van 100 jaar. De gemodelleerde kapinspanning, binnen de range van 0,1 ha en 1,8 ha, is dus onafhankelijk van de schaal van kap. De beïnvloeding van de schaal van kap op de verjongingssamenstelling is dus niet zodanig dat die in de toekomst een verschuiving in omlopen teweeg brengt en daarmee een verschuiving in de verantwoorde kap zou bewerkstelligen. Ook de huidige leeftijdsopbouw is nog niet zodanig dat er op termijn problemen komen om het kapregime uit te kunnen voeren. Een en ander betekent dat er een stabiel kap- en verjongingsregime gevoerd kan worden. Zie ook §4.3.2.

4.3 Landschappelijke evaluatie van uitkomsten

Kapvlaktes zijn, afhankelijk van hun grootte en verspreiding, tijdelijk geschikte plekken voor bepaalde dieren. Maar wat is de waarde van deze plekken? Voegen ze daadwerkelijk iets toe aan de duurzaamheid van populaties? En hoe kunnen we daar iets zinnigs over zeggen?

4.3.1 Ruimtelijke analyse

Om met die laatste vraag te beginnen: de oplossing is te vinden in de landschapsecologische analyse van metapopulaties. Zie bijvoorbeeld Pouwels et al (2002a,b), die het beoordelingssysteem LARCH beschrijven. LARCH is het acroniem van Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat. Een landschapsecologische analyse is een ruimtelijke analyse van (soortspecifieke) leefgebieden. Een leefgebied is een ruimtelijke eenheid met een voor de te onderzoeken soort min of meer geschikt habitat. In het systeem LARCH bijvoorbeeld worden ruimtelijke eenheden beoordeeld als optimaal habitat, suboptimaal habitat, marginaal habitat en ongeschikt habitat. De ruimtelijke configuratie van leefgebieden voor een bepaalde soort wordt beoordeeld op basis van de grootteverdeling van de leefgebieden enerzijds en de ruimtebehoefte en dispersiemogelijkheden van de soort anderzijds. De beoordeling gaat in LARCH via twee sporen:

1. De beoordeling van de duurzaamheid van de populatie (is het landschap dusdanig geconfigureerd dat een duurzame populatie van een soort er zich kan handhaven?)
2. Het kwantificeren van de ruimtelijke samenhang van het landschap voor een bepaalde soort. De ruimtelijke samenhang van het landschap op een bepaald punt (en voor een bepaalde soort) integreert twee aspecten van de aard van het landschap: de kans dat individuen van verder weg gelegen leefgebieden het punt bereiken (uitwisselingsmogelijkheden binnen het netwerk) en de mate van gevoeligheid voor het uitsterven van de soort op de plek (grootte van het leefgebied ter plekke).

We werken in dit rapport verder met de evaluatievariabele 'ruimtelijke samenhang'. Voor de soorten glanskop (een bossoort) en nachtzwaluw (een soort van open en half-open landschappen met heide, zand en bos) zijn de resultaten van die simulatieruns gebruikt als input voor de volgende stappen, die leiden tot de berekening van de ruimtelijke samenhang:

1. Voor alle punten is een habitatgeschiktheid bepaald: optimaal = 1, suboptimaal = 0,5, marginaal = 0,1 en ongeschikt = 0. Geschiktheden zijn gemodelleerd naar hetgeen is beschreven in Pouwels et al (2002b) met aanvullingen en wijzigingen onzerzijds.
2. Binnen enkele deelgebieden is voor elk punt een index berekend, die de ruimtelijke samenhang rond dat punt kwantificeert: binnen een soortafhankelijke cirkel rond het punt wordt de index berekend door voor alle punten binnen de aandachtscirkel de volgende grootte te sommeren: $hs \cdot \exp(-\alpha \cdot d)$ met hs = habitatgeschiktheid (zie onder 1), α een soortspecifieke constante en d de afstand tot het middelpunt.
3. Voor elk punt wordt ook uitgerekend wat de indexwaarde zou zijn als elk punt binnen de aandachtscirkel rondom het aandachtspunt een optimaal habitat zou hebben.

4. Voor elk punt wordt nu de fractie berekend van de gerealiseerde index ten opzichte van de optimale index. Deze fractie geeft aan in hoeverre het landschap rondom het punt functioneert als zijnde aantrekkelijk voor de bepaalde soort.
5. Vergelijking van de geschiktheid van de punten voor de verschillende kapscenario's geeft dan tenslotte een beeld van de wijzigingen die zijn opgetreden door de verschillende regimes.

De grootte van de aandachtscirkels rondom een punt varieert enorm: grote vogels en grote zoogdieren kunnen vrij eenvoudig forse afstanden afleggen en zijn daarom in staat om kansen te benutten in de verre omtrek. Dat betekent dat als we de ruimtelijke samenhang rond een punt voor soorten met een grote dispersie gaan kwantificeren dat we ook 'in de verre omtrek' moeten kijken hoe het landschap en de geschiktheid voor de soort in elkaar zit. (Maar verder weg gelegen habitat heeft minder gewicht dan geschikt habitat in de buurt van het punt!) Buizerd, wespindief, nachtzwaluw, havik en dergelijke zijn soorten waarvoor in LARCH grote dispersiemogelijkheden worden gehanteerd (tot 28 km rond een punt). Maar ook kleine vogels hebben nog een grote range: bonte vliegenvanger, boompieper, geelgors, gekraagde roodstaart, glanskop, goudhaantje etc worden geacht in een straal van 10 km zich te verspreiden (Pouwels et al, 2002b). Sommige dieren zijn veel meer plaatsgebonden: sommige vlinders, reptielen, amfibieën, sprinkhanen, maar ook kleine zoogdieren kennen een dispersie van enkele kilometers tot zelfs enkele honderden meters.

4.3.2 De dynamiek van habitattypes

De ruimtelijke samenhang van het landschap voor een bepaalde soort wordt dus bepaald op grond van de ruimtelijke configuratie van geschikte en ook minder geschikte tot zelfs ongeschikte habitats voor de betreffende soort. Voor het bepalen van de habitattypes en hun geschiktheid voor bepaalde soorten volgen we grotendeels de LARCH benadering (Pouwels et al, 2002b). De boshabitats worden in het LARCH systeem onderscheiden door:

- boomsoorten (naaldbos, loofbos, gemengd bos),
- de leeftijd van de bomen (opslag jonger dan 13 jaar, bos in dichte en stakenfase (13 - 40 jaar), bos in vroege boomfase (40 - 80 jaar) en bos in ijle boomfase (ouder dan 80 jaar)
- de bodemrijkdom (arm, matig voedselrijk en voedselrijk)

We hanteren in ons model een iets gewijzigde werkwijze voor de habitattoekenning van een punt op enig tijdstip. We beschouwen een punt en tevens de 8 punten rondom. We hanteren nu de volgende regels:

- Als het punt een bospunt is en 1 of meer van de buurpunten is heide, zand of kapvlakte dan wordt het punt toebedeeld aan de klasse 'bosrand met overgang naar heide, zand of kapvlakte'. Dit is essentieel, omdat in een kleinschalig beheersysteem veel individuele punten (representatieve bosoppervlakte is 0,09 ha) worden gekapt, die dus volgens de gevolgde aanpak veel bosranden oplevert. Een individueel punt dat wordt gekapt levert zo 8 omringende punten die tot bosrand worden: zijnde 0,72 ha.
- Als een punt een kapvlaktepunt is en 1 of meer van de buurpunten is bos dan noemen we dat punt een 'kapvlakterand langs bos'. Dit is ook essentieel omdat deze aanpak in feite zegt dat een gekapte groep punten pas echt kaplaktemilieu oplevert als er minstens 9 punten (0,8 ha) worden gekapt (in een cirkelvorm). Kleinere groepen dan 0,8 ha leveren dus in deze benadering alleen kapvlakteranden en bosranden op. Deze ietwat grove benadering is het gevolg van de grofheid van het gebruikte puntennet (30*30m). Kapvlakteranden kunnen overigens bij de habitatgeschiktheid gewoon tot de kapvlakte worden gerekend.
- Een punt met een naaldboomsoort als hoofdboomsoort wordt gemengd bos genoemd als minstens 2 van de 8 buurpunten loofboomsoorten als hoofdboomsoort hebben. En een loofbospunt is gemengd als er minstens 2 buurpunten naaldbospunten zijn.

Voor het kapregime met een schaal van 10 punten per te kappen groep/vlakte (schaal van kap 0,9 ha) is de dynamiek in boshabitats voor de komende 100 jaar gegeven in tabel 4.2. In de tabel is de procentuele verdeling gegeven voor de bospunten van de Noord Veluwe.

Tabel 4.2 De gesimuleerde verdeling van boshabitats (schaal van kap 0,9 ha)

Jaar	Naaldbos			Loof- en gemengd bos			Bosrand	Open/jong <13
	13-40j	40-80j	>80j	13-40j	40-80j	>80j		
Nu	12,4	26,9	25,1	4,8	9,5	13,8	6,1	1,4
+10	4,7	25,1	20,9	2,7	8,0	11,7	17,6	9,2
+20	8,3	20,3	23,0	3,5	5,7	12,0	18,0	9,2
+30	12,6	15,7	24,3	3,7	4,7	12,3	17,6	9,1
+40	18,1	9,6	26,2	5,0	3,2	11,3	17,6	9,1
+50	17,7	9,9	27,1	4,7	3,4	11,0	17,2	9,0
+60	17,9	13,7	24,2	4,0	4,2	10,1	17,0	9,0
+70	17,7	16,5	22,9	3,3	3,9	8,9	17,8	9,0
+80	17,4	20,8	20,0	2,8	4,5	7,4	18,1	8,9
+90	17,5	21,2	21,0	2,6	3,8	7,2	17,8	8,9
+100	17,3	21,5	21,3	2,5	3,2	7,0	18,2	8,9

Opvallend is dat zich gedurende de simulatieperiode een behoorlijke variatie voordoet in de verdeling van de boshabitats. Het aandeel loof- en gemengd bos neemt gestaag af; dit geldt voor alle drie de leeftijdsklassen. Dit is een gevolg van de manier waarop de verjonging is opgenomen in de simulatieprogrammatuur: door de hoge wildstand komt verjonging van loofboomsoorten maar mondjesmaat tot wasdom. Dit leidt dus tot een steeds maar afnemende trend van het aandeel loofbos en gemengd bos: bossen die we eigenlijk, mede vanuit de natuurlijkheidsgedachte zouden willen ontwikkelen. Verder zien we dus een constant aandeel kapvlaktes van 9%, een sterk wisselend aandeel naaldbos in dichte en stakenfase (13-40j) en ook een sterk wisselend aandeel naaldbos in de vroege boomfase (40-80 jaar). Het aandeel ouder (>80j) naaldbos is stabiel en varieert tussen de 20 en 25%. Verder is nog het forse aandeel bosranden opvallend: misschien wat overschat door het model, maar duidelijk een effect van de kapvlaktes.

Ook voor andere schalen van kap kunnen tabellen zoals tabel 4.2 worden opgesteld; deze laten dezelfde trends zien. Het grootste verschil zit 'm in het aandeel bosranden: hoe groter de schaal van kap hoe geringer het aandeel bosranden. De verhouding tussen de verschillende ontwikkelingsstadia is conform tabel 4.2.

De fluctuatie in de aandelen van de verschillende ontwikkelingsstadia is het gevolg van de huidige onbalans in de leeftijdsopbouw van het bos, dat wil zeggen bij de gegeven omlopen (tabel 4.1). Bij die omlopen hoort een permanent aandeel open en jong bos van ongeveer 9% van het bosareaal en een permanent aandeel van bos in dichte en stakenfase van 18%. De uitgangssituatie laat aandelen zien van respectievelijk 1,4% en 12%. En de 12% in de leeftijdsklasse 10-40j zit ook nog eens aan de bovenkant van deze range, want na 10 jaar simulatie is dit aandeel geslonken tot slechts 5%. Er is dus al een tijd geen verjongingskap gepleegd en dat veroorzaakt dus de onbalans.

Toepassing van de omlopen uit tabel 4.1 geeft een permanent aandeel oud(er) bos (>80j) van 25-30%. Toepassing van de kapvlakte in het bosbeheer levert een permanent aandeel open of bijna open ruimte op ter grootte van 9% van de totale bosoppervlakte. Wat die oppervlakte kan betekenen voor de landschappelijke kwaliteit voor bepaalde soorten dieren wordt besproken in de volgende paragrafen.

4.3.3 Kapvlaktes en hun rol in het landschap

Kapvlaktes verhogen de ruimtelijke samenhang van het landschap voor soorten die binnen de kapvlaktes een leefgebied vinden. Aan de andere kant veroorzaken kapvlaktes een verlaging van de ruimtelijke samenhang voor bossoorten waarvoor kapvlaktes geen geschikt milieu vormen. Voor beide soortengroepen is het, in het

kader van de onderhavige vraagstelling, van belang om onderscheid te maken naar de dispersiemogelijkheden van de soorten. Soorten met een groot dispersievermogen, zoals grote roofvogels en grote(re) zoogdieren, kunnen de tijdelijke kapvlaktes eenvoudig vinden en (weer tijdelijk) ook gaan bezetten. Soorten met een geringe dispersie-afstand stellen grotere eisen aan de afstand van waaruit nieuwe plekken kunnen worden bezet.

Uitgaande van de huidige leeftijdsopbouw van het bos, de modelomlopen uit tabel 4.1 en uitvoering van een kap- en verjongingssysteem conform de methode Becking zou er jaarlijks in het proefgebied (38.600 ha bos/heide/zand) ongeveer 250 ha bos worden gekapt. De simulatieruns met het model dat in hoofdstuk 4 is beschreven laten zien dat er voor de komende 100 jaar geen belemmeringen zijn om dit kapregime te continueren. Stel nu, dat een kapvlakte zo'n 10 jaar als geschikt milieu voor 'kapvlakte-soorten' blijft functioneren dan ontstaat er een duurzame pool van kapvlaktes die 2.500 ha groot is. In die stabiele periode komt er weliswaar jaarlijks steeds 250 ha kapvlakte bij, maar tegelijkertijd verliest ook 250 ha het kapvlaktemilieu. Er is dus een qua oppervlakte stabiele, maar in de ruimte zwerfende verzameling kapvlaktes. Stel, we kiezen een bepaalde maat voor de te kappen vlaktes: 0,5 ha of 1 ha of 2 ha of 5 ha etc. De gekozen maat bepaalt dan het aantal kapvlaktes dat zich permanent (maar zwerfend door de regio) in het gebied zal gaan bevinden. Bij 0,5 ha zijn er 5.000 kapvlaktes, bij 1 ha zijn er 2.500, bij 2 ha zijn er 1.250 en bij 5 ha zijn er 500 kapvlaktes. En stel dat we die kapvlaktes evenwichtig (homogeen) over het bosgebied zouden kunnen neerleggen dan zou het aantal vlaktes ook de gemiddelde onderlinge afstand tot de meest bijzijnde kapvlakte bepalen.

Het proefgebied is zoals gezegd 38.600 ha groot en bestaat uit heide (18,6% ofwel 7.180 ha), zand (0,9% ofwel 350 ha) en bos (31.000 ha). Als de begroeiingstypen in het proefgebied als aaneengesloten gebieden geconfigureerd zouden zijn (en dat is natuurlijk niet het geval) en het zou steeds mogelijk zijn om de kapvlaktes homogeen verspreid over het bosgebied te installeren dan zou de gemiddelde afstand van de rand van een willekeurige kapvlakte tot de rand van de dichtstbijzijnde kapvlakte bij 5.000 kapvlaktes van 0,5 ha $250 \cdot 2 \cdot 40 = 170$ meter bedragen. Voor andere maten van de kapvlaktes verandert die afstand (tabel 4.3).

Tabel 4.3: 'Nearest neighbours' rand tot rand afstand van cirkelvormige kapvlaktes in een perfect homogeen verband in een aaneengesloten bosgebied afhankelijk van de maatvoering van de kapvlakte

Maat kapvlakte	Aantal kapvlaktes in proefgebied	Gemiddelde afstand (m) middelpunt	Straal bij cirkelvormige vlakte (m)	Gemiddelde afstand randen (m)
0,5 ha	5.000	250	40	170
1 ha	2.500	350	55	240
2 ha	1.250	500	80	340
5 ha	500	800	125	550
10 ha	250	1.100	180	740

Gegeven de kapinspanning, die als randvoorwaarde vanuit het bosbeheer min of meer wordt opgelegd, is de bijdrage aan de biodiversiteit een afweging tussen de onderlinge afstand en de grootte van de kapvlaktes. De keuze voor een kleine kapvlakte resulteert in een groot aantal vlaktes, een relatief geringe onderlinge afstand en dus gunstige uitwisselingsmogelijkheden. De kleine vlaktes leveren echter een hoog aandeel randmilieu en maar weinig kapvlaktemilieu op. Grote kapvlaktes hebben per gekapte oppervlakte-eenheid relatief meer kapvlaktemilieu, maar de onderlinge afstand tussen de kapvlaktes is groter en dus is de uitwisseling tussen de vlaktes onderling minder makkelijk.

4.3.4 Enkele reële voorbeelden

In het reële landschap is de verspreiding van bos, heide, zand, bebouwing en landbouwpercelen uiteraard veel grilliger. De configuratie van het landschap als ook de mogelijkheden die er zijn om in het bos kapvlaktes te maken bepalen de waarde

die de kapvlaktes hebben voor de ruimtelijke samenhang van het landschap voor bepaalde soorten. Om dit ingewikkelde vraagstuk te kunnen behandelen hebben we een aantal simulatieruns gemaakt voor ons proefgebied. We hebben ons eenvoudige model (zie hoofdstuk 4) simulaties laten maken voor een periode van 100 jaar in stappen van 5 jaar. Heide, zand en ongeschikt overig habitat (bebouwing, landbouwpercelen) blijven gedurende de looptijd van de runs onveranderd. Bij elke stap berekenen we de verantwoorde oppervlaktekap volgens de methode Becking voor elk individueel bosbedrijf. Vervolgens wordt berekend hoeveel groepen/vlaktes er worden gekapt. Binnen de 100-jaar runs is de schaal van kap constant; de gedraaide scenario's hanteren de volgende schalen: 1 punt (schaal=0,09 ha), 5 punten (schaal=0,45 ha), 10 punten (0,9 ha), 20 punten (1,8 ha) en 50 punten (4,5 ha).

Voorbeeld: de glanskop

Ter illustratie het voorbeeld van de glanskop voor enkele landgoederen op de Noord Veluwe. De glanskop, een echte mees, is een bosvogel die zijn optimale habitat vindt in oude ($t > 80$ jaar) loof- en gemengde bossen op matig voedselrijke en rijke bodems. Suboptimaal zijn vergelijkbare bossen op arme bodems, de jongere variant op matig rijke en rijke bodems, oude naaldbossen op matig rijke en rijke bodems en jonge opslag op matig rijke en rijke bodems. Alle overige bos is marginaal habitat. Kijken we naar een landgoed als Petrea (Geldersch Lanschap) op de Noord Oost Veluwe dan zien we dat hier de geschiktheid voor de glanskop vrij beperkt is, hoofdzakelijk vanwege de arme bodems en de bijbehorende overmaat aan naaldbos en heide in het landschap. NB we kijken in een straal van 10 km om Petrea heen! Het landgoed Nieuw Groevenbeek (particulier bezit) ligt bij Putten aan de westkant van de Noord Veluwe in een gebied met veel betere bodemomstandigheden en met oude loofbossen in de buurt. De gemiddelde ruimtelijke samenhang voor de glanskop is hier veel groter.

Wat gebeurt er nu met de ruimtelijke samenhang voor de glanskop als we op de hele Noord Veluwe een relatief grootschalig kap- en verjongingsregime gaan hanteren? Voor het landgoed Petrea (tabel 4.4) heeft dat weinig effect: het jonge opslagbos op de arme bodems is marginaal habitat (en misschien tijdelijk helemaal geen habitat), maar voor het overgrote deel was het landschap rond Petrea toch al weinig aantrekkelijk voor de glanskop.

Voor het landgoed Nieuw Groevenbeek ligt de situatie geheel anders. De ruimtelijke samenhang voor de glanskop ligt hier veel hoger en er is een effect van de schaal van kap op die ruimtelijke samenhang. Voor de glanskop (alsmede soorten met een vergelijkbaar ecologisch profiel) pakt het effect van de schaal zo uit dat de wat grotere kapvlaktes gunstiger zijn dan het hele kleinschalige. Dit wordt veroorzaakt doordat in het kleinschalige scenario met groepen van 0,09 ha relatief erg veel randen worden gecreëerd, die als habitat minder worden beoordeeld. In dat geval is een betere strategie om de te kappen oppervlakte zo veel mogelijk te clusteren en de rest van het bos intact te laten.

In tabel 4.4 worden waardes gegeven voor de variabele 'ruimtelijke samenhang'. Hoe deze waardes te interpreteren? Wat is goed, wat is slecht? Om daarvan een indruk te krijgen hebben we voor de oude loofbossen van het Speulder- en Sprielderbos, waar de omstandigheden voor de glanskop goed te noemen zijn, de index uitgerekend. De beste plekken hebben daar een waarde van 68%. Indien we de waardes uit tabel 4.4 schalen naar deze waarde dan ligt de ruimtelijke samenhang voor de glanskop in Petrea ongeveer op zo'n 15% en in Nieuw Groevenbeek op 50%. Pouwels et al (2002a) hanteren voor zo'n relatieve maat de volgende indeling: <50% slecht, 50% - 100% matig en groter dan 100% goed.

Tabel 4.4 Gemiddelde ruimtelijke samenhang* voor de glanskop bij variërende schaal van kap

T (j)	Petrea Huidige situatie: 11,4%					Nieuw Groevenbeek Huidige situatie: 40,4%				
	Schaal van kap (ha)					Schaal van kap (ha)				
	0,09 (%)	0,45 (%)	0,9 (%)	1,8 (%)	4,5 (%)	0,09 (%)	0,45 (%)	0,9 (%)	1,8 (%)	4,5 (%)
25	10,1	10,5	10,8	10,9	11,2	30,3	37,9	39,9	43,0	40,4
50	10,4	10,9	11,1	11,4	11,4	26,7	31,4	35,0	35,4	35,5
75	10,1	10,6	10,7	10,8	10,7	26,5	31,5	33,1	35,5	35,6
100	10,2	10,1	10,2	10,6	10,7	25,0	31,1	32,6	35,1	34,1

* Weergegeven als percentage van het maximale optimale habitat

De waarden voor de glanskop in het bos van Nieuw Groevenbeek nemen iets af naarmate de prognoses verder in de toekomst liggen. Dit wordt veroorzaakt doordat in die prognoses de kap die volgens de kap- en verjongingsregels wordt berekend, ook daadwerkelijk wordt gerealiseerd, waardoor de verhouding tussen de verschillende leeftijdsklassen en ontwikkelingsstadia van het bos worden veranderd. Die wijzigingen leveren een nieuw evenwicht op en het duurt enkele tientallen jaren voordat dit evenwicht wordt bereikt. In de huidige situatie is er een 'overmaat' (in relatie tot de gehanteerde omlopen van tabel 4.1) aan oud bos doordat gedurende enige tijd weinig verjongd is.

Voorbeeld: de nachtzwaluw

De nachtzwaluw is een vogel van heidevelden, zeer open vliegdennenbos en grote kapvlaktes. De vogels jagen, op het oog (en dus niet met behulp van geluidssignalen) op bijvoorbeeld nachtvlinders, veelal langs de bosranden die het open terrein afbakenen. De nachtzwaluw is een vogel van de arme zandgronden, omdat daar de open en halfopen heidelandschappen voorkomen waar de vogels hun leefgebied hebben.

Als we kijken naar de situatie rond het landgoed Petrea (tabel 4.5) dan bevinden we ons in principe in nachtzwaluwgebied vanwege de arme bodemomstandigheden. Petrea zelf echter is bebost, vandaar dat de ruimtelijke samenhang niet erg hoog is voor de nachtzwaluw. In de rijkere wereld rond Nieuw Groevenbeek ligt de ruimtelijke samenhang voor de nachtzwaluw op een nog veel lager niveau. Voor beide landgoederen geldt dat de ruimtelijke samenhang voor de grootste schaal wat lager ligt. Ook hier spelen de bosranden een rol: de bosrand is namelijk voor de nachtzwaluw ook optimaal habitat. Bij het hanteren van grotere kapvlaktes komen die dan verder uit elkaar te liggen, waardoor de ruimtelijke samenhang afneemt.

Ook hier hebben we gezocht naar een referentiewaarde voor een goed nachtzwaluw gebied. Voor de nachtzwaluw zijn bijvoorbeeld de heidevelden en arme bossen van Kootwijk een goed gebied. Waarden voor de ruimtelijke samenhang zijn daar 0.65, hetgeen betekent dat de waarden voor Petrea met kapvlaktes ongeveer op 25-30% liggen van die in Kootwijk. Als we de eenvoudige indeling van Pouwels et al (2002a) aanhouden (waarden tot 50% zijn slecht) dan is de situatie voor de nachtzwaluw weliswaar verbeterd door de kapvlaktes, maar de gemiddelde omstandigheden zijn nog steeds slecht.

Tabel 4.5 Gemiddelde ruimtelijke samenhang* voor de nachtzwaluw bij variërende schaal van kap

T (j)	Petrea Huidige situatie: 7,8% Schaal van kap (ha)					Nieuw Groevenbeek Huidige situatie: 6,6% Schaal van kap (ha)				
	0,09 (%)	0,45 (%)	0,9 (%)	1,8 (%)	4,5 (%)	0,09 (%)	0,45 (%)	0,9 (%)	1,8 (%)	4,5 (%)
25	-	-	-	23,1	19,1	-	-	-	11,8	9,7
50	-	-	-	18,6	17,3	-	-	-	12,4	6,1
75	-	-	-	19,7	16,7	-	-	-	11,3	9,0
100	-	-	-	19,1	16,4	-	-	-	8,5	8,9

* Weergegeven als percentage van het maximale optimale habitat

De voorbeelden laten zien dat de grootte van de kapvlaktes effect heeft op de verhouding tussen kapvlaktemilieu en bosrand en tevens op de onderlinge afstand tussen de kapvlaktes. Afhankelijk van de soort die we beschouwen hebben die zaken invloed op de ruimtelijke samenhang van het landschap.

4.4 Bosbeheer op landschapsniveau

In de praktijk van de Nederlandse bosbouw bestaat de planning eigenlijk op twee niveaus: er is een aanpak die werkt per opstand en er is een aanpak die werkt per planeenheid. Het inpassen van kapvlaktes in het beheer kan alleen indien we kijken op het niveau van de planeenheid. Overkoepelende organisaties, bijvoorbeeld provinciale overheden of grote eigenaren zoals Staatsbosbeheer of Natuurmonumenten, kunnen ook met een bredere blik naar de bosbeheerplanning kijken. Dit gebeurt ook, bijvoorbeeld bij de ontwikkeling van provinciale natuurplannen. Voor het bos blijft het meestal bij een eenvoudige planningsaanduiding, zoals multifunctioneel bos, op basis van de huidige begroeiing. Het zou waardevol zijn om ook eens verder te gaan in dergelijke planningsanalyses en te kijken wat er in een landschap mist en hoe dat te verbeteren zou zijn via regulier bosbeheer.

Uitgangspunt van dat soort exercities moet zijn de bodemkwaliteit. Als we kijken naar de Veluwe bijvoorbeeld dan moeten we constateren dat binnen dit gebied de ontwikkelingsmogelijkheden voor bos sterk uiteenlopen. Zoals eerder gezegd is de bosbouw op (zeer) arme zandgronden nauwelijks een economisch interessant bodemgebruik te noemen. In deze open en halfopen landschappen van heide, zanden en bossen is het zeer goed denkbaar om grootschalig met het bos om te gaan.

Weelderige, structuurrijke en hoogproductieve bossen kunnen worden ontwikkeld op de betere gronden. Hier kan kleinschalig beheer de norm zijn; men waken echter voor te kleinschalig kappen. Het Nederlandse bos bestaat niet uit de buitengewoon schaduwtolerante soorten die de onvolprezen uitkapsystemen bevolken. Toch zijn op de holtpodzolen etc de mogelijkheden aanwezig om in een min of meer permanent bosklimaat het bos te beheren. We zien hier en daar pogingen om ook in dit soort systemen via grote kapvlaktes de bosontwikkeling terug te zetten om 'de grove den in het systeem te houden'. Het is onduidelijk wat daar het voordeel van is. Een landschappelijke analyse zou duidelijk maken dat, wanneer men wat over de grenzen van het eigen bezit heen kijkt de eerste zeeën van grove den reeds binnen enkele kilometers aanspoelen.

Bossen van de betere gronden kennen een echt bosklimaat: koel, donker en vochtig. Daar groeien de vele, vele soorten mossen, varens en schimmels die de belangrijkste componenten van dergelijke ecosystemen vormen. In deze omstandigheden leven ook de typische insecten van het bos, de vogels en zoogdieren die zich hebben aangepast aan het leven in het bos. Oude bossen kennen een grote component dood hout en zijn structuurrijk. Dit schept variatie in omstandigheden, waardoor ook meer

warmteminnende dieren, zoals dagvlinders, een plek kunnen krijgen in deze bossen. Het streven naar een grote component oude bossen is belangrijk voor de biodiversiteit. Een groot permanent aandeel van oude bossen krijgt men door (zeer) lange omlopen te hanteren. Op de betere gronden is het streven naar lange omlopen beter te combineren met economische drijfveren omdat in deze bossen de bijgroei veel hoger ligt dan in arme bossen. In arme bossen is de korte omloop, naast het grootschalige werken, een extra bijdrage aan de mogelijkheid om toch enigszins rendabel bosbouw te bedrijven. Die kortere omlopen gaan dus gepaard met een groter permanent aandeel open fase, hetgeen juist in die gebieden van belang is voor de biodiversiteit.

Arme bossen komen voor op schraal zand. Het gebrek aan zandige plekken is hoogstwaarschijnlijk een sterk beperkende factor voor het welbevinden van veel soorten die zijn aangepast aan het leven in de 'arme wereld'. Oogsten van hout, slepen met stammen, kappen van open vlaktes waardoor strooisel eerder zal verdwijnen, het zijn werkzaamheden die de biodiversiteit van de arme bossen kan vergroten.

Lange omlopen zorgen voor een grotere stabiliteit van het bosklimaat waardoor oud bossoorten zich voldoende kunnen vestigen om een levensvatbare populatie te stichten. Een consistente planning die zorgt voor handhaving van dergelijke milieus is van groot belang.

Al deze argumenten pleiten voor een bosbeheerplanning op landschapsniveau. Of dat in Nederland kans van slagen zou hebben weten wij niet. Meer aandacht voor de landschappelijke kwaliteiten van gebieden met bos zou helpen.

5 Conclusies

In dit afsluitende hoofdstuk vatten we de voorgaande samen door de gestelde onderzoeksvragen direct te beantwoorden op basis van de via dit onderzoek aangeleverde informatie.

Wat zal er gebeuren met het Nederlandse bos indien delen daarvan grootschaliger beheerd zouden worden?

Een grootschalige beheersmethode, ofwel kap en verjonging via grote(re) kapvlaktes, die wordt toegepast in een groter bosgebied (regio) levert een andere ruimtelijke samenhang van het betreffende gebied op. Doordat er een qua oppervlakte stabiele, maar in de ruimte zwervende groep kapvlaktes en bijbehorende bosranden ontstaat wordt het landschap meer geschikt voor bepaalde soorten, wiens levenswijze is aangepast aan relatief open of halfopen landschappen.

De mate waarin de ruimtelijke samenhang voor die soorten verbeterd kan worden is afhankelijk van het bosbeheer: welke omlopen dan wel doeldiameters worden gehanteerd? Gegeven deze parameters kan de bosbeheerder besluiten de verantwoorde kap te effectueren en te kiezen voor een bepaalde schaal van kap. In een grootschalig systeem wordt die kap gepleegd in grote(re) kapvlaktes. Bij reële omlopen is er maar een beperkt kapvlakte-areaal te verwachten. Dientengevolge zijn in het grootschalige systeem de afstanden tussen de kapvlaktes redelijk groot. Voor soorten met een groot dispersievermogen is dat geen probleem en de kapvlaktes bieden voor deze soorten altijd een uitbreiding van hun leefmilieu. Voor soorten met een gering dispersievermogen kunnen de afstanden te groot worden om steeds van plek naar plek te kunnen migreren. Voor dergelijke soorten is de opdeling van grote kapvlaktes in meerdere kleinere vlaktes beter.

Grootschalig beheer kan in principe van invloed zijn op de ontwikkeling van het bos, met name via de boomsoortensamenstelling op de lange termijn. Er is een effect vast te stellen van de grootte van de gekapte groep/vlakte op de soortensamenstelling van de natuurlijke verjonging in de eerste jaren na kap. In grotere vlaktes staan meer lichtboomsoorten dan in kleine gaten. Het is echter waarschijnlijk dat op termijn schaduwsoorten toch een behoorlijk aandeel zullen krijgen in grote kapvlaktes, tenzij die gemaakt zijn in bossen op arme zandgronden, waar het soortenpalet beperkt is. Het voorspellen van de ontwikkelingen op de lange termijn op basis van alleen de schaal van kap lijkt onder de Nederlandse omstandigheden weinig relevant: veel meer bepalend is het bosbeheer zelf: welke bostypen wil men realiseren en gaat men ook daadwerkelijk ingrijpen om ongewenste soorten uit het systeem te houden?

Op lange termijn kan de schaal van kap, en nogmaals dat is moeilijk te voorspellen, van invloed zijn op de soortensamenstelling van het bos en daarmee op voorraad en bijgroei en daarmee op oogstpotenties en bedrijfsresultaat. Dit speelt met name op de betere bodems. Eventuele effecten spelen pas een rol na enkele tientallen jaren en zijn dus ongewis. Het enige directe effect van de schaal van kap is de eenvoudige exploitatie in vergelijking tot die van het kleinschalige bosbeheer. We veronderstellen een hogere hout-op-stam prijs, omdat de exploitatie met een grotere efficiëntie kan worden uitgevoerd, maar er bestaat geen bruikbaar onderzoeksmateriaal om dit te kwantificeren. De effecten van een eventuele hogere opbrengst worden gedempt door allerlei beheerskosten, die onafhankelijk van de schaal van kap zijn.

Welke soorten planten en dieren zijn bij uitstek gebaat bij een kleinschalig bosbeheer en welke juist beter bij een grootschalig bosbeheer? En welke verbanden zijn er te leggen tussen diverse leefgebieden van plant- en diersoorten en bosgebieden die zich kenmerken door grootschalig of kleinschalig beheer?

Binnen de meeste onderzochte groepen dieren en planten bevinden zich bosgebonden soorten en soorten van open en halfopen landschappen.

Een greep uit ongewervelde dieren

Veel dagvlinders zijn weliswaar bossoorten, maar vlinders hebben zonnige (open) plekken nodig om te kunnen vliegen (warmte!). Homogeen gesloten bos, en dan met name het bos in dichte, staken- en vroege boomfase is niet geschikt voor dagvlinders. Oud bos met open plekken wel en het is het gebrek aan dergelijke open plekken dat bijdraagt aan de achteruitgang van bosvlinders. Die open plekken behoeven niet noodzakelijkerwijs grote kapvlaktes te zijn (als er maar genoeg zonlicht op de bodem komt). Loopkevers kunnen worden onderverdeeld in drie groepen: generalisten, soorten van open terrein en echte bossoorten. Deze laatste groep bestaat uit soorten van het koele, vochtige bosmilieu. In West Europa komen ze weinig meer voor: de soorten uit onze bossen zijn veelal generalisten en, in de wat lichtere bostypen soorten van het open veld. Kapvlaktes zijn slecht voor bossoorten, maar kapvlaktes zijn wel aantrekkelijk voor andere soorten. Ook voor de groep van dood houtkevers (saproxyle kevers) geldt dat er specialisten zijn van open en gesloten habitat. Specialisten van het open habitat gebruiken zonbeschenen dood hout, dit in tegenstelling tot de soorten van het gesloten bos, die vochtige en koele omstandigheden prefereren. Kapvlaktes zijn plekken voor de open habitat soorten, mits er voldoende dood hout op de kapvlaktes aanwezig blijft. De meeste bosmierensoorten prefereren een open bosstructuur zoals open eiken-berkenbossen. Maar er zijn ook enkele soorten die in een schaduwrijk milieu voorkomen. Veel mieren maken gebruik van bosranden (langs heide, grasveld of kapvlakte) omdat daar de combinatie van een 'warm' zonbeschenen milieu direct grenst aan de bomen, waarin de dieren foerageren (bladluizen melken bijvoorbeeld). Veel mierennesten bevinden zich dan ook aan de bosrand.

Gewervelde bosdieren

Vleermuizen gebruiken oude bomen als behuizing en zijn dus in die hoedanigheden soorten van het oude bos. Ze jagen echter graag langs de bosrand en omdat die randen ondermeer langs kapvlaktes te vinden zijn vormen die vlaktes een positieve bijdrage aan de kwaliteit van het leefgebied voor bosvleermuizen. Kapvlaktes tot 0,5 ha zijn ideaal; grotere vlaktes worden niet gebruikt door vleermuizen. Amfibieën kunnen in bossen leven door de hoge luchtvochtigheid die het gesloten bos met zich meebrengt. Kapvlaktes zijn voor die dieren meest ongeschikt, tenzij er voldoende variatie in leefomstandigheden wordt geboden op de vlakte. Natte plekken, zandige plekken, voorverjaging, dood hout etc geven de dieren de mogelijkheid om toch te functioneren. Reptielen houden van zonnige plekken in of aan de rand van het bos en zijn daarom zeer gebaat bij de aanwezigheid van kapvlaktes. Kapvlaktes functioneren als tijdelijk leefgebied voor reptielen en het is dus belangrijk dat ze met de kapvlaktes kunnen mee migreren (als er onvoldoende geschikt en permanent open leefgebied in de buurt is). Kapvlaktes hebben ook een grote aantrekkingskracht op wilde hoefdieren, onder andere vanwege het grotere voedselaanbod (in vergelijking tot het gesloten opgaande bos).

Planten en schimmels

Er bestaat een kapvaktegemeenschap van hogere planten (bloemrijke kapvaktevegetaties met onder andere wilgeroosje en vingerhoedskruid, maar kapvlaktes in Nederland raken veelal begroeid met grassen en/of braamstruwelen, waardoor de genoemde gemeenschap maar sporadisch echt van de grond komt. Oudbos planten zijn meer gebaat bij kleine kapvlakten en gaten, in combinatie met omstandigheden waarbij de verspreiding van deze soorten 'een handje wordt geholpen'. Mossen (veel soorten!) zijn bij uitstek planten van het vochtige, donkere, gesloten bos. Mossen gedijen wel in kleine open plekken waar de zon niet, maar de regen wel makkelijk tot op de bodem kan doordringen. Korstmossen zijn juist organismen van het open habitat en zeker van de kapvlaktes (veel dood hout).

Schimmels (enkele duizenden soorten!) zijn, net als mossen typische exponenten van het gesloten bos. Er is echter een aantal gespecialiseerde soorten die kunnen leven in hout dat periodiek uitdroogt.

Bij welke schaalgrootte van bosbeheer wordt de biodiversiteit kleiner in plaats van groter? Spelen naast de schaal van ingrepen ook de frequentie van ingrepen een rol in de biodiversiteitontwikkeling?

Kapvlaktes hebben een eigen biodiversiteit. Het kappen van vlaktes in het bos creëert ook een ander milieu, namelijk dat van de bosranden. Daarnaast reguleert de kap- en verjongingsregeling de totale te kappen oppervlakte (de 'verantwoorde kap') in een bosgebied en gegeven die verantwoorde kap bepaalt de grootte van de kapvlakte ook de onderlinge afstand van de kapvlaktes en daarmee de ruimtelijke samenhang van het landschap voor soorten die van de kapvlaktes en bosranden kunnen gaan profiteren. Er zijn veel soorten die zullen kunnen functioneren in kleinere kapvlaktes (of in de termen van Wijdeven et al (2003) 'grote gaten') met een diameter van 3 tot 4 keer de boomhoogte. Voordeel van het toepassen van de 'kleine' vorm van kapvlaktes is het feit dat er dan, gegeven de verantwoorde kap, meer vlaktes gemaakt kunnen worden, hetgeen ten goede komt aan de stepping-stone functie van deze tijdelijke open plekken in het bos. Maar er zijn ook soorten, zoals de nachtzwaluw, die beter uit de voeten kunnen op grotere kapvlaktes. Dergelijke afwegingen zijn wellicht beter te maken na aanvullend onderzoek. Een aspect dat pleit voor toepassing van grotere kapvlaktes (maar die liggen dan verder uit elkaar) is, dat op grotere vlaktes ook grotere populaties van organismen opgebouwd worden die een stabielere bron kunnen zijn voor het koloniseren van andere plekken.

De frequentie van ingrepen speelt wel een rol, maar de gangbare manier van werken in het bos past bij de gewenste voortgang van de vernieuwing van kapvlaktes. M.a.w. de termijn waarop de kapvlaktes waardevol blijven (rond de 10 jaar) past binnen de gangbare werkplanning (eens in de 4 a 5 jaar een werkgang: bleszen/dunnen en mogelijke planning van kapvlaktes).

Tot op welk niveau (perceel, opstand, bosgebied, provincie, etc.) kunnen maatregelen (bijvoorbeeld soortenmenging, bomenkap, aanwezigheid van dood hout, etc.) worden uitgevoerd, zodat tegelijk met een bosbedrijfstechnisch gezien efficiënte bedrijfsvoering ook een grote biodiversiteit in het bos verkregen kan worden? Hoe pakt dit uit op bedrijfsniveau en wat zijn de te verwachten consequenties op nationale schaal.

Planning van bosbeheer zou moeten worden uitgereid tot op landschapsniveau. Argumenten om het bosbeheer aan te passen aan te ontwikkelen landschapskwaliteiten kunnen worden ontwikkeld. Zo zou men een lans kunnen breken voor een grootschalig bosbeheer met kortere omlopen in arme zandlandschappen. Een dergelijk beheer kent een groter permanent (maar 'wandeland in de ruimte') aandeel open vlaktes hetgeen bijdraagt aan de biodiversiteit. Het zijn juist de organismen van de open en halfopen arme zandgronden die onder druk staan. Grootschalig werken met kortere omlopen levert ook een bijdrage aan de verbetering van de bedrijfsresultaten. Dit is juist hier van belang, omdat het bijgroeniveau (en daarmee ook onvermijdelijk het oogstniveau) in deze bossen laag ligt. Rijkere bossen zouden dan veel meer beheerd kunnen worden met kleinschalige groepenkap en lange omlopen. De bijgroei van dergelijke bossen ligt veel hoger en blijft ook langer hoog. Oude bossen zijn hier van cruciaal belang voor de biodiversiteit.

Toepassing van een meer op het landschap geënt bosbeheer leidt tot een grotere consistentie van beheer en tot een grotere mate van eigenheid van bossen.

6 Gerefereerde literatuur

- Ash, A.N., 1997. Disappearance and return of plethodontid salamanders to clearcut plots in the southern Blue Ridge Mountains. *Conservation Biology*, Volume 11, pp. 983-989.
- Barclay, R.M., 1991. Population structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behaviour and energy demand. *The Journal of Animal Ecology*, Volume 60, pp. 165-178.
- Bastiaens, H., Bruggenkamp, J., Derkman, G., Ebregt, A., Kroes, J. & Wijnen, G., 1980. Schaal, bos en samenleving. Subgroep "Bos". Vergelijkend ecologisch onderzoek op kapvlakten van verschillende grootte. Landbouwhogeschool Wageningen.
- Bates, J.W. & Farmer, A.M., 1992. Bryophytes and lichens in a changing environment. Oxford Science Publications. 404 p.
- Berg, Å, Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J., 1995. Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology*, Volume 9, pp. 1629-1633.
- Bijlsma, R.J., van Blitterswijk, H., Cerckx, A.P.P.M., de Jong, J.J., van Wijk, M.N. & van Os, L.J., 2001. Bospaden voor bosplanten: bospaden en -wegen als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 193, 100 p.
- Bijlsma, R.J., van Blitterswijk, H., Clerckx, A.P.P.M. & de Jong, J.J., 2002. Bospaden: een vertrouwd vangnet voor bosplanten. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift*, Volume 74 (1), pp. 10-15.
- Bijlsma 2007 Over windverspreiders zaadbanken en grote kapvlaktes Uit IK Ugchelen Hoenderloo. Interne nota Staatsbosbeheer
- Blitterswijk, van, H., Vliet, van, C.J.M. & Schulting, R., 2001. Analyse Uitvoering Geïntegreerd Bosbeheer: Resultaten van een onderzoek naar de praktijk van geïntegreerd bosbeheer in Nederland. Alterra-rapport 242. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 242, 90 p.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E., 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag New York, 253 p.
- Boudreault, C., Bergeron, Y., Drapeau, P. & Mascarúa López, 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management*, Volume 255, pp. 1461-1471.
- Bouget, C. & Duelli, P., 2004. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*, 118, pp. 281-299.
- Bouget, C., 2005. Short-term effects of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests. Part I: Do environmental changes induce a gap effect? *Forest Ecology and Management*, Volume 216, pp. 1-14.

Bråkenhielm, S. & Liu, Q., 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity and Conservation*, Volume 7, pp. 207-220.

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G., 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management*, Volume 88, pp. 259-272.

du Bus de Warnaffe, G. & Lebrun, P., 2004. Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management*, Volume 118, pp. 219-234.

Carlson, D.W. & Groot, A., 1997. Microclimate of clear-cut, forest interior, and small openings in trembling aspen forest. *Agriculture and forest meteorology*, Volume 87 (4), pp. 311-330.

Cartar, R.V., 2005. Short-term effects of experimental boreal forest logging disturbance on bumble bees, bumble-bee pollinated flowers and the bee-flower match. *Biodiversity and Conservation*, Volume 14, pp. 1895-1907.

Chambers, C.L., McComb, W.C. & Tappeiner, J., 1999. Breeding bird responses to three silvicultural treatments in the Oregon Coast Range. *Ecological Applications*, Volume 9(1), pp. 171-185.

Chazal, A.C. & Niewiarowski, P.H., 1998. Responses of Mole Salamanders to clearcutting: using field experiments in forest management. *Ecological Applications*, Volume 8(4), pp. 1133-1143.

Coates, K.D. & Burton, P.J., 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management*, Volume 99, pp. 337-354.

Crombaghs B.H.J.M. & Creemers, R.C.M., 2001. Beschermingsplan Knoflookpad 2001-2005. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage. Rapport Directie natuurbeheer nr. 2001/019.

DeGraaf, R.M. & Yamasaki, M., 2003. Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern US. *Forest Ecology and Management*, Volume 185, pp. 179-191.

Dekker, M., 2008. Growth patterns, competition and coexistence in gap-phase regeneration under close-to-nature silviculture. Ph.D. thesis Wageningen University.

DeMaynadier, P. & Hunter, M.L., 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, Volume 12 (2), pp. 340-352.

Dent, S. & Spellerberg, I.F., 1987. Habitats of the Lizards *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara* on forest ride verges in Britain. *Biological Conservation*, Volume 42, pp. 273-286.

Dirkse, G.M., Daamen, W.P., Schoonderwoerd, H., Japink, M., van Jole, R., van Moorsel, R., Schnitger, P., Stouthamer, W.J. & Vocks, M., 2006. Meetnet Functievervulling bos 2001-2005, Directie Kennis, Ede.

Dupuis, L.A., Smith, J.N.M. & Bunnell, F., 1995. Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conservation Biology*, Volume 9, pp. 645-653.

Dynesius, M. & Hylander, K., 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forest. *Biological Conservation*, Volume 135, pp. 423-434.

- Edington, J.M. & Edington, M.A., 1972. Spatial patterns and habitat partition in the breeding birds of an Upland wood. *The Journal of Animal Ecology*, Volume 41(2), pp. 331-357.
- Folgarait, P.J., 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, Volume 7, pp. 1221-1244.
- Franklin, J.F. & Forman, R.T.T., 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, Volume 1 (1), pp. 5-18.
- Franzreb, K.E., 1983. A comparison of foliage use and tree height selection by birds in unlogged and logged mixed-coniferous forest. *Biological Conservation*, Volume 27, pp. 259-275.
- Godefroid, S., Rucquoi, S. & Koedam, N., 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management*, Volume 210, pp. 39-53.
- Godefroid, S., Phartyal, S.S. & Koedam, N., 2006. Depth, distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed forest ecosystem. *Acta oecologica*, Volume 29(3), pp. 283-292.
- Gorissen, D., Merckx, T., Vercoutere, B. & Maes, D., 2004. Veranderd bosgebruik en dagvlinders. *Landschap*, Volume 21(2), pp. 85-95.
- Graat, R.A. & Joustra, D.H. 1992. Toepassing van Pro Silva ideeën in het beheer van multifunctioneel bos. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 64 (7), pp. 323-328.
- Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H. and Hall, M.L., 1994. The response of Heteroptera and Coleoptera species to shade and aspect in rides of coniferized lowland woods in southern England. *Biological Conservation*, 67, pp. 255-273.
- Greenberg, C.H. & Lanham, J.D., 2001. Breeding bird assemblages of hurricane-created gaps and adjacent closed canopy forest in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, Volume 154, pp. 251-260.
- Govaere, L. & Vandekerckhove, K., 2005. Specifiek biotoop/ en soortenbeheer in bossen: methodologische ondersteuning. Deel II: beschrijvende fiches. Rapport IBW.Bb.R.2005.007. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen. 165 p.
- Grindal, S.D., 1996. Habitat use by bats in fragmented forests. In: Barclay, R.M.R., Brigham, R.M. (Eds.). *Bats and Forests Symposium*, Victoria, BC, October 19-21, 1995. Working Paper 23/1996. Canadian Research Branch, BC Ministry of Forests, Victoria BC, pp. 260-272.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & Lammertsma, D.R., 2001. Terreingebruik en gedrag van runderen, pony's, edelherten, reeën en wilde zwijnen in het Nationaal Park Veluwezoom van Natuurmonumenten. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 343, 46 p.
- Gustafson, E.J. & Crow, T.R., 1994. Modeling the effects of forest harvesting on landscape structure and the spatial distribution of cowbird brood parasitism. *Landscape Ecology*, Volume 9 (4), pp. 237-248.
- Gustafson, E.J., 1996. Expanding the scale of forest management: allocating timber harvests in time and space. *Forest Ecology and Management*, Volume 87, pp. 27-39.
- Gustafson, E.J. & Crow, T.R., 1996. Simulating the effects of alternative forest management strategies on landscape structure. *Journal of environmental management*, Volume 46, pp. 77-94.

- Gustafson, E.J., Lytle, D.E., Swaty, R. & Loehle, C., 2007. Simulating the cumulative effects of multiple forest management strategies on landscape measures of forest sustainability. *Landscape Ecology*, Volume 22, pp. 141-156.
- Hagan, J.M., McKinley, P.S., Meehan, A.L. & Grove, S.L., 1997. Diversity and abundance of landbirds in a Northeastern Industrial forest. *Journal of Wildlife Management*, Volume 61 (3), pp. 718-735.
- Halpern, C.B. & Spies, T.A., 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, Volume 5(4), pp. 913-934
- Hamel, P.D., LeGrand Jr., H.E., Lennartz, M.R. & Gauthreaux Jr., S.A., 1982. Bird-habitat relationships on southeastern forest lands. USDA Southeastern Forest Experimental Station. General Technical Report SE-22.
- Hannerz, M., 1996. Vegetation succession after clearcutting and shelterwood cutting. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala, Report 84, 27 p.
- Hannerz, M. & Hånell, B., 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management*, Volume 90, pp. 29-49.
- Hazell, P. & Gustafsson, L., 1999. Retention of trees at final harvest – evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation*, Volume 90, pp. 133-142.
- Hekhuis, H.J., de Molenaar, J.G. & Jonkers, D.A., 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven: een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. IBN-DLO rapport 078. 146 p.
- Helmer, W., 1987. Een onderzoek naar het voorkomen van vleermuizen in 25 bosgebieden in Nederland. Staatsbosbeheer, Utrecht. 114 p.
- Hjältén, J., Johansson, T., Alinvi, O., Danell, K., Ball, J.P., Pettersson, R., Gibb, H. & Hilszczański, J., 2007. The importance of substrate type, shading and scorching for the attractiveness of dead wood to saproxylic beetles. *Basic and Applied Ecology*, Volume 8, pp. 364-376.
- Hocking, D.J. & Semlitsch, R.D., 2007. Effects of timber harvest on breeding-site selection by gray treefrogs (*Hyla versicolor*). *Biological Conservation*, Volume 138, pp. 506-513.
- Holmes, R.T. & Robinson, S.K., 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a Northern Hardwoods forest. *Oecologia*, Volume 48, pp. 31-35.
- Huber, C. & Baumgarten, M., 2005. Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). *Biodiversity and Conservation*, Volume 14, pp. 1989-2007.
- Hughes, J.W. & Fahey, T.J., 1991. Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed Northern hardwood forest. *The Journal of Ecology*, Volume 79, pp. 605-616.
- Humphrey, J.W., Davey, S., Peace, A.J., Ferris, R. & Harding, K., 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and dead wood. *Biological Conservation*, Volume 107, pp. 165-180.

- Hustings, F., Borggreve, C., van Turnhout, C. & Thissen, J., 2004. Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels volgens Nederlandse en IUCN-criteria. SOVON-onderzoeksrapport 2004/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek- Ubbergen.
- Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Wijdeven, S.M.J., Moraal, L.G., Veerkamp, M.T. & Bijlsma, R.J., 2005. Dood hout en biodiversiteit. Een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame ontwikkeling van geleedpotigen, paddestoelen en mossen. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1320. 160 p.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I., 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, Volume 146, pp. 25-34.
- de Jong, J.J., van Apeldoorn, R.C., Bink, F.A., Jonkers, D.A., Mabelis, A.A., de Molenaar, J.G., Sierdsema, H., Stumpel, A.H.P. & Verboom, B., 2002. Fauna en terreinkenmerken van bos: Een studie naar de relatie tussen terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat voor een aantal diersoorten. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 565. 68 p.
- Jonsell, M., Nittérus, K. & Stighäll, K., 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, Volume 118, pp. 163-173.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P., 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation*, Volume 6, pp. 1-18.
- Keller, J.K., Richmond, M.E. & Smith, C.R., 2003. An explanation of patterns of breeding bird species richness and density following clearcutting in northeastern USA forests. *Forest Ecology and Management*, Volume 174, pp. 541-564.
- King, D.I., 1999. Ecology of mature-forest and early-successional shrubland birds in managed temperate deciduous forests. PhD thesis, University of Massachusetts, Amherst. 114 p.
- Kleunen van, A., Sierdsema, H., van der Weide, M., Turnhout, C. & Vogel, R., 2005. Soortbeschermsplan Nachtzwaluw Noord-Brabant. SOVON-onderzoeksrapport 2005/09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek- Ubbergen.
- Köhler, F. 2000. Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, LÖBF-Schriftenreihe, Band 18.
- Koivula, M., 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*). *Forest Ecology and Management*, Volume 167, pp. 103-121.
- Kramer, K., Groot Bruinderink, G.W.T.A. & Prins, H.H.T., 2006. Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management*, Volume 226, pp. 238-247.
- Kuiters, A.T. & Slim, P.A., 2000. Bosverjoning onder invloed van wilde hoefdieren in het Staatsdomein bij het Loo. Resultaten van 10 jaar onderzoek naar exclosures. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 165, 57 p.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, Volume 203, pp. 1-20.

- Lindhe, A., Åsenblad, N. & Toresson, H.G., 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak- nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation*, Volume 119, pp. 443-454.
- Limpens, H., Mostert, K. & Bongers, W. (red.), 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen: onderzoek naar verspreiding en ecologie. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 260 p.
- Litvaitis, J.A., 1993. Response of early successional vertebrates to historic changes in land use. *Conservation Biology*, Volume 7, pp. 866-873.
- Londo, G., 1991. Natuurtechnisch bosbeheer. *Natuurbeheer in Nederland deel 4*. Pudoc, Wageningen. 190 p.
- Mabelis, A., 1991. Relatie tussen het bos en zijn minifauna. *Nederland Bosbouw Tijdschrift*, Volume 63 (11/12), pp. 326-334.
- Mabelis, A., 2002. Bruikbaarheid van mieren voor de monitoring van natuurgebieden. *Alterra Research Institute, Wageningen. Alterra-rapport 571*, 95 p.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W., 1961. On bird species diversity. *Ecology*, Volume 42, pp. 594-598.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z., 2003. Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodiversity and Conservation*, Volume 12, pp. 73-85.
- Makino, S., Goto, H., Inoue, T., Sueyoshi, M., Okabe, K., Hasegawa, M., Hamaguchi, K., Tanaka, H. & Okochi, I., 2006. The monitoring of insects to maintain biodiversity in Ogawa Forest Reserve. *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 120, pp. 477-485.
- Marshall, M.R., DeCecco, J.A., Williams, A.B., Gale, G.A. & Cooper, R.J., 2003. Use of regeneration clearcuts by late-successional bird species and their young during the post-fledging period. *Forest Ecology and Management*, Volume (183), pp. 127-135
- Matlack, G.R., 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, Volume 66 (3), pp. 185-194
- Mayer, P., Abs, C. & Fischer, A., 2004. Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest – key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management*, Volume 188, pp. 279-289.
- McLeod, R.F. & Gates, J.E., 1998. Response of herpetofaunal communities to forest cutting and burning at Chesapeake Farms, Maryland. *American Midland Naturalist*, Volume 139, pp. 164-177.
- Meier, A.J., Bratton, S.P. & Duffy, D.C., 1995. Possible ecological mechanisms for loss of vernal-herb diversity in logged eastern deciduous forests. *Ecological Applications*, Volume 5(4), pp. 935-946.
- Menzel, M.A., Carter, T.C., Menzel, J.M., Ford, W.M. & Chapman, B.R., 2002. Effects of group selection silviculture in bottomland hardwoods on the spatial activity patterns of bats. *Forest Ecology and Management*, Volume 162, pp. 209-218.
- Moraal, L.G., van Hees, A.F.M., Martakis, G.F.P., Jorritsma, I.T.M. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., 2003. Een karakterisering van bosbiotopen op basis van eigenschappen van geleedpotigen. Resultaten van een enquête. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 783, 65 p.
- Morrison, M.L. & Meslow, E.C., 1983. Bird community structure on early-growth clearcuts in Western Oregon. *American Midland Naturalist*, Volume 110 (1), pp. 129-137.

- Naughton, G.P., Henderson, C.B., Foresman, K.R. & McGraw, R.L., 2000. Long-toed salamanders in harvested and intact douglas-fir forests of western Montana. *Ecological Applications*, Volume 6(10), pp. 1681-1689.
- Niemelä, J., Langor, D. & Spence, J.R., 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground beetle assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in Western Canada. *Conservation Biology*, Volume 7 (3), pp. 441-561.
- Niemelä, J., Koivula, M. & Kotze, D.J., 2007. The effects of forestry on carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation*, Volume 11, pp. 5-18.
- Oosterbaan, A. 2000. Begeleiding van natuurlijke verjonging. Alterra, Wageningen.
- Opdam, P. & Schotman, A., 1986. De betekenis van structuur en beheer van bossen voor de vogelrijkdom. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift*, Volume 58 (1/2), pp. 21-33.
- Ottburg, F.G.W.A., Stumpel, A.H.P. & Pullen, E., 2005. De knoflookpad *Pelobatus fuscus* in het dal van de Overijsselse Vecht. Populatie, habitatkenmerken en beheer met nadruk op landhabitat. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 1151, 62 p.
- Palladini, J.D., Jones, M.G., Sanders, N.J. & Jules, E.S., 2007. The recovery of ant communities in regenerating temperate conifer forests. *Forest Ecology and Management*, Volume 242, pp. 619-624.
- Peeters, T.M.J., & Reemer, M., 2001. Bijenfauna en beheer van zeven terreinen van Natuurmonumenten. EIS Nederland. 67 p.
- Peeters, T.M.J., van Achterberg, C., Heitmans, W.R.B., Klein, W.F., Lefeber, V., van Loon, A.J., Mabelis, A.A., Nieuwenhuijsen, H., Reemer, M., de Rond, J., Smit, J. & Velthuis, H.H.W., 2004. De wespen en mieren van Nederland (Hymenoptera: Aculeata). *Nederlandse Fauna 6*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden, KNNV Uitgeverij, Utrecht & European Invertebrate Survey. Nederland, Leiden.
- Peterken, G. F. & Francis, J.L., 1999. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biological Conservation*, 91, pp. 55-72.
- Petranka, J.W., Eldridge, M.E. and Haley, K.E., 1993. Effects of timber harvesting on southern Appalachian salamanders. *Conservation Biology*, Volume 7, pp. 363-370.
- Pough, F.H., Smith, E.M., Rhodes, D.H. & Collozo, A., 1987. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management*, Volume 20, pp. 1-9.
- Pouwels, R., Jochem, R., Reijnen, M.J.S.M., Hensen, S.R. & van der Greft, J.G.M., 2002a. LARCH voor ruimtelijke ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra rapport 492, Alterra Wageningen, 109 p.
- Pouwels, R., Reijnen, M.J.S.M., Kalhoven, J.T.R. & Dirksen, J., 2002b. Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra rapport 493, Alterra Wageningen, 52 p.
- Punttila, P., Haila, Y., Pajunen, T. & Tukia, H., 1991. Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. *Oikos*, Volume 61, pp. 250-262.
- Raffe, J.K. van, de Jong, J.J., Olsthoorn, A.F.M. en Wijdeven, S.M.J. 2006. Geïntegreerd bosbeheer. Het onderzoek van 2002-2005. Alterra, Wageningen.

RAVON, 2007. www.ravon.nl

Reader, R.J., 1987. Loss of species from deciduous forest understorey immediately following selective tree harvesting. *Biological Conservation*, Volume 42, pp. 231-244.

Renhorn, K.E., Esseen, P.A., Palmqvist, K. & Sundberg, B., 1996. Growth and vitality of epiphytic lichens. I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia*, Volume 109 (1), pp. 1432-1439.

Rice, J., Anderson, B.W., & Omhart, R.D., 1984. Comparison of the importance of different habitat attributes to avian community organization. *Journal of Wildlife Management* Volume 48, pp. 895-991.

Roberts, M.R., & Zhu, L., 2002. Early response of the herbaceous layer to harvesting in a mixed coniferous-deciduous forest in New Brunswick, Canada. *Forest Ecology and Management*, Volume 155, pp. 17-31.

Schaafsma, A.H., 1992. Effecten van kleinschalig bosbeheer op de uitvoering en kosten van maatregelen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 64 (5), pp 208-211.

Schoonmaker, P., & McKee, A., 1988. Species composition and diversity during secondary succession of coniferous forests in the western Cascade mountains of Oregon. *Forest Science*, Volume 34, pp. 960-979.

Siebel, H., 1999. Soortenrijkdom van mossen in relatie tot het bosbeheer. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift*, Volume 71(2), pp. 69-73.

Siepel, H., 1992. Bosgebonden fauna: een faunistische aanvulling op Bosgemeenschappen. RIN-rapport 92/33, IBN-DLO Arnhem. 68 p.

Sierdsema, H., 1995. Broedvogels en beheer: Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.

Sillett, S.C., McCune, B., Peck, J.E., Rambo, T.R. & Ruchty, A., 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications*, Volume 10 (3), pp. 789-799.

Stoker, K., 1986. De verspreiding van rode bosmieren op de Hoge Veluwe. RIN-rapport 86/9. Arnhem. 110 p.

Stortelder, A.F.H., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M., 1999. *Vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen.*

Strijbosch, H., 2002. Kolonisatie van nieuw aangelegde kapvlakten door de levendbarende hagedis. *Ravon* 13, jaargang 5, nummer 1, pp. 1-5.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fishman, D.L. & Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, pp. 1783-1786.

Stumpel, A.H.P., 2004. Reptiles and amphibians as targets for nature management. *Alterra Scientific Contributions* 13, Alterra Wageningen, 210 p.

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. & Lindgren, P.M.F., 2008. Influence of variable retention harvest on forest ecosystems. II. Plant and mammal responses up to 8 years post-harvest. *Forest Ecology and Management*, Volume 254, pp. 239-254.

- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A., 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation*, Volume 106, pp. 347-357.
- Swaay, van, C., Warren, M. & Loïs, G., 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, Volume 10, pp. 189-209.
- Swaay, van, C., 2006. De nieuwe Rode Lijst dagvlinders. *Vlinders*, Volume 3, pp. 7-9.
- Thompson, F.R. & Fritzell, E.K., 1990. Bird densities and diversity in clearcut and mature oak-hickory forest. USDA Forest Service North Central Experiment Station. Research Paper NC-293.
- Titterton, R.W., Crawford, H.S. and Burgason, B.N., 1979. Songbird responses to commercial clear-cutting in Maine Spruce-Fir forests. *Journal of Wildlife Management*, Volume 43 (3) pp. 602-609.
- Todd, B.D. & Rothermel, B.B., 2006. Assessing quality of clearcut habitats for amphibians: Effects on abundances versus vital rates in the southern toad (*Bufa terrestris*). *Biological Conservation*, Volume 133, pp. 178-185.
- Turin, H., 2000. De Nederlandse loopkevers, verspreiding en ecologie (*Coleoptera: Carabidae*). Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 666 p.
- Visscher, P.K. & Seeley, T.D., 1982. Foraging strategy of honeybee colonies in a temperate deciduous forest. *Ecology*, Volume 63, Issue 6, pp. 1790-1801.
- Vitz, A.C. & Rodewald, A.D., 2006. Can regenerating clearcuts benefit mature-forest songbirds? An examination of post-breeding ecology. *Biological Conservation*, Volume 127(4), pp. 477-486.
- Wallace, H.L. & Good, J.E.G., 1995. Effects of afforestation on upland plant communities and implications for vegetation management. *Forest Ecology and Management*, Volume 79, pp. 29-46.
- Walters, B.B. & Stiles, E.W., 1996. Effect of canopy gaps and flower patch size on pollinator visitation of *Impatiens capensis*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, Volume 123, Issue 3, pp. 184-188.
- Warren, M.S. & Key, R.S., 1991. Woodlands: Past, present and potential for insects. In: Collins, N.M. & Thomas, J.A. (Eds.), 1991. The conservation of insects and their habitats. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London, 14-15 September 1998. pp. 155-211.
- Weinreich, J.A., 1992. Aantalsontwikkeling van de in de Zuid-Limburgse mergelgroeven overwinterende vleermuizen. In: Broekhuizen, S., Hoekstra, B., van Laar, V., Smeenk, C. & Thissen, J.B.M. (red.), 1992. Atlas van de Nederlandse Zoogdieren. Stichting Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, p. 120-121.
- Whelan, C.J., 2001. Foliage structure influences foraging of insectivorous forest birds: an experimental study. *Ecology*, Volume 82(1), pp. 219-231.
- Wijdeven, S.M.J., Berg van den, C.A. & Oosterbaan, A. 2003. Natuurlijke verjonging: van kleine naar grote gaten. *Vakblad Natuurbeheer* 42 (6), 111-115.
- Wijdeven, S.M.J., Willems, A.J.H., & Groot Bruinderink, G.W.T.A., 2004. Gaten in het bosbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 1 (8) p. 18-19.

Wolf, R.J.A.M. & Schaven, R., 2006. Structuurdunning en noodverjonging. Evaluatie van de mate van doelrealisatie – een veldonderzoek. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1337.6, 59 p.

Wolf, R.J.A.M. & van Wijk, M.N., 2006. Toekomstbomendunning, structuurdunning en noodverjonging. Evaluatie van de effecten op het boscysteem – een workshop. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1337.8. 34 p.

Yorks, T.E. & Dabydeen, S., 1998. Seasonal and successional understory vascular plant diversity in second-growth hardwood clearcuts of western Maryland, USA. *Forest Ecology and Management*, Volume 119, pp. 217-230.

Young, A. & Mitchell, N., 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, Volume 67, pp. 63-72.