

Fauna en terreinkenmerken van bos

Fauna en terreinkenmerken van bos

Ontwikkeling van een model voor de relatie tussen terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat

**J.J. de Jong
J.K. van Raffe**

Alterra-rapport 1110

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

J.J. de Jong, J.K. van Raffe, 2004. *Fauna en terreinkenmerken van bos. Ontwikkeling van een model voor de relatie tussen terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1110. 49 blz.; 17 fig.; 19 tab.; 8 ref.

In dit rapport wordt een methode beschreven waarmee de geschiktheid van het bos als habitat voor verschillende diersoorten kan worden bepaald op basis van de terreinkenmerken van het bos. De methode is gebaseerd op HSI-modellen. In de eerste fase van het onderzoek zijn terreinkenmerken beschreven op basis waarop de habitatgeschiktheid wordt bepaald. De methode is verder uitgewerkt en toegepast in een computerprogramma. In het computerprogramma kunnen terreinkenmerken van bos worden ingevoerd. Op basis hiervan geeft het programma de habitatgeschiktheid voor verschillende diersoorten aan.

Trefwoorden: Habitatgeschiktheid, HSI, habitat, fauna, bosstructuur, biodiversiteit, bosbeheer, planning, vogels, terreinkenmerken, Monte Carlo test.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 13,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1110. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding van het onderzoek	13
1.2 Doel	14
1.3 Beperkingen en randvoorwaarden	15
1.4 Resultaat van de eerste fase van het onderzoek	15
1.5 Leeswijzer	16
2 De terreinkenmerken	17
2.1 Kenmerken voor locatiegeschiktheid	17
2.2 Kenmerken voor habitatgeschiktheid	18
3 Van terreinkenmerken naar habitatgeschiktheid	23
3.1 Algemeen	23
3.2 Structuur voor het combineren van terreinkenmerken	23
3.3 Berekeningswijze per diersoort per soort	26
3.4 Soortgroepen	27
4 Het computerprogramma	29
4.1 Eerste test van het prototype computerprogramma	29
4.2 Hoofdvenster	30
4.3 Habitatgeschiktheid bepalen	30
4.4 Voorkomen van diersoorten	32
4.5 Soortgroepen samenstellen	33
4.6 Invoer informatie per diersoort	34
4.7 Mogelijke verdere uitwerking: Opschalen van het model	36
5 Validatie	39
5.1 Doel en mogelijkheden	39
5.2 Materiaal	40
5.3 Analyse	41
5.3.1 Eerste beschouwing van de data	41
5.3.2 Monte Carlo test	43
6 Conclusies en aanbevelingen	45
6.1 Conclusies	45
6.2 Aanbevelingen	46
Literatuur	47
Bijlage 1 Monte Carlo test	49

Woord vooraf

In het kader van het programma 381 wordt toegepast onderzoek uitgevoerd naar de functievervulling van bos, natuur en landschap. Van groot belang voor een volledige bepaling van de functievervulling van een bos- en/of natuurterrein is de mogelijkheid om voorspellingen te kunnen doen over de natuurwaarde van een terrein.

Het bepalen van de natuurwaarde van bos kan op verschillende manieren gebeuren. Een van die manieren is om na te gaan voor welke diersoorten het bos - afhankelijk van de kenmerken ervan - geschikt is als habitat. Kennis over de relatie tussen de kenmerken van het bos en de geschiktheid ervan als habitat voor specifieke diersoorten is vaak beperkt aanwezig en de beschikbaarheid ervan is versnipperd. De kennis is van belang voor de planning voor bosbeheerders (opstellen van doelen en evalueren van maatregelen).

In een voorgaande studie (de eerste fase van dit onderzoek) is de relatie weergegeven tussen terreinkenmerken van bos en de habitatgeschiktheid van bos voor verschillende diersoorten.

In het voorliggende rapport is de methode die hiervoor is opgesteld verder uitgewerkt. Daarnaast is er een computerprogramma ontwikkeld, waarmee op eenvoudige wijze op basis van terreinkenmerken de habitatgeschiktheid voor verschillende diersoorten kan worden bepaald. Dit computerprogramma is tevens in dit rapport beschreven.

Informatie van diersoorten is aangeleverd door Henk Sierdsema en Ruud Foppen (SOVON), Bram Mabelis, Ton Stumpel, Dick Jonkers, Hans de Molenaar en Rob van Apeldoorn (Alterra) en Ben Verboom (Freelancer). Zij hebben ook het programma in de ontwikkelingsfase getest. Het programmeren van het computerprogramma is uitgevoerd door Jaap van Raffe. Bert van der Werf heeft de validatie de Monte Carlo test uitgevoerd.

Bij deze bedank ik de leden van de begeleidingsgroep voor hun inbreng tijdens het onderzoek: Dianne Nijland (het Bosschap), Henk Siebel (Natuurmonumenten), Jos Truijten (Gem. Someren), Jan den Ouden (Wageningen Universiteit) en Ad van Hees (Staatsbosbeheer).

Anjo de Jong

Samenvatting

Bosbeheer is de laatste decennia veranderd van een beheer dat voornamelijk gericht was op houtproductie naar een beheer waarbij meerdere doelen worden nagestreefd en waarbij het bos meerdere functies dient te vervullen. Tot in de jaren '70 werd bij het kiezen van beheersstrategieën en -maatregelen voornamelijk rekening gehouden met effecten op houtkwaliteit en bijgroei. Tegenwoordig is het vaak gewenst om inzicht te hebben in het te verwachten effect van beheer op verschillende functies, zoals natuur, recreatie of CO₂-vastlegging. In dit rapport wordt ingegaan op de effecten van beheer en bosontwikkeling op het faunistische aspect van de natuurfunctie.

Om na te gaan wat de effecten zijn van beheer of het achterwege laten van beheer op de fauna in het bos, is het van belang te weten wat de relatie is tussen het beheer en de geschiktheid van bos als habitat voor diersoorten. Deze relatie is niet in één stap te leggen. Eerst dient nagegaan te worden tot welke terreinkenmerken het beheer leidt. Vervolgens wordt nagegaan wat deze terreinkenmerken betekenen voor de geschiktheid van bos als habitat voor verschillende diersoorten. Dit onderzoek gaat in op de relatie tussen terreinkenmerken en fauna.

Het onderzoek bestaat uit meerdere fasen. In de eerste fase van dit onderzoek is voor een aantal diersoorten (vogels, zoogdieren, mieren, vlinders en reptielen) de relatie weergegeven tussen afzonderlijke terreinkenmerken en de relatie daarvan met de habitatgeschiktheid van de verschillende diersoorten.

In de tweede fase van het onderzoek is een methode uitgewerkt om het geheel aan gehanteerde terreinkenmerken van bos te combineren om te komen tot de habitatgeschiktheid van bos voor verschillende diersoorten. Deze methode is verwerkt in een computerprogramma waarmee op eenvoudige wijze de habitatgeschiktheid van diersoorten kan worden bepaald.

In de derde fase is het computerprogramma verder uitgewerkt en getest, zijn soortgegevens ingebracht en is het model gevalideerd.

De tweede en derde fase van het onderzoek hebben geresulteerd in een computerprogramma waarmee op basis van een beperkt aantal terreinkenmerken de habitatgeschiktheid van bos voor dieren kan worden bepaald. Het computerprogramma vraagt van de gebruiker een beperkte hoeveelheid informatie. Deze informatie wordt voor een belangrijk deel bij reguliere monitoring geïnventariseerd. Daarnaast maken ze veelal deel uit van de doelstellingen voor het bos.

Na invulling van de gegevens geeft het computerprogramma voor de door de gebruiker geselecteerde soorten de habitatgeschiktheid weer, zowel in bewoording als cijfermatig. Hiermee kan een bosbeheerder op eenvoudige wijze inzicht krijgen in de gevolgen van z'n beheerskeuzen voor fauna.

De methode is gebaseerd op HSI-modellen zoals die in de Verenigde Staten zijn ontwikkeld. De methode bevat twee onderdelen: een deel waar per diersoort wordt gekeken naar de locatiegeschiktheid van het bos en een deel waarmee per diersoort de habitatgeschiktheid van een opstand wordt bekeken.

De locatiegeschiktheid dient te resulteren in een lijst met soorten waarmee een beheerder rekening kan houden bij het beheer van een specifiek stuk bos. De locatiegeschiktheid wordt bepaald aan de hand van de fysisch-geografische regio en de grootte van het bosobject.

De habitatgeschiktheid wordt per soort bepaald op basis van een aantal terreinkenmerken, variërend van boomsoort tot bedekking van de struiklaag. Ieder terreinkenmerk is gekwantificeerd in een aantal klassen. Per terreinkenmerk en per klasse is aangegeven wat de relatie is tussen het terreinkenmerk en de habitatgeschiktheid (niet elk terreinkenmerk is relevant voor elke soort). Dit is gebeurd aan de hand van een codering van 0 tot en met 4.

De cijfers hebben geen absolute waarde. Ze geven een indicatie van de habitatgeschiktheid en dienen aan te geven hoe de habitatgeschiktheid verandert bij veranderende terreinkenmerken.

Op basis van de combinatie van relevante terreinkenmerken wordt de habitatgeschiktheid van een opstand per soort bepaald. De wijze waarop deze terreinkenmerken worden gecombineerd is vastgelegd in een structuur. Deze structuur bepaalt dat de invloed van de verschillende terreinkenmerken in een aantal tussenstappen leidt tot de uiteindelijke waarde van de habitatgeschiktheid.

Deze structuur is voor de verschillende diersoorten voor een belangrijk deel gelijk. Er kunnen echter ook variaties per soort aangebracht worden. Daarnaast is er tussen de soorten variatie in de wijze waarop de berekeningen worden uitgevoerd.

Het computerprogramma waarin de methode is verwerkt bestaat uit een gedeelte waarmee informatie per diersoort kan worden ingevoerd, een gedeelte waarmee terreinkenmerken van het bos kunnen worden ingevoerd en een gedeelte waar op basis van de gegevens per soort en de ingevoerde terreinkenmerken de habitatgeschiktheid per soort wordt aangegeven.

Het computerprogramma vraagt van de gebruiker een beperkte hoeveelheid informatie. Na invulling van de gegevens geeft het computerprogramma voor de door de gebruiker geselecteerde soorten de habitatgeschiktheid, zowel cijfermatig als in bewoordingen.

Vooralsnog zijn 5 soorten mieren, een reptielsoort, 6 soorten vleermuizen, en 24 vogelsoorten in het programma ingevoerd en gekalibreerd. De ingevoerde gegevens en berekeningswijze van deze soorten resulteren bij de grote variatie aan terreinkenmerken tot habitatgeschiktheden die redelijk goed overeen komen met de verwachtingen op basis van veldgegevens en expert-judgement.

Er heeft een validatie van het model plaatsgevonden op basis van het voorkomen van 7 vogelsoorten in twee boswachterijen. Er is gekozen voor vogels omdat hiervan voldoende inventarisatiegegevens beschikbaar zijn. De zeven betreffende soorten zijn

gekozen omdat ze een relatief klein leefgebied hebben en frequent voorkomen in de betreffende gebieden.

Een globale beschouwing van de resultaten laat zien dat er een toenemend aantal waarnemingen is bij een grotere habitatgeschiktheid van het model. Een Monte Carlo test laat zien dat de waarnemingen in het veld overeenkomen met wat op basis van het model kan worden verwacht voor alle zeven vogelsoorten.

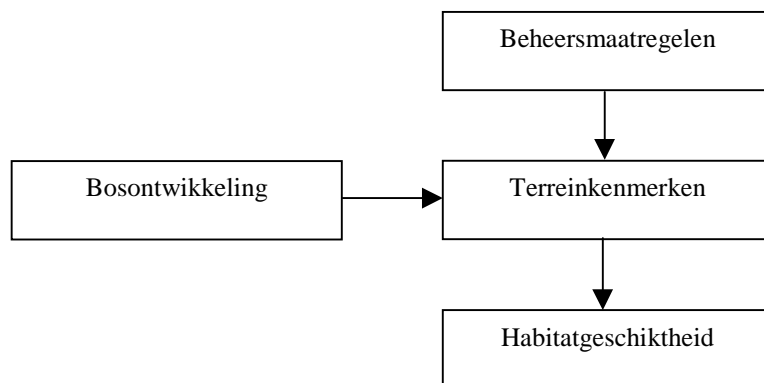
1 Inleiding

1.1 Aanleiding van het onderzoek

Bosbeheer is de laatste decennia veranderd van een beheer dat voornamelijk gericht was op houtproductie naar een beheer waarbij meerdere doelen worden nagestreefd en waarbij het bos meerdere functies dient te vervullen. Tot in de jaren '70 werd bij het kiezen van beheersstrategieën en -maatregelen voornamelijk rekening gehouden met effecten op houtkwaliteit en bijgroei. Tegenwoordig is het vaak gewenst om inzicht te hebben in het te verwachten effect van beheer op verschillende functies, zoals natuur, recreatie of CO₂-vastlegging. In dit rapport wordt ingegaan op de effecten van beheer en bosontwikkeling op het faunistische aspect van de natuurfunctie.

De natuurwaarde of natuurfunctievervulling kan op verschillende manieren worden beschreven, bijvoorbeeld op basis van de soortenrijkdom, de mate van ongestoordheid of de mate van spontaniteit (zie o.a. Hekhuis et al., 1994). Zo ook kunnen de effecten van het beheer op de natuurwaarde op verschillende manieren worden beschreven. In dit rapport wordt ingegaan op de effecten op de geschiktheid van bos als habitat voor verschillende diersoorten. Daarmee wordt gekeken naar de effecten op een deel van de biodiversiteit.

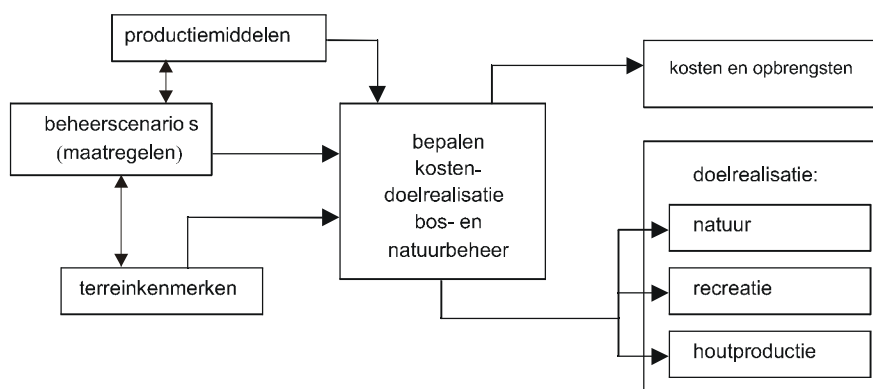
Om na te gaan wat de effecten zijn van beheer of het achterwege laten daarvan op de fauna in het bos, is het van belang te weten wat de relatie is tussen het beheer en de geschiktheid van bos als habitat voor verschillende diersoorten. Deze relatie is niet in een stap te leggen. Eerst dient nagegaan te worden tot welke terreinkenmerken het beheer leidt. Vervolgens wordt nagegaan wat deze terreinkenmerken betekenen voor de geschiktheid van bos als habitat voor verschillende diersoorten.



Figuur 1. Relatie tussen bosontwikkeling en beheersmaatregelen, terreinkenmerken en habitatgeschiktheid voor dieren

Kennis over de relatie tussen de terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat is essentieel. Aan de hand van deze kennis kan worden nagegaan of beheersmaatregelen leiden tot een verandering (een verbetering of een verslechtering) van het bos als habitat voor dieren die in het bos voorkomen of voor kunnen komen. De kennis die over verschillende diersoorten aanwezig is, hetzij in de literatuur, hetzij in de hoofden van experts, is vaak moeilijk toegankelijk en versnipperd.

Om beheerders te voorzien van informatie die ze kunnen gebruiken bij het maken van keuzes tussen verschillende beheersstrategieën is in 1996 door Alterra (destijds het IBN-DLO) begonnen met de ontwikkeling van het Instrumentarium Kosten-Doelrealisatie Bos. Het instrumentarium bestaat uit software en onderliggende databanken waarmee snel en accuraat zowel de kosten als de resultaten/gevolgen van beheer inzichtelijk kunnen worden gemaakt. Alterra krijgt met het instrumentarium de mogelijkheid een helpdesk-functie uit te oefenen voor beleidsmakers en beheerders van natuurterreinen die informatie nodig hebben voor hun planning, beleidsvorming of bedrijfsvoering. Vragen over effecten van verschillende beheersscenario's, inzet van productiemiddelen of terreinkenmerken op de realisatie van beheersdoelstellingen, maar ook vragen betreffende kosteneffectiviteit kunnen met behulp van software snel beantwoord worden (zie Figuur 2).



Figuur 2. Het kennisstelsel Kosten-Doelrealisatie Bos- en Natuurbeheer

Een belangrijk onderdeel van het informatiesysteem is het bepalen van de effecten van verschillende beheersscenario's van bos op de geschiktheid van bos als habitat van verschillende diersoorten.

1.2 Doel

Het doel van het project is het beschikbaar maken van de kennis die bestaat over de relatie tussen terreinkenmerken van bos en de geschiktheid van bos voor verschillende diersoorten.

Het onderzoek bestaat uit meerdere fasen. In de eerste fase van dit onderzoek (zie paragraaf 1.4) is de basis gelegd voor een methode waarmee de relatie tussen terreinkenmerken en de habitatgeschiktheid voor diersoorten kan worden

beschreven. Voor een aantal diersoorten (vogels, zoogdieren, mieren, vlinders en reptielen) is de relatie tussen afzonderlijke terreinkenmerken en de habitatgeschiktheid van de verschillende diersoorten ingevuld.

Het doel van de tweede en derde fase van het onderzoek, die in dit rapport zijn beschreven, is het uitwerken van een methode om het geheel aan gehanteerde terreinkenmerken van bos te combineren om te komen tot de habitatgeschiktheid van bos voor verschillende diersoorten. Deze methode dient verwerkt te worden in een computerprogramma waarmee op eenvoudige wijze de habitatgeschiktheid van diersoorten kan worden bepaald.

1.3 Beperkingen en randvoorwaarden

Deze studie is gericht op terreinkenmerken van bos op opstandsniveau. Met andere woorden, het is niet gericht op structuurkenmerken van grotere eenheden zoals beheersobjecten of beheerseenheden. Op opstandsniveau worden de meeste beheersbeslissingen genomen, zoals wel/niet maken van open plekken of het wel/niet inplanten van deze open plekken met plantsoen. Het Informatiesysteem Kosten-Doelrealisatie werkt eveneens op opstandsniveau.

Er zijn andere instrumenten ontwikkeld die het voorkomen van dieren op hogere niveaus voorspellen, zoals LARCH of METAPHOR.

Het onderzoek is niet gericht op het aangeven van de verspreidingsmogelijkheden van soorten. Met andere woorden, het richt zich niet op de mogelijkheid van soorten om bepaalde bosgebieden te kunnen bereiken.

1.4 Resultaat van de eerste fase van het onderzoek

Er is in de eerste fase van het onderzoek een methode ontworpen waarmee de relatie tussen terreinkenmerken en de habitatgeschiktheid van verschillende diersoorten kan worden weergegeven. De methode is gebaseerd op HSI-modellen zoals die in de Verenigde Staten zijn ontwikkeld (zie o.a. US Fish and Wildlife Service, 1980, Duel, 1992).

De methode bevat twee onderdelen: een deel waar per diersoort wordt gekeken naar de locatiegeschiktheid van het bos en een deel waarmee per diersoort de habitatgeschiktheid van een opstand wordt bekeken.

De locatiegeschiktheid dient te resulteren in een lijst met soorten waarmee een beheerder rekening kan houden bij het beheer van een specifiek stuk bos. De locatiegeschiktheid wordt bepaald aan de hand van de fysisch-geografische regio en de grootte van het bosobject.

De habitatgeschiktheid wordt per soort bepaald op basis van een aantal terreinkenmerken, variërend van boomsoort tot bedekking van de struiklaag. Ieder terreinkenmerk is gekwantificeerd in een aantal klassen. Per terreinkenmerk en per klasse is aangegeven wat de relatie is tussen het terreinkenmerk en de

habitatgeschiktheid (niet elk terreinkenmerk is relevant voor elke soort). Dit is gebeurd aan de hand van een cijfermatige codering.

Er is een aantal soortgroepen onderscheiden, namelijk dagvlinders, mieren, reptielen, vleermuizen, overige kleine zoogdieren en vogels. Binnen de soortgroepen zijn soorten gekozen op basis van de mate waarin soorten zijn gebonden aan bos, de kennis die van de soorten aanwezig is, zeldzaamheid van de soorten en de verspreiding ervan. Van een aantal soortgroepen zijn (vrijwel) alle soorten die in het bos voorkomen in het onderzoek meegenomen; van andere soortgroepen is een selectie van soorten gemaakt.

1.5 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de gebruikte terreinkenmerken van het bos beschreven. Deze zijn ook beschreven in een voorgaand rapport, maar zijn soms aangepast.

In hoofdstuk 3 wordt de methode beschreven waarmee de gegevens van de verschillende terreinkenmerk worden gecombineerd tot de habitatgeschiktheid.

In hoofdstuk 4 wordt het computerprogramma beschreven dat is gemaakt om de methode toe te passen. Er wordt daarnaast aangegeven hoe het programma verder ontwikkeld kan worden naar een hoger schaalniveau.

Een validatie van het computerprogramma is beschreven in hoofdstuk 5. Er is daarbij gebruik gemaakt van een Monte Carlo test.

Conclusies en aanbevelingen voor verdere uitwerking ervan volgen in hoofdstuk 6.

2 De terreinkenmerken

Ten opzichte van het voorgaande rapport (de Jong et al., 2002) is een aantal wijzigingen doorgevoerd in de kenmerken die worden gebruikt om de locatiegeschiktheid en de habitatgeschiktheid te bepalen. In dit hoofdstuk volgt een beschrijving van de kenmerken zoals ze nu zijn gehanteerd. Het betreft kenmerken voor de locatiegeschiktheid en voor de habitatgeschiktheid.

2.1 Kenmerken voor locatiegeschiktheid

De locatiegeschiktheid wordt bepaald door de fysisch geografische regio en de bosobjectgrootte. De indelingen hiervoor worden hieronder weergegeven.

In het voorgaande rapport werd naast deze kenmerken ook gebruik gemaakt van de bosgemeenschap als kenmerk. Deze is komen te vervallen. In plaats daarvan wordt nu de bodem gebruikt als kenmerk om de habitatgeschiktheid te bepalen (zie pagina 21).

Fysisch geografische regio's.

De indeling is weergegeven in Tabel 1. De indeling is verfijnd ten opzichte van de voorgaande versie. Feitelijk gaat het hier om sub-fysisch geografische regio's.

Tabel 1. Fysisch geografische regio's

Waddeneilanden
Duingebied West
Rivierenlandschap
Hogere zandgronden Noord
Hogere zandgronden Oost
Hogere zandgronden Midden
Hogere zandgronden Zuid
Laagveengebied Noord
Laagveengebied West
Zeekleigebied Noord
Zeekleigebied IJsselmeerpolders
Zeekleigebied Noordwest
Zeekleigebied Zuidwest
Heuvelland

Bosobjectgrootte

De bosobjectgrootte is weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2. Klassenindeling voor bosobjectgrootte

tot 4 ha
5 - 24 ha
25 - 49 ha
50 - 99 ha
≥ 100 ha

2.2 Kenmerken voor habitatgeschiktheid

Boomsoortensamenstelling

De boomsoorten die zijn onderscheiden zijn weergegeven in Tabel 3. In Tabel 4 zijn de onderscheiden bostypen weergegeven.

Tabel 3. Boomsoorten

Boomsoort
Berk
Inlandse eik
Es
Wilg
Populier
Esdoorn
Beuk
Amerikaanse eik
Els
Grove den
Den overig
Lariks
Fijnspar
Douglas
Spar overig/ <i>grandis</i>

Tabel 4. Bostypen, naar voorkomen van loof- en naaldbout

Bostype	Toelichting
Loofbos	grondvlak > 80 % loofboomsoorten
Naaldbos	grondvlak > 80 % naaldboomsoorten
Gemengd bos	grondvlak > 20 % loof- én > 20% naaldbout

Bosontwikkelingsfase

Aanvankelijk werd een vrij algemeen toegepaste indeling in bosontwikkelingsfasen gebruikt die sterk gebaseerd was op de fysiologie en groei van bomen (open fase, jonge fase, dichte fase, stakenfase, boomfase en aftakelingsfase). Er is nu echter een indeling gebruikt die meer is gebaseerd op de habitatgeschiktheid voor dieren.

De grens tussen jonge fase en dichte fase is aangepast van 2 naar 4 meter. Dit is gedaan omdat voor veel dieren die in de jonge fase voorkomen een houtige vegetatie met een hoogte tot 4 meter nog geschikt is. Daarboven verandert de geschiktheid wezenlijk. De aanvankelijke grens bij 2 meter bleek te laag.

Daarnaast worden de stakenfase en de aftakelingsfase niet meer afzonderlijk onderscheiden. Beide maken nu deel uit van wat de boomfase wordt genoemd.

De kenmerken van de stakenfase, zoals een dichte kroonlaag en het ontbreken van de struiklaag (die doorgaans leiden tot een relatief lage habitatgeschiktheid voor veel soorten), zijn nu variabele kenmerken voor de boomfase. Hetzelfde geldt voor de aftakelingsfase: karakteristieke terreinkenmerken van de aftakelingsfase, zoals een lagere kroonbedekking, dikke bomen en dood hout, zijn nu variabele kenmerken van de boomfase.

De nieuwe indeling in ontwikkelingsfasen is weergegeven in Tabel 5.

Tabel 5. Bosontwikkelingsfasen

Bosontwikkelingsfase	Toelichting
open plek	Boomloos, vaak met kruidenbegroeiing. Eventueel zaailingen aanwezig, maar niet dominant.
jonge fase of struiklaag	Kleine boompjes en struiken tot 4 m hoog, vaak met een kruidlaag.
dichte fase	Dichte opstand van 4 - 10 m hoog, weinig kruidlaag en nauwelijks of geen struiklaag.
boomfase	Bomen hoger dan 10 m. Kroonbedekking en struiklaag zijn variabel.

Struiklaag

In paragraaf 3.2 is aangegeven dat voor een aantal diersoorten de struiklaag met name relevant is als deze voorkomt in de boomfase, terwijl bij andere soorten de totale bedekking van de struiklaag relevant is. Er zijn daarom feitelijk twee soorten struiklagen.

Voor de invoer van de gegevens maakt dit overigens niet uit. De bedekking van de struiklaag in de boomfase wordt afzonderlijk ingevoerd en de totale bedekking van de struiklaag wordt bepaald aan de hand hiervan in combinatie met de bedekking van de jonge fase.

In Tabel 6 zijn de klassen weergegeven die worden onderscheiden.

Tabel 6. Klassenindeling van de bedekking van de struiklaag (in de boomfase of totale bedekking)

Struiklaag (bomen en struiken tot 4 m hoog)
≤ 2 %
3 - 9 %
10 - 39 %
≥ 40 %

Kroonbedekking

De kroonbedekking is gedefinieerd als kroonbedekking van het bosgedeelte dat in boomfase is. Hiermee wordt voorkomen dat er een interactie ontstaat tussen kroonbedekking en het aandeel bos dat in open, jonge of dichte fase is. Daarnaast is de kroonbedekking binnen de boomfase bij inventarisaties gemakkelijker in te schatten dan de totale kroonbedekking van een bosperceel (rekening houdend met open plekken).

De kroonbedekking wordt weergegeven in vijf klassen (Tabel 7).

Tabel 7. Klassenindeling van de kroonbedekking bij de boomfase

Kroonbedekking (bomen > 10 m hoog)
≤ 19 %
20 - 39 %
40 - 59 %
60 - 79 %
≥ 80%

Percentage open plekken

Percentage open plekken wordt als kenmerk gebruikt voor het bepalen van de habitatgeschiktheid. Het wordt niet als zodanig ingevoerd door een gebruiker, maar is afkomstig van de bedekking van het percentage open plekken bij de bosontwikkelingsfasen. De gebruikte indeling is weergegeven in Tabel 8.

Open plekken zijn daarmee plekken zonder een begroeiing van bomen of struiken, of hooguit met een lage bedekking van enkele kleine bomen of struiken in een open plek.

De afmetingen van een open plek bedragen meer dan 20 - 30 meter in doorsnede. Kleinere open plekken worden gezien als onderdeel van de overige bosontwikkelingsfasen waarin ze zich bevinden.

Tabel 8. Klassenindeling van het percentage open plekken

Percentage open plekken
≤ 5 %
5 - 19 %
20 - 39 %
40 - 59 %
60 - 79 %
≥80 %

Bosrandlengte

Het terreinkenmerk Bosrandlengte betreft de lengte aan bosrand langs de grenzen van de betreffende opstand (of bosgedeelte) waarvoor de habitatgeschiktheid bepaald dient te worden. Bosranden langs open plekken binnen de betreffende opstand blijven dus buiten beschouwing. De reden hiervan is dat er geen overlap ontstaat met andere terreinkenmerken, zoals het voorkomen van open plekken. Daarnaast in deze externe bosrand relatief eenvoudig te bepalen wanneer de omvang van de opstand bekend is. De hoeveelheid bosrand langs open plekken binnen een opstand is lastiger te bepalen. De klassenindeling is aangegeven in Tabel 9.

Tabel 9. Klassenindeling van verschillende hoeveelheden randlengte

Hoeveelheid bosrandlengte
≤30 m/ha
30 - 99 m/ha
100 - 199 m/ha
200 - 299 m/ha
300 - 399 m/ha
≥400 m/ha

Hoeveelheden dikke bomen

Het terreinkenmerk Hoeveelheid dikke bomen blijft onveranderd, zoals aangegeven in Tabel 10. Het gaat om bomen met een diameter op borsthoogte (*DBH*) van meer dan 40 cm.

Tabel 10. Klassenindeling van verschillende hoeveelheden dikke bomen, dikker dan 40 cm (DBH)

Hoeveelheid dikke bomen, dikker dan 40 cm (DBH)
0 per ha
1 - 2 per ha
3 - 5 per ha
6 - 10 per ha
> 10 per ha

Dode bomen

Ten opzichte van de aanvankelijke indeling (de Jong et al, 2002) is de klassenindeling aangepast. De klassen zijn groter geworden, zodat hieruit kan blijken dat voor bepaalde diersoorten de optimale hoeveelheid dode bomen vrij groot kan zijn; groter dan mogelijk werd verwacht op basis van de voorgaande indeling.

Tabel 11. Klassenindeling van verschillende hoeveelheden dode bomen, dikker dan 20 cm

Hoeveelheid stammen dood hout dikker dan 20 cm
0 - 1 per ha
2 - 5 per ha
6 - 15 per ha
16 - 25 per ha
26 - 50 per ha
> 50 per ha

Bodem

Aanvankelijk was de bosgemeenschap een van de kenmerken voor het bepalen van de locatiegeschiktheid. Deze was echter niet altijd goed toepasbaar en de voorkeur ging daarna uit naar een typering van de groeiplaats op basis van bodemkenmerken. Er is gekozen voor een indeling in drie klassen vochtigheid (Tabel 12) en drie klassen voedselrijkdom (Tabel 13). Deze leiden tot negen combinaties.

Tabel 12. Klassenindeling voor bodemvochtigheid, uitgedrukt in de gemiddeld hoogste grondwaterstand

nat	GHG < 15 cm
vochtig	GHG 15 - 40 cm
droog	GHG > 40 cm

Tabel 13. Klassenindeling voor voedselrijkdom

voedselarm	bodemmateriaal	vnml. zandgrond, (hoog)veen
	vegetatie	mosvegetaties (bv. klauwtjesmos), bochtige smele, struisgrassen
matig voedselrijk	bodemmateriaal	vnml. leemhoudende of ontwikkelende zandgronden
	vegetatie	braam, stekelvaren, valse salie, gladde witbol, liggend walstro, lijsterbes
voedselrijk	bodemmateriaal	vnml. klei
	vegetatie	brandnetel, dauwbraam, stekelvaren, witte klaverzuring, speenkruid

3 Van terreinkenmerken naar habitatgeschiktheid

3.1 Algemeen

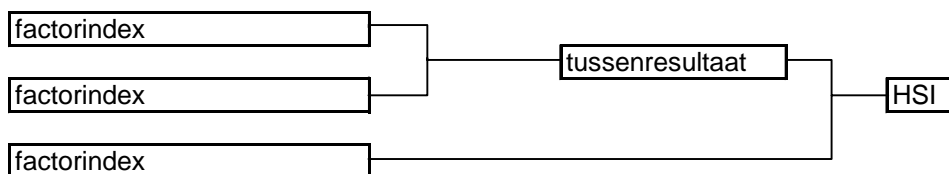
In hoofdstuk 2 zijn de terreinkenmerken weergegeven die worden gebruikt voor het bepalen van de habitatgeschiktheid per diersoort. Per terreinkenmerk is per diersoort een factorindex¹ aangegeven (de Jong et al., 2002) volgens de codering in Tabel 14. De codering is ten opzichte van het voorgaande rapport iets veranderd, en voor bepaalde diersoorten zijn na kalibratie enkele waarden aangepast. De factorindexen per terreinkenmerk dienen gecombineerd te worden tot de habitatgeschiktheid. De basisstructuur voor het combineren van terreinkenmerken die in de eerste fase van dit onderzoek is aangegeven (de Jong et al., 2002) is in deze tweede fase verder uitgewerkt en wordt hieronder beschreven.

Tabel 14. Beschrijving van de klasse bij de waardering van terreinkenmerken (aangepast ten opzichte van De Jong et al., 2002)

Code	Naam
0	ongeschikt
1	matig geschikt
2	voldoende geschikt
3	geschikt
4	zeer geschikt

3.2 Structuur voor het combineren van terreinkenmerken

Bij de aangepaste berekeningswijze worden in een aantal tussenstappen de waarden van enkele factorindexen gecombineerd tot de habitatgeschiktheidsindex (HSI). In deze tussenstappen worden een aantal tussenresultaten berekend (zie Figuur 3). De volgorde waarin de verschillende terreinkenmerken worden gecombineerd (welke factorindexen leiden samen tot een tussenresultaat?) ligt voor alle diersoorten vast. Dit is weergegeven in Figuur 5.



Figuur 3. In een aantal stappen wordt de habitatgeschiktheid berekend vanuit de verschillende factorindexen per terreinkenmerk

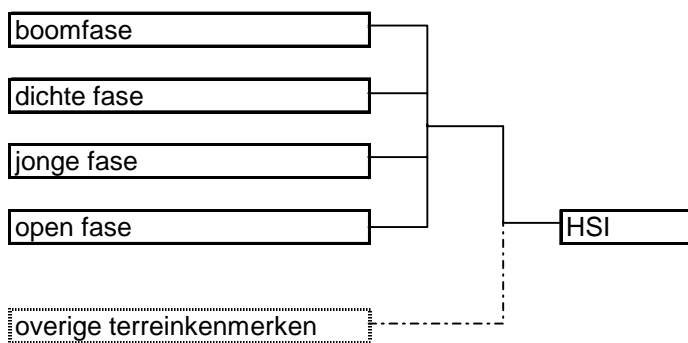
¹ Factorindex is de afzonderlijke indexen voor habitatgeschiktheid per terreinkenmerk (zie de Jong et al., 2002)

Een belangrijk kenmerk voor het bepalen van habitatgeschiktheid van bos is de bosontwikkelingsfase. Dit terreinkenmerk is voor een belangrijk deel bepalend geweest voor de wijze waarop de factorindexen per terreinkenmerk worden gecombineerd.

Voor gelijkjarige bospercelen (planningseenheden; bijvoorbeeld twee ha) is het relatief eenvoudig om een ontwikkelingsfase aan te geven. Naarmate het bos ongelijkjariger wordt (zoals de huidige tendens is in het Nederlandse bos), wordt het lastiger om één ontwikkelingsfase voor een bosperceel aan te geven. Als er in een ouder opgaand bos enkele kleine open plekken voorkomen (b.v. van 5 à 10 m doorsnede), dan is dit nog onderdeel van de boomfase. Als de open plekken groot zijn (bijvoorbeeld 30 m in doorsnede), dan zijn het delen in een andere bosontwikkelingsfase en worden ze gebruikelijk niet meer tot de boomfase gerekend. Bij het uitwerken van een methode dient er dan ook rekening mee gehouden te worden dat er in een stuk bos van beperkte omvang meerdere bosontwikkelingsfasen voor kunnen komen.

Uitgaan van het toekennen van maximaal één bosontwikkelingsfase aan een bosperceel is niet zinvol, omdat de variatie binnen de fasen dan erg groot moet zijn om alle voorkomende situaties te kunnen beschrijven. De grenzen tussen de fasen worden daarmee ook vaag. De open fase zou bijvoorbeeld nog een bepaald aandeel bomen en struiken moeten kunnen bevatten, en de boomfase zou een bepaald deel open plekken moeten kunnen bevatten om alle mogelijke situaties te kunnen beschrijven. De waarde van de informatie over de ontwikkelingsfasen wordt daarmee klein.

Er is daarom voor gekozen om per planeenheid het oppervlakteaandeel van verschillende bosontwikkelingsfasen aan te geven. De habitatgeschiktheid van bos wordt vervolgens deels bepaald door de gewogen gemiddelde factorindexen van de bosontwikkelingsfasen (met de bedekkingspercentages als gewicht). Daarnaast bepalen overige terreinkenmerken de habitatgeschiktheid van het bos (zie Figuur 4).



Figuur 4. De gewogen gemiddelde factorindexen van de bosontwikkelingsfasen en overige terreinkenmerken bepalen de habitatgeschiktheid

Bij het combineren van terreinkenmerken dient er rekening mee gehouden te worden dat sommige terreinkenmerken gebonden zijn aan een specifieke bosontwikkelingsfase. De kroonbedekking (van bomen groter dan 10 m, zie hoofdstuk 2) is bijvoorbeeld relevant voor het deel van het bos dat in boomfase verkeert. Zo ook zijn de boomsoortensamenstelling en het bostype relevant voor de boomfase.

Wanneer er een kleiner deel van het bos in de boomfase verkeert dient de invloed van de terreinkenmerken die aan de boomfase zijn gerelateerd eveneens kleiner te worden. Daarom is vastgelegd dat deze terreinkenmerken gecombineerd worden om het tussenresultaat van de verschillende bosontwikkelingsfasen te bepalen.

Voor een aantal terreinkenmerken geldt dat ze niet gebonden zijn aan een bepaalde bosontwikkelingsfase, bijvoorbeeld de hoeveelheid dood hout en de hoeveelheid dikke bomen. Voor deze kenmerken geldt dat ze onafhankelijk van de bosontwikkelingsfasen gebruikt worden om de habitatgeschiktheid te bepalen (zie Figuur 4).

Ten slotte zijn er terreinkenmerken die voor bepaalde diersoorten relevant zijn in combinatie met specifieke bosontwikkelingsfasen, terwijl hetzelfde terreinkenmerk voor andere diersoorten relevant is voor het totale bos. Dit is het geval bij de struiklaag. Bij dergelijke terreinkenmerken dient de factorindex afhankelijk van de diersoort te worden gecombineerd met ofwel andere factorindexen om te komen tot het tussenresultaat van een bosontwikkelingsfase, ofwel gecombineerd te worden met tussenresultaten van bosontwikkelingsfasen om te komen tot de habitatgeschiktheid van het bos (zie kader). Het gaat hier feitelijk dan om twee verschillende terreinkenmerken: struiklaag van de boomfase en struiklaag totaal. Afhankelijk van de diersoort wordt struiklaag van de boomfase of struiklaag totaal gebruikt. De eerste wordt gebruikt om het tussenresultaat van de boomfase te bepalen; de tweede wordt gebruikt nadat eerst de tussenresultaten van de bosontwikkelingsfase zijn bepaald.

Kader

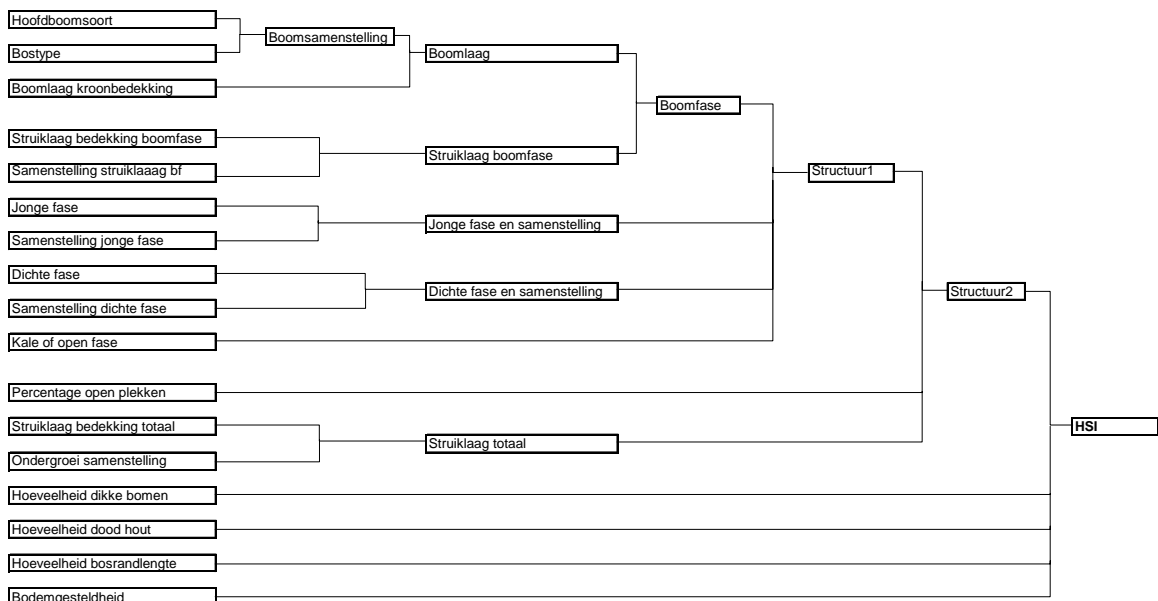
De Glanskop is gebonden aan het voorkomen van een struiklaag in combinatie met de boomfase. De struiklaag van de jonge fase draagt bij deze soort weinig bij aan de habitatgeschiktheid van het bos. Voor de Glanskop dient de factorindex van het terreinkenmerk struiklaag daarom gebruikt te worden in combinatie met andere terreinkenmerken van de boomfase (kroonbedekking, bostype, boomsoortensamenstelling) om het tussenresultaat van de boomfase te bepalen.

Voor de Tuinfluiter daarentegen is het nauwelijks relevant of de struiklaag in combinatie met een boomfase voorkomt. Voor deze soort is de totale bedekking van de struiklaag van belang. Voor de Tuinfluiter dient de hoeveelheid struiklaag in de boomfase opgeteld te worden bij de hoeveelheid jonge fase (100% struiklaag) om de totale hoeveelheid struiklaag te bepalen. Deze totale struiklaag dient vervolgens gecombineerd te worden met de tussenresultaten van alle bosontwikkelingsfasen om de habitatgeschiktheid te bepalen.

Uitgaande van het bovenstaande kunnen de tussenresultaten van de verschillende afzonderlijke bosontwikkelingsfasen afhankelijk van een aantal terreinkenmerken variëren. Het tussenresultaat van de open fase heeft een vaste waarde. De tussenresultaten van de jonge- en dichte fase kunnen (voor bepaalde diersoorten) afhankelijk zijn van de soortensamenstelling van deze fasen.

Voor de boomfase geldt dat het tussenresultaat (voor bepaalde diersoorten) afhankelijk kan zijn van de volgende terreinkenmerken: boomsoortensamenstelling, bostype, kroonbedekking en struiklaag.

In Figuur 5 is weergegeven hoe de verschillende factorindexen en tussenresultaten worden gecombineerd om tot de HSI te komen.



Figuur 5. Schematische weergave om van factorindexen van verschillende terreinkenmerken te komen tot de habitatgeschiktheid (van links naar rechts)

3.3 Berekeningswijze per diersoort per soort

De methode is zo uitgewerkt dat voor iedere diersoort afzonderlijk en bij iedere tussenstap afzonderlijk kan worden aangegeven met welke rekenwijze waarden van factorindexen gecombineerd worden. Zo kunnen factorindex A en B bij de ene diersoort op basis van een meetkundig gemiddelde gecombineerd worden, terwijl ze bij een andere diersoort op basis van de minimum waarde van beide factorindexen worden gecombineerd. De volgende rekenwijzen kunnen worden gebruikt:

- het minimum van de waarden
- het maximum van de waarden
- het (gewogen) rekenkundig gemiddelde
- het (gewogen) meetkundig gemiddelde
- vermenigvuldiging

Per diersoort is het mogelijk om de structuur specifiek te maken. Dit kan door :

- bepaalde terreinkenmerken wel of juist niet te gebruiken,
- verschillende rekenwijzen toe te passen,
- verschillende gewichten aan terreinkenmerken toe te kennen.

Door bij het bepalen van de habitatgeschiktheid van individuele diersoorten niet- of minder relevante kenmerken niet te gebruiken kunnen de modellen eenvoudiger gemaakt worden. Dit komt de transparantie ten goede en maakt het gemakkelijker om het model te kalibreren.

3.4 Soortgroepen

Naast een berekening van de habitatgeschiktheid per diersoort wordt tevens de habitatgeschiktheid van soortgroepen bepaald.

De habitatgeschiktheid per soortgroep wordt bepaald als gemiddelde van de soorten in de groep. Daarnaast wordt het aantal soorten per geschiktheidsklasse aangegeven. Dit geeft een indruk van de opbouw van de geschiktheid van de soortgroep. Het geeft aan voor hoeveel soorten van een soortgroep het bos geschikt, matig geschikt enzovoorts is.

4 Het computerprogramma

Voor de uitwerking van de methode voor berekenen van de habitatgeschiktheid is een computerprogramma (prototype) ontwikkeld. Deze eerste versie is getest en aan de hand van de bevindingen aangepast (paragraaf 4.1).

Het computerprogramma bevat een gedeelte dat gebruikt kan worden door de ontwikkelaars van de methoden, om gegevens per diersoort in te voeren. Daarnaast bevat het een gedeelte voor gebruikers, waarmee informatie over het bos ingevoerd kan worden. Ten slotte bevat het een gedeelte waarin de habitatgeschiktheid wordt weergegeven. In de paragrafen 4.2 t/m 4.6 worden de verschillende onderdelen kort besproken.

Daarnaast wordt kort aangegeven in welke richtingen het model uitgewerkt kan worden tot een hoger schaalniveau (paragraaf 4.7).

4.1 Eerste test van het prototype computerprogramma

Bij wijze van test is voor tien vogelsoorten de methode toegepast en zijn in het computerprogramma de berekeningswijze en de gewichten voor het bepalen van gewogen gemiddelden aangegeven. Dit is in 2003 uitgevoerd.

Het bleek dat het aantal parameters vrij groot is om met de hand na te lopen. Desondanks kon steeds een berekeningswijze worden toegepast zodat voor de meeste combinaties van terreinkenmerken een habitatgeschiktheid werd bepaald die overeenkomt met hetgeen verwacht wordt op basis van veldgegevens en expert-judgement.

Voor sommige soorten volstaat een eenvoudige structuur. Voor de Boomklever bijvoorbeeld is alleen gebruik gemaakt van de terreinkenmerken Boomsoorten-samenstelling, Kroonbedekking, Dikke bomen en Dood hout.

Voor andere soorten is een meer complexe structuur (meer terreinkenmerken) gebruikt. Voor de Groene specht bijvoorbeeld zijn Boomsoortensamenstelling, Kroonbedekking, Struiklaagbedekking (in de boomfase), Open plekken, Dikke bomen en Dood hout gebruikt om zo goed mogelijk de habitatgeschiktheid te bepalen.

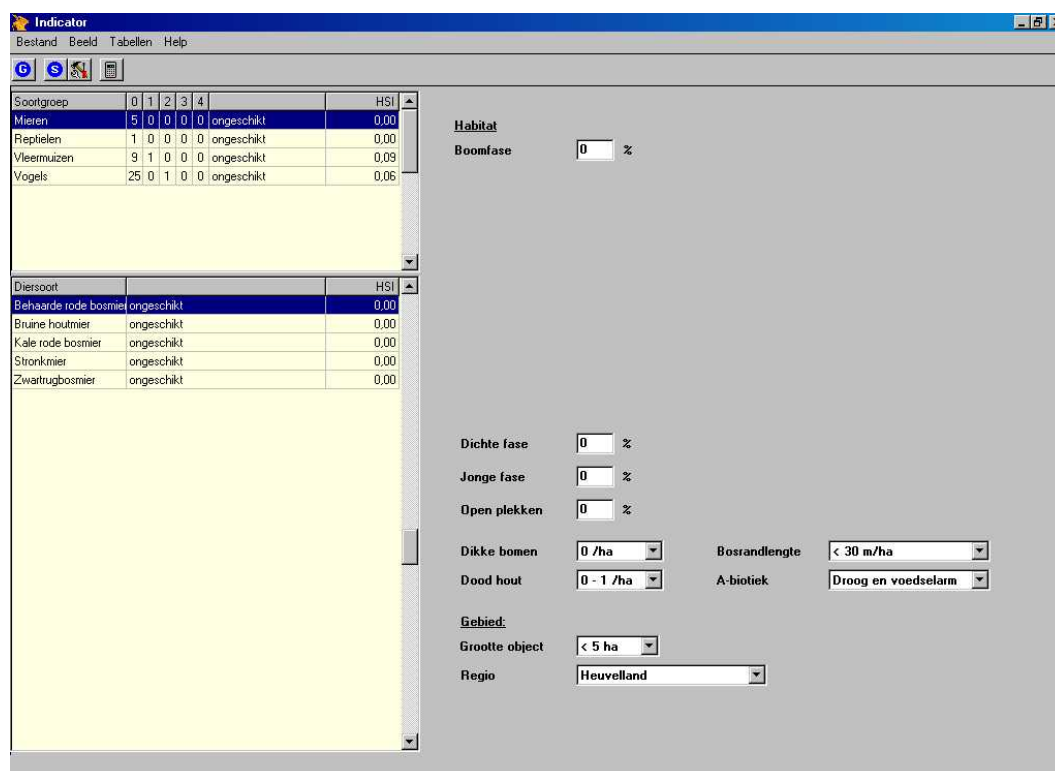
De Bosontwikkelingsfase wordt bij iedere soort meegenomen op basis van oppervlaktaandeel.

Na de test zijn enkele aanpassingen doorgevoerd. Dit betrof met name het hoofdvenster, dat bij het invullen van terreinkenmerken niet altijd duidelijk was. Daarnaast is de abiothiek als kenmerk in het programma opgenomen (in een eerdere versie ontbrak die nog) nadat bleek dat dit voor een aantal soorten deels bepalend is voor het voorkomen.

Na de aanpassingen zijn van iedere diergroep één of enkele soorten in het programma opgenomen.

4.2 Hoofdvenster

In Figuur 6 is het hoofdvenster weergegeven. In het linker gedeelte van het hoofdvenster kan de gebruiker gegevens over het bos invoeren. Rechts in het hoofdvenster verschijnt voor de soorten die de gebruiker heeft geselecteerd de habitatgeschiktheid.



Figuur 6. Hoofdvenster van het computerprogramma (wanneer nog geen terreinkenmerken zijn ingevuld)

4.3 Habitatgeschiktheid bepalen

Bij het opzetten van de methode is er van uitgegaan dat een gebruiker eenvoudig te bepalen gegevens over het bos dient in te vullen. Voor een aantal terreinkenmerken hoeft de gebruiker geen gegevens in te vullen omdat ze van andere terreinkenmerken worden afgeleid. Het programma bepaalt in deze gevallen de waarden bij de terreinkenmerken. Dit is het geval bij Bostype, dat wordt bepaald uit de boomsoortensamenstelling. Daarnaast wordt de totale struiklaagbedekking bepaald uit het aandeel jonge fase, de bedekking van de struiklaag in de boomfase en het aandeel boomfase. Ten slotte wordt het aandeel open plekken bepaald uit het aandeel bos in open fase.

Habitat

Boomfase %

Dichte fase %

Jonge fase %

Open plekken %

Dikke bomen

Dood hout

Bosrandlengte

A-biotiek

Bedekking kroonlaag %

Samenstelling kroon

Berk	<input type="text" value="0"/> %	Els	<input type="text" value="0"/> %
Inlandse eik	<input type="text" value="50"/> %	Es	<input type="text" value="0"/> %
Beuk	<input type="text" value="50"/> %	Esdoorn	<input type="text" value="0"/> %
Am. eik	<input type="text" value="0"/> %	Wilig	<input type="text" value="0"/> %
Grove den	<input type="text" value="0"/> %	Populier	<input type="text" value="0"/> %
Den overig	<input type="text" value="0"/> %	Fijnspar	<input type="text" value="0"/> %
Lariks	<input type="text" value="0"/> %	Douglas	<input type="text" value="0"/> %
		Spar overig	<input type="text" value="0"/> %

Bedekking struiklaag onder kroon %

Samenstelling struiklaag

Figuur 7. Deel van het hoofdvenster waarin de gegevens van het bos, de waarden van de terreinkenmerken, worden ingevoerd

De gegevens dienen voor een deel geselecteerd te worden uit een aantal klassen en voor een deel dienen waarden (percentages) ingevuld te worden. In Figuur 7 is het gedeelte van het hoofdvenster weergegeven waarmee de gegevens van de terreinkenmerken kunnen worden ingevoerd. Figuur 8 geeft een voorbeeld van een selectiemenu.

Overig:

Dikke bomen

Dood hout

Bosrandlengte

- 2 - 5 /ha
- 6 - 15 /ha
- 16 - 25 /ha
- 26 - 50 /ha
- > 50 /ha

Figuur 8. Voorbeeld van een selectiemenu

De waarden van de terreinkenmerken resulteren in een habitatgeschiktheid per diersoort. Om de habitatgeschiktheid per diersoort links in het hoofdvenster weer te geven dient in het Menu "Beeld" de optie "HSI" aangevinkt te worden.

In Figuur 9 is hiervan een voorbeeld gegeven van de HSI-waarde van een aantal diersoorten, en de daarbij behorende beschrijving.

Diersoort		HSI
Appelvink	zeer geschikt	3,54
Boomklever	geschikt	2,58
Boomkruiper	geschikt	2,84
Boomleeuwenik	voldoende geschikt	2,17
Boompieper	voldoende geschikt	2,27
Bosuil	geschikt	3,02
Fitis	matig geschikt	1,07
Fluiter	geschikt	2,83
Geelgors	voldoende geschikt	2,00
Gilanskop	geschikt	2,60
Goudhaantje	ongeschikt	0,00
Grasmus	matig geschikt	0,81
Groene specht	voldoende geschikt	2,34

Figuur 9. Voorbeeld van het resultaat van de habitatgeschiktheid van een aantal diersoorten bij een ingegeven combinatie van terreinkenmerken

Naast een geschiktheid voor individuele soorten kan de geschiktheid voor soortgroepen bepaald worden. Aangegeven worden het aantal soorten in een geschiktheidsklasse en de gemiddelde HSI. De gebruiker kan zelf de samenstelling van de soortgroepen bepalen (zie paragraaf 4.5).

Soortgroep	0	1	2	3	4		HSI
Mieren	0	1	3	1	0	voldoende geschikt	2,06
Reptielen	0	0	1	0	0	voldoende geschikt	2,38
Vleermuizen	0	0	0	10	0	geschikt	2,92
Vogels	2	2	9	11	2	voldoende geschikt	2,28

Figuur 10. Voorbeeld van het resultaat van de habitatgeschiktheid van een aantal diergroepen bij een ingegeven combinatie van terreinkenmerken

4.4 Voorkomen van diersoorten

Per soort kan worden bekeken of een soort - gegeven de fysisch-geografische regio en de grootte van het bosobject - al dan niet vaak voorkomt. De daarvoor gebruikte informatie over het bos wordt rechtsonder in het hoofdvenster ingevoerd (Figuur 11).

De fysisch-geografische regio en de grootte van het bosobject resulteren in een waarde voor voorkomen per diersoort. Om deze waarden voor voorkomen links in het hoofdvenster weer te geven dient in het menu "Beeld" de optie "Voorkomen" aangevinkt te worden. De waarde voor voorkomen wordt dan zoals in Figuur 12 weergegeven.

De informatie over het voorkomen kan gebruikt worden om soortgroepen samen te stellen. Soorten die niet vaak voorkomen zou men weg kunnen laten.

Het voorkomen kan ook voor soortgroepen bepaald worden (Figuur 13).

Gebied:

Groote object 25 - 50 ha

Regio Hogere zandgronden Midden

Figuur 11. Gedeelte van het hoofdvenster waarin de kenmerken voor het voorkomen van soorten wordt aangegeven


Diersoort		Voorkomen
Boomkruiper	komt heel vaak voor	4,00
Boomleeuwerik	komt heel vaak voor	4,00
Boompieper	komt heel vaak voor	4,00
Bosuil	komt vaak voor	3,46
Fitis	komt heel vaak voor	4,00
Fluiter	komt heel vaak voor	4,00
Geelgors	komt vaak voor	3,00
Glanskop	komt vaak voor	3,46

Figuur 12. Voorbeeld van het resultaat van het voorkomen van een aantal diersoorten bij een ingegeven combinatie van objectgrootte en regio



Soortgroep	0	1	2	3	4		Voorkomen
Mieren	1	1	3	0	0	komt regelmatig voor	1,57
Reptielen	0	0	0	1	0	komt vaak voor	3,00
Vleermuizen	1	0	0	8	1	komt vaak voor	3,01
Vogels	1	1	2	7	15	komt vaak voor	3,42

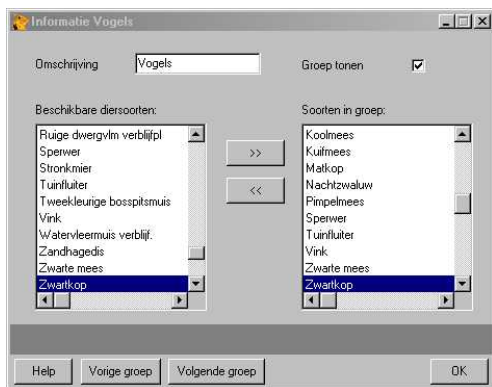
Figuur 13. Voorbeeld van het resultaat van het voorkomen van een aantal diersoorten bij een ingegeven combinatie van objectgrootte en fysisch-geografische regio

4.5 Soortgroepen samenstellen

Door middel van de knop "Groepen", , wordt het venster opgeroepen waarmee soortgroepen aangemaakt en ingevuld kunnen worden (Figuur 14). Boven het venster staat de naam van de groep omschreven. Met de knoppen "Vorige groep" en "Volgende groep" kan tussen groepen gewisseld worden. Door het vakje achter "Groep tonen" aan te vinken wordt de groep in het hoofdvenster getoond.

Links in het venster is de lijst met alle soorten in het model weergegeven. Rechts staat de lijst met soorten die in de betreffende soortgroep zijn opgenomen.


Door middel van de knop "Toevoegen", , worden soorten die in de linker lijst zijn geselecteerd toegevoegd aan de lijst van soorten waarvoor de habitatgeschiktheid wordt bepaald. Met de knop "Verwijderen", , worden soorten uit de rechter lijst verwijderd.



Figuur 14. Venster waarmee diersoorten worden toegevoegd, waarvoor de habitatgeschiktheid bepaald dient te worden

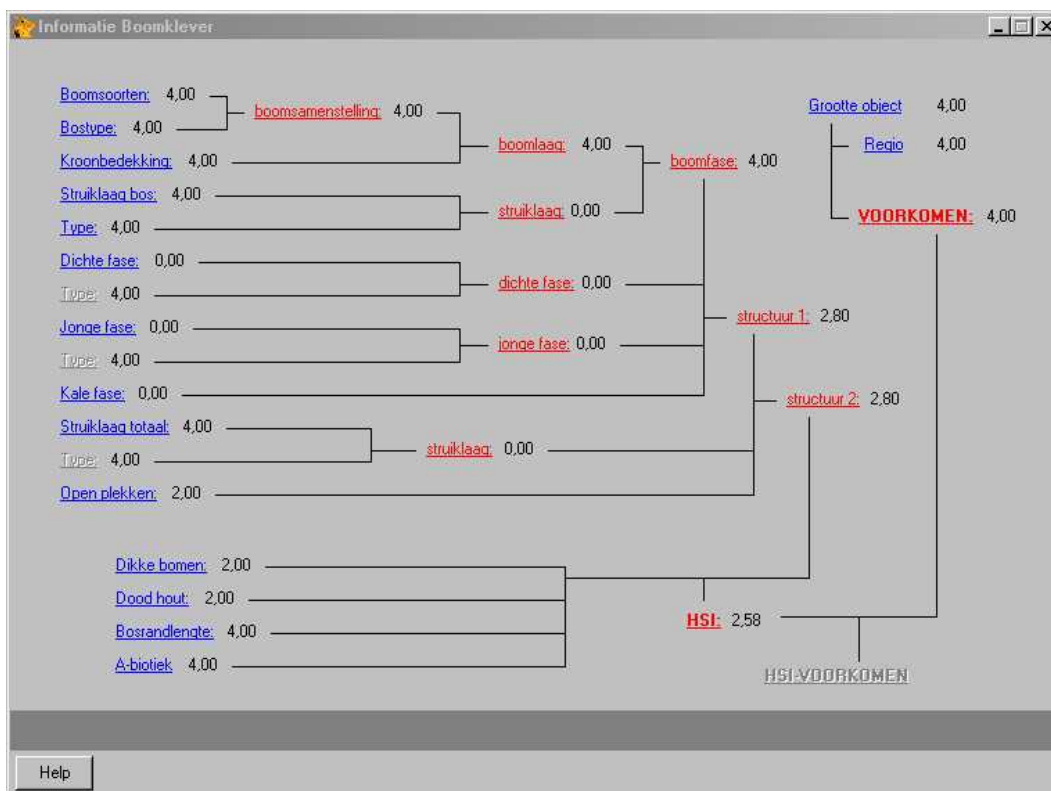
4.6 Invoer informatie per diersoort

De invoer van informatie per diersoort is bedoeld voor ecologen en experts op het gebied van bepaalde soorten(groepen), die de achterliggende informatie van het model invullen en kalibreren.

Het schema in Figuur 5 (zie paragraaf 3.2) is in het computerprogramma uitgewerkt in een venster dat wordt gebruikt om gegevens van de verschillende diersoorten in te voeren. Figuur 15 geeft een voorbeeld van zo'n venster voor de Boomklever. Het venster wordt opgeroepen door te klikken op de "Gereedschap-knop", . De gegevens per diersoort zijn in een database opgeslagen en zijn daarom ook door middel van bijvoorbeeld MS Access te benaderen.

Links in het venster kunnen terreinkenmerken worden aangeklikt om de factorindexen per terreinkenmerk aan te passen. Figuur 16 geeft als voorbeeld een venster dat daarvoor verschijnt. Achter het betreffende terreinkenmerk wordt de factorindex weergegeven op basis van de op dat moment ingevoerde terreinkenmerken.

Midden en rechts in het venster zijn de verschillende knooppunten tussen de terreinkenmerken of tussenresultaten weergegeven, met daarachter het tussenresultaat op basis van de op dat moment ingevoerde terreinkenmerken. Door op een knooppunt te klikken wordt een venster geopend waarmee de berekeningswijze voor het betreffende knooppunt kan worden aangepast. Figuur 17 geeft een voorbeeld van zo'n scherm.



Figuur 15. Voorbeeld van schema waarmee de habitatgeschiktheid van de Boomklever wordt bepaald. De weergegeven waarden veranderen wanneer andere waarden van de terreinkenmerken worden ingevuld

0 - 20%	1
21 - 40%	2
41 - 60%	2
61 - 80%	3
81 - 100%	4

De waarden moeten tussen 0 en 5 liggen

Figuur 16. Voorbeeld van een scherm waarmee de factorindexen bij gegeven waarden van terreinkenmerken kunnen worden aangepast

Type: Meetkundig gemiddelde [mg]

Gewicht Structuur 2: 3

Gewicht Dikke bomen: 2

Gewicht Dood hout: 1

Gewicht Bosrandlengte: 0

De waarden moeten tussen 0 en 5 liggen

Figuur 17. Voorbeeld van een invoerscherm voor het combineren van terreinkenmerken

4.7 Mogelijke verdere uitwerking: Opschalen van het model

Aangezien de habitatgeschiktheid van opstanden samenhangt met de omgeving ervan (aangrenzend grondgebruik, aangrenzende opstanden) kan het voor bepaalde soorten (bijvoorbeeld met een home-range boven het opstandsniveau) een verbetering betekenen als rekening wordt gehouden met de ruimtelijke aspecten van de habitatgeschiktheid. Dit kan gebeuren door het model op te schalen. Opschalen heeft niet plaatsgevonden binnen het huidige project. Enkele mogelijkheden hiervoor worden hieronder besproken.

Model voor objectniveau

Een model voor objectniveau kan per opstand de habitatgeschiktheid en het aantal habitateenheden bepalen volgens het huidige model, om vervolgens hieruit het aantal habitateenheden van een groter geheel te bepalen zoals een object (bosgebied).

Dit kan door de resultaten van de methode zoals hij er nu ligt per opstand te aggregeren, wat de meest eenvoudige optie is. Dit kan door per opstand het aantal habitateenheden te berekenen en daaruit het aantal habitateenheden van een object te bepalen.

Het bovenstaande vergt een extra module in het computerprogramma en, indien gewerkt gaat worden met habitatfuncties, aanvulling van de gegevens per soort.

Een verfijning van deze methode kan plaatsvinden door - met name voor soorten met een grotere homerange - aan te geven wat de geschiktheid is voor verschillende habitatfuncties, zoals foerageergebied en broedgebied. Een object wordt dan als totaal geschikt als het geschikt is voor de verschillende functies. Een of meerdere functies kunnen ook buiten het gebied vervuld worden. Voor vleermuizen is de habitatgeschiktheid al per habitatfunctie aangegeven.

Een andere optie is om op basis van de terreinkenmerken per opstand op een grotere schaal waarden voor terreinkenmerken te bepalen, dus van hoeveelheden dood hout per opstand naar hoeveelheden dood hout per bosobject, en van boomsoortensamenstelling per opstand naar boomsoortensamenstelling voor een bosobject. Het is echter niet duidelijk in hoeverre de relatie tussen habitatgeschiktheid en terreinkenmerken op een hoger schaalniveau te bepalen is. Juist de combinaties van de meeste terreinkenmerken op het kleine schaalniveau zijn voor veel soorten relevant, zoals dikke bomen in beukenbos voor de Boomklever. Deze optie lijkt daarom minder geschikt.

Ruimtelijk expliciet model

Een mogelijkheid is om bij het bepalen van de habitatgeschiktheid per opstand rekening te houden met de eigenschappen van het terrein in de directe omgeving, zowel omliggende opstanden als overige terreintypen.

De habitatgeschiktheid van een opstand kan bijvoorbeeld lager uitvallen of ongeschikt worden als er onvoldoende of geen opstanden en/of terreintypen met een bepaalde habitatgeschiktheid binnen een opgegeven range liggen (waardoor de opstand niet binnen een geschikte homerange ligt). Immers, als de terreinkenmerken

van een betreffende opstand geschikt zijn voor een diersoort maar de oppervlakte is te klein, en in de omgeving zijn geen andere opstanden/terreinen met geschikte terreinkenmerken, dan heeft de opstand weinig of geen betekenis als habitat voor de betreffende soort.

De habitatgeschiktheid van een opstand kan ook hoger worden als de opstand weinig geschikt is doordat er bepaalde terreinkenmerken ontbreken, maar die in nabije opstanden wel aanwezig zijn.

Ook bij deze wijze van opschalen kan het toepassen van geschiktheid voor habitatfuncties waardevol zijn. Zo kunnen open plekken voor een bepaalde soort ongeschikt zijn als broedgebied, maar kunnen ze wel bijdragen als foerageergebied. De geschiktheid als foerageergebied hangt tevens af van de nabijheid van de betreffende opstand van geschikte broedgebieden (en omgekeerd) zoals hierboven beschreven.

Het hier genoemde ruimtelijk expliciete model zou in een GIS verwerkt moeten worden. Een nadeel daarvan is dat de gebruiker over een GIS-pakket dient te beschikken, wat het model duurder maakt. Daarnaast betekent een op een GIS gebaseerd model dat de ligging (kaart) van de opstanden ingevoerd moeten worden, wat een grote toename betekent van de benodigde tijd voor het bepalen van de habitatgeschiktheid.

Een ander belangrijk nadeel is dat de complexiteit van het model sterk toeneemt.

5 Validatie

5.1 Doel en mogelijkheden

Een validatie van het model is uitgevoerd om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van de uitkomsten van het model. Validatie kan niet gebruikt worden om te bewijzen dat het model correct werkt. Daarvoor is het aantal mogelijke situaties in het terrein te groot. Door modeluitkomsten te vergelijken met veldwaarnemingen kan het vertrouwen in het model worden vergroot.

Een moeilijkheid van de validatie ligt in het feit dat het model op opstandsniveau een *habitatgeschiktheid* aangeeft, wat niet betekent dat een diersoort er bij een hoge geschiktheid direct voor dient te komen. De geschiktheid is iets anders dan een kans op voorkomen. Om het model te testen is aangenomen dat een hogere habitatgeschiktheid gepaard gaat met een grotere kans op voorkomen. Er dient een positieve relatie te zijn tussen de habitatgeschiktheid en het voorkomen van soorten.

Mogelijke ruis in de waarnemingen kan ontstaan doordat:

- dieren zich (tijdelijk) kunnen ophouden in opstanden die niet of minder geschikt zijn, maar die in de nabijheid liggen van geschikte opstanden;
- niet of minder geschikte opstanden deel uitmaken van een home range door hun specifieke ligging tussen geschikte opstanden;
- de dieren niet altijd waargenomen worden. Met name bij grotere opstanden bestaat de kans dat deze vanaf de paden minder goed te inventariseren zijn;
- dieren een home range hebben die meerdere geschikte opstanden beslaat, terwijl ze maar in één opstand van deze waargenomen worden.

De bovenstaande punten geven slechts aan dat het altijd mogelijk is dat een soort wordt waargenomen in een niet of minder geschikte opstand, terwijl hij in geschikte opstanden kan ontbreken. Er zijn daarom meerdere waarnemingen nodig om iets te kunnen zeggen over de werking van het model.

Bij voldoende waarnemingen mag er van uitgegaan worden dat er meer waarnemingen plaatsvinden naarmate de habitatgeschiktheid volgens het model groter is.

De validatie is uitgevoerd voor een beperkt aantal vogels. Er is voor vogels gekozen omdat hiervoor voldoende inventarisatiegegevens beschikbaar zijn. De validatie betreft alleen vogelsoorten die in relatief hoge dichtheden voorkomen. Dit is gedaan omdat er binnen dit onderzoek gegevens van een beperkt aantal opstanden konden worden verzameld, en er van de te valideren soorten voldoende waarnemingen nodig zijn om betrouwbare uitspraken te kunnen doen.

5.2 Materiaal

Er is een validatie van het model uitgevoerd door van verschillende opstanden de habitatgeschiktheid voor verschillende vogelsoorten volgens het model te vergelijken met de resultaten van SOVON-broedvogelinventarisaties.

Daartoe zijn de terreinkenmerken van 58 opstanden geïnventariseerd. Deze zijn verdeeld over de Staatsbosbeheerobjecten Oostereng (36 opstanden) en Kootwijk (22 opstanden). Het gezamenlijke oppervlak van deze opstanden bedraagt 156 ha, waarvan 65 ha is gelegen in Oostereng en 91 ha in Kootwijk. De oppervlaktes van de opstanden zijn verkregen van Staatsbosbeheer. De opstanden van Oostereng zijn voornamelijk gelegen op matig voedselrijke, droge bodems, terwijl de bodems van Kootwijk arm en droog zijn.

De terreinkenmerken Boomsoortensamenstelling, Ontwikkelingsfase (percentage), Kroonbedekking en Struiklaagbedekking zijn in het veld geschat. In de meeste gevallen was er sprake van één boomsoort en één ontwikkelingsfase per opstand. Voor de Kroonbedekking en de Struiklaag zijn de klassen aangehouden, zoals die ook in het model worden toegepast. De hoeveelheid Bosrandlengte, Dood hout en Dode bomen zijn in het veld bepaald door middel van tellen en meten, in combinatie met de oppervlakgegevens per opstand van Staatsbosbeheer.

Het voorkomen van vogels is bepaald aan de hand van inventarisatiegegevens van SOVON. De methode van inventarisatie is beschreven door Van Dijk (2004). Er is gebruik gemaakt van de zogenaamde veldkaartjes waarop de individuele vogelwaarnemingen zijn aangegeven. De broedvogels zijn in Oostereng in vier rondgangen en in Kootwijk in vijf rondgangen op verschillende data waargenomen. Dit betekent dat een vogel vier respectievelijk vijf keer waargenomen kan worden op verschillende data.

De validatie is uitgevoerd voor vogelsoorten die een relatief klein territorium hebben en die in relatief hoge dichtheden voorkomen in de betreffende bosobjecten, zodat er in het beperkte aantal opstanden dat is geïnventariseerd, voldoende waarnemingen van vogels zijn. Immers, bij vogelsoorten die in lage dichtheden voorkomen en/of grote territoria hebben komt een individu maar in een van de opstanden voor en ontbreekt hij in de overige opstanden van z'n territorium, die overigens wel geschikt kunnen zijn.

Voor beide bosobjecten is de validatie uitgevoerd voor de Grote bonte specht, de Kleine bonte specht, de Kuifmees, de Boomklever en de Boomkruiper. Voor Oostereng is daar de Zwarte mees aan toegevoegd, en voor Kootwijk is de Boompieper er aan toegevoegd, omdat deze soorten in de betreffende objecten frequent voorkomen.

Grote bonte specht, de Kleine bonte specht en de Boomkruiper hebben een territorium van 2 - 5 ha, terwijl de overige soorten een territorium < 2 ha hebben (SOVON/Staatsbosbeheer, 1999).

5.3 Analyse

De habitatgeschiktheid die het model aangeeft is dimensieloos en houdt geen rekening met het oppervlak van de opstanden waarvoor de habitatgeschiktheid wordt aangegeven. Om te corrigeren voor het feit dat de kans op voorkomen van een soort bij gelijke habitatgeschiktheid toeneemt met een toenemend oppervlak, kan de habitatgeschiktheid worden vermenigvuldigd met het oppervlak in hectares, wat resulteert in het aantal habitateenheden (HE's) (Duel, 1992). Daarnaast kan het aantal waarnemingen per hectare gebruikt worden als maat waarbij gecorrigeerd is voor het oppervlak.

5.3.1 Eerste beschouwing van de data

De resultaten van Indicator geven aan dat het aantal opstanden per habitatgeschiktheidsklasse van soort tot soort sterk verschilt (Tabel 15). Voor de Boomklever en de Kleine bonte specht vallen veel opstanden in de klasse met een geschiktheid van kleiner dan 1 ((vrijwel) ongeschikt). Dit komt vooral doordat er over het algemeen weinig dikke en dode bomen aanwezig waren en doordat er relatief veel naaldhoutopstanden waren. Voor de Kuifmees vielen de meeste opstanden in de hoogste geschiktheidsklasse. Ook dit komt door het grote aandeel naaldhoutopstanden.

Voor iedere soort geldt dat er een of meer habitatgeschiktheidsklassen zijn waar geen opstanden in vallen. Over het geheel van de soorten is het aantal opstanden redelijk gelijkmatig verdeeld over de klassen, zij het dat de klasse 1-2 wat ondervertegenwoordigd is.

Voor het oppervlak per vogelsoort per habitatgeschiktheidsklasse geldt in grote lijnen hetzelfde verhaal. Het totaal aan oppervlaktes per habitatgeschiktheidsklasse is echter minder gelijkmatig verdeeld (Tabel 16).

In Tabel 17 is het aantal waarnemingen per ha en per geschiktheidsklasse weergegeven per vogelsoort. Doordat voor iedere soort geldt dat er voor een of meerdere habitatgeschiktheidsklassen geen of nauwelijks opstanden aanwezig zijn kan per soort de trend tussen het aantal waarnemingen per ha en de habitatgeschiktheid zo niet goed bekeken worden. Wanneer echter naar het totaal aan waarnemingen per hectare gekeken wordt, dan is er wel een toenemende trend van het aantal waarnemingen per ha bij toenemende habitatgeschiktheid.

Tabel 15. Aantal opstanden, per vogelsoort en per habitatgeschiktheidsklasse

Soort	Habitatgeschiktheidsklasse				totaal
	0-1	1-2	2-3	3-4	
Grote Bonte Specht	3	42	12	1	58
Kleine bonte Specht	36	5	15	2	58
Kuifmees	13	7	3	35	58
Zwarte mees	4	2	8	22	36
Boomklever	36	12	3	7	58
Boomkruiper	2	4	37	15	58
Boompieper	2	7	13	0	22
Totaal	96	79	91	82	348

Tabel 16. Oppervlakte, per vogelsoort en per habitatgeschiktheidsklasse (ha)

Soort	Habitatgeschiktheidsklasse				totaal
	0-1	1-2	2-3	3-4	
Grote Bonte Specht	16	102	33	5	156
Kleine bonte Specht	103	15	29	8	156
Kuifmees	37	18	7	93	156
Zwarte mees	6	2	18	39	65
Boomklever	110	22	5	19	156
Boomkruiper	14	6	104	32	156
Boompieper	6	39	46	0	91
Totaal	293	204	242	196	

Tabel 17. Aantal waarnemingen per ha, per vogelsoort en per habitatgeschiktheidsklasse

Soort	Habitatgeschiktheidsklasse				totaal
	0-1	1-2	2-3	3-4	
Grote Bonte Specht	0,00	0,25	0,54	0,00	0,28
Kleine bonte Specht	0,00	0,07	0,14	0,38	0,05
Kuifmees	0,08	0,00	0,42	0,31	0,22
Zwarte mees	0,00	0,00	0,00	0,34	0,20
Boomklever	0,05	0,23	0,22	0,93	0,19
Boomkruiper	0,00	0,00	0,26	0,74	0,33
Boompieper	0,00	0,23	0,13	*	0,16
Totaal (gewogen naar oppervlak)	0,16	0,79	1,93	2,93	

*: klasse niet aanwezig

Een volgende indicatie van de werking van het model kan worden verkregen van de correlatiecoëfficiënt tussen het aantal HE's per opstand en het aantal waarnemingen per opstand. De correlatiecoëfficiënt blijkt in het algemeen positief te zijn, wat er op duidt dat een groter aantal habitateenheden samengaat met een groter aantal waarnemingen van een betreffende vogelsoort (Tabel 18).

Echter, zoals hierboven vermeld en zoals blijkt uit Tabel 15 en Tabel 16 berust deze correlatie per soort op doorgaans een beperkt aantal waarnemingen per geschiktheidsklasse, waardoor de statistische betrouwbaarheid beperkt is.

Tabel 18. Correlatie tussen aantal HE en het aantal waarnemingen

Soort	Correlatiecoëfficiënt		
	Oostereng	Kootwijk	Totaal
Grote Bonte Specht	0,49	0,23	0,34
Kleine bonte Specht	0,60	0,73	0,65
Kuifmees	0,35	0,54	0,53
Zwarte mees	0,08	-	0,08
Boomklever	0,66	0,76	0,70
Boomkruiper	0,64	0,35	0,48
Boompieper	-	0,55	0,55

5.3.2 Monte Carlo test

Om de uitkomsten van het model met de waarnemingen statistisch te toetsten, is een Monte Carlo test uitgevoerd. Met een Monte Carlo test wordt de significantie van een waargenomen statistiek getoetst door deze te vergelijken met een gegenereerde statistiek die is verkregen uit een groot aantal random trekkingen (zie o.a. Chapman & Hall, 1997). De werking van de Monte Carlo test is weergegeven in Bijlage 1.

In Tabel 19 staan de resultaten van de Monte Carlo test. Het blijkt dat de veldwaarnemingen voor alle vogelsoorten binnen het 95% betrouwbaarheidsgebied liggen van de verdeling die is berekend binnen de Monte Carlo test. Daarmee wordt aangenomen dat de waarnemingen in het veld overeenkomen met de resultaten van het model.

Hierbij dient bedacht te worden dat het model voor een beperkt aantal vogelsoorten onder een beperkt aantal situaties is gevalideerd. Het is dus (zoals gebruikelijk bij een validatie) niet bewezen dat het model werkt. Het model werkt wel in de geteste situaties, wat het vertrouwen in het model vergroot.

Tabel 19. Resultaten van de Monte Carlo test. Een waarde groter dan 0,025 en kleiner dan 0,975 geeft aan dat de resultaten van de validatie binnen het 95% betrouwbaarheidsgebied vallen

Soort	P	aantal waarnemingen
Grote Bonte Specht	0,12	43
Kleine bonte Specht	0,80	8
Kuifmees	0,29	33
Zwarte mees	0,10	13
Boomklever	0,54	24
Boomkruiper	0,44	51
Boompieper	0,07	15

Een kanttekening bij de hierboven beschreven test is dat opstanden waarvoor het model voor betreffende vogelsoorten een 0-waarde aangeeft (opstand ongeschikt voor de soort), terwijl de vogelsoort wel voorkomt, buiten de test gelaten moesten worden. Dit kwam voor bij vijf opstanden voor de Boomklever en twee opstanden voor de Kuifmees.

Bij de Boomklever blijkt het ontbreken van dikke bomen een reden te zijn dat de opstanden als ongeschikt worden aangemerkt. Mogelijk dat dit kenmerk te zwaar doorwerkt in het uiteindelijke resultaat. Het ontbreken van dikke bomen is voor de soort een grote beperking, maar geheel ongeschikt wordt het bos er niet van.

De Kuifmees is eenmaal aangetroffen in bos in jonge fase van loofbos. Een dergelijke opstand is ongeschikt voor de soort, en dat de soort hier is waargenomen kan op toeval berusten. Een andere waarneming werd gedaan in een opstand van Amerikaanse eik, terwijl het model een opstand met deze boomsoort als ongeschikt beschouwt.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

De tweede en derde fase van het onderzoek hebben geresulteerd in een computerprogramma waarmee op basis van een beperkt aantal terreinkenmerken de habitatgeschiktheid van bos voor dieren kan worden bepaald. De informatie van de diersoorten was in de eerste fase van het onderzoek opgesteld.

Het computerprogramma vraagt van de gebruiker een beperkte hoeveelheid informatie. Deze informatie wordt voor een belangrijk deel bij reguliere monitoring geïnventariseerd. Daarnaast maken ze veelal deel uit van de doelstellingen voor het bos.

Na invulling van de gegevens geeft het computerprogramma voor de door de gebruiker geselecteerde soorten de habitatgeschiktheid weer, zowel in bewoording als cijfermatig. Hiermee kan een bosbeheerder op eenvoudige wijze inzicht krijgen in de gevolgen van z'n beheerskeuzen voor fauna.

Het is mogelijk het model op te schalen. Dit kan door er een (niet ruimtelijke) module aan toe te voegen die de uitkomsten aggregeert. Daarnaast kan meer gebruik worden gemaakt van het onderscheid in de geschiktheid voor de verschillende habitatfuncties, zoals broedgebied en foerageergebied.

Het uitwerken van het model tot een ruimtelijk expliciet model betekent een grote toename van de complexiteit en een afname van de gebruikersvriendelijkheid, waardoor dit geen goede optie is.

Vooralsnog zijn 24 vogelsoorten, 5 soorten mieren, een reptielensoort, 6 soorten vleermuizen ingevoerd in het programma. Daarbij is de informatie van deze diersoorten (de factorindexen) voor een deel aangepast ten opzichte van de informatie uit de eerste fase van het onderzoek, omdat de berekeningswijze om te komen tot de habitatgeschiktheid is veranderd.

De ingevoerde gegevens en berekeningswijze resulteren bij de grote variatie aan mogelijk in te voeren terreinkenmerken tot een habitatgeschiktheid die goed overeen komt met de verwachtingen op basis van veldgegevens en expert-judgement.

Er heeft een validatie van het model plaatsgevonden op basis van het voorkomen van 7 vogelsoorten in twee boswachterijen. Er is gekozen voor vogels omdat hiervan voldoende inventarisatiegegevens beschikbaar zijn. De zeven betreffende soorten zijn gekozen omdat ze een relatief klein leefgebied hebben en frequent voorkomen in de betreffende gebieden.

Een globale beschouwing van de resultaten laat zien dat er een toenemend aantal waarnemingen is bij een grotere habitatgeschiktheid van het model. Een Monte Carlo test laat zien dat de waarnemingen in het veld overeenkomen met wat op basis van het model kan worden verwacht voor alle zeven vogelsoorten.

Hierbij dient bedacht te worden dat het model voor een beperkt aantal vogelsoorten onder een beperkt aantal situaties is gevalideerd. Het is dus (zoals gebruikelijk bij een validatie) niet bewezen dat het model werkt. Het model werkt wel in de geteste situaties, wat het vertrouwen in het model vergroot.

6.2 Aanbevelingen

Opschalen van het model

Opschalen van het model heeft niet de eerste prioriteit. Wanneer het wordt opgeschaald, wordt bij voorkeur een niet-ruimtelijk model gemaakt. Dit betekent dat er een extra module aan het model wordt toegevoegd waarmee resultaten van verschillende opstanden worden geaggregeerd.

Uitbreiden van het aantal diersoorten

Vooralsnog is een beperkt aantal dieren opgenomen in het model. Dit aantal kan met name uitgebreid worden met kleine zoogdieren en vlinders, waarvoor in de eerste fase van het onderzoek gegevens zijn verzameld. Daarnaast kan van de andere soortgroepen het aantal worden uitgebreid.

Uitbreiding van het aantal diersoorten gebeurt bij voorkeur in samenwerking met organisaties die specifieke kennis over bepaalde diergroepen hebben.

Systematisch onderzoek naar terreinkenmerken en het voorkomen van diersoorten.

Het is wenselijk om de relatie tussen terreinkenmerken en het voorkomen van diersoorten systematisch op te zetten. Grote hoeveelheden veldgegevens, die door PGO's zoals SOVON en RAVON worden verzameld, kunnen hiertoe bijvoorbeeld worden gerelateerd aan bosinventarisatiegegevens.

Validatie van een groter aantal diersoorten

Vooralsnog is voor 7 vogelsoorten het model gevalideerd. Het is gewenst om het model ook voor andere diersoorten te valideren, namelijk diersoorten met een grotere home-range en diersoorten uit andere soortgroepen.

Literatuur

Dijk, A.J. van, 2004. Handleiding Broedvogel Monitoring (Broedvogelinventarisatie in proefvlakken). Beek-Ubbergen, SOVON Vogelonderzoek Nederland, 46 p.

Duel, H., 1992. Modellen voor de beoordeling van oevers op hun geschiktheid als habitat of corridor voor fauna. Delft, TNO/Rijkswaterstaat, DWW, Rapport W-DWW-92-720, 127 p.

Hekhuis, H.J., J.G. de Molenaar en D.A. Jonkers, 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven. Een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, IBN-rapport 078, 146 p.

Jong, J.J. de, R.C. van Apeldoorn, F.A. Bink, D.A. Jonkers, A.A. Mabelis, J.G. de Molenaar, H. Sierdsema, A.H.P. Stumpel en B. Verboom, 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.

Manly, B. F. J. 1997. Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology. London, Chapman & Hall, 399 p.

Snedecor G.W., en W.G. Cochran, 1967. Statistical Methods. Iowa, The Iowa State University Press, 6^{de} editie, 593 p.

SOVON/Staatsbosbeheer, 1999. AVIS 2.01.

US Fish and Wildlife Service, 1980. Habitat Evaluation Procedures (HEP). Washington, U.S. Department of the Interior, ESM no. 102, 120 p.

Bijlage 1 Monte Carlo test

Om de uitkomsten van het model met de waarnemingen statistisch te toetsten, is een Monte Carlo test uitgevoerd. Met een Monte Carlo test wordt de significantie van een waargenomen statistische grootheid getoetst door deze te vergelijken met een gegenereerde statistic die is verkregen uit een groot aantal random trekkingen (zie o.a. Chapman & Hall, 1997).

De Monte Carlo test is per vogelsoort uitgevoerd. Daarbij is het verwachte aantal waarnemingen per opstand berekend uit de habitatgeschiktheid en het oppervlak en het totale aantal waarnemingen over alle opstanden.

$$E_i = \frac{HSI_i A_i}{\sum HSI_i A_i} \sum O_i, \text{ ofwel } E_i = \frac{HE_i}{\sum HE_i} \sum O_i$$

Hierin is E_i het verwachte aantal waarnemingen per opstand, HSI_i de habitatgeschiktheid van een opstand, A_i de oppervlakte per opstand en O_i het aantal waarnemingen per opstand.

Per opstand is daarnaast een relatieve kans p op het voorkomen van een vogelsoort uitgerekend door

$$p_i = \frac{HE_i}{\sum HE_i}, \text{ zodat } \sum p_i = 1$$

Deze waarden kunnen bijvoorbeeld zijn 0,03; 0,12; 0,23 etc. Vervolgens is een cumulatief van p per opstand berekend die loopt van 0 tot 1. Op basis van het bovenstaande voorbeeld kan dit resulteren in 0,03; 0,15; 0,38 etc.

Daarna heeft er een aantal (gelijk aan het aantal waarnemingen $\sum O_i$) random trekkingen plaatsgehad tussen 0 en 1, en is gekeken in welke opstand de trekking terecht komt op basis van de verwachting p . Dit resulteert in een aantal scores, ofwel gesimuleerde waarnemingen per opstand. Met deze scores en het verwachte aantal waarnemingen is een Chi-kwadraat toets (o.a. Snedecor en Cochran, 1967) uitgevoerd, met:

$$\chi^2 = \sum \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}, \text{ waarbij } O_i \text{ in dit geval is gesimuleerd.}$$

Per vogelsoort is een Chi-kwadraatverdeling gesimuleerd (met de daarbij behorende overschrijdingskansen) door de bovenstaande random trekking berekening van χ^2 een groot aantal maal (hier 10.000) uit te voeren. Ten slotte is χ^2 berekend voor de werkelijke waarnemingen in het veld, en is gekeken of deze binnen het 95% betrouwbaarheidsgebied ligt, zoals berekend op basis van de simulaties.