



# VLAAMS IMPULSPROGRAMMA NATUURONTWIKKELING

## Selectie en evaluatie van indicatoren en uitwerking van een praktisch bruikbare methodologie voor de beoordeling van biodiversiteit in bossen

VLINA/C96/04

oktober 2001

Wetenschappelijke Instelling van de  
Vlaamse Gemeenschap



Instituut voor Bosbouw  
en Wildbeheer



Studie VLINA C96/04, uitgevoerd van 1/6/1997 tot 31/5/2000  
in het kader van het Besluit van de Vlaamse regering  
tot instelling en organisatie van een  
Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling van 8 februari 1995.

Wijze van citeren :

Van Den Meersschaut D., Vandekerkhove K., Van de Kerckhove P., Delbecque F. & Van Slycken J. (2001)

Selectie en evaluatie van indicatoren en uitwerking van een praktisch bruikbare methodologie voor de beoordeling van biodiversiteit in bossen.

Eindrapport project Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling VLINA/C96/04.

Rapport IBW Bb R.2001.009.

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Promotor : waarnemend directeur ir. Jozef Van Slycken

Medewerkers : ir. Diego Van Den Meersschaut

ir. Kris Vandekerkhove

Peter Van de Kerckhove

Frank Delbecque



# Niet technische samenvatting

## *Inleiding*

Dit onderzoeksproject kaderde binnen het VLINA-programma, thema 1.1 : Onderzoek naar het ontwikkelen, testen en evalueren van indicatoren of indices die de biodiversiteit meten.

De bijzondere waarde van boscosecosystemen voor het behoud van de biodiversiteit is een onderwerp dat sinds enige tijd sterk aan belang heeft gewonnen.

De engagementen, genomen tijdens de UNCED-conferentie (CBD) en een aantal initiatieven op Europees vlak zoals de resoluties van Helsinki H1 en H2, en de 'Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy' (PEBLDS) hebben geleid tot een Europees werkprogramma voor het behoud en de verhoging van de biologische en landschappelijke diversiteit in boscosecosystemen : 'Work Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems (WP-CEBLDF) (1997-2000). Dit werkprogramma werd bekrachtigd zowel door de ministers voor leefmilieu in Arhus (1998), als door de ministers bevoegd voor de bossen tijdens de conferentie in Lissabon (1998).

Het eerste objectief van dit werkprogramma is het behoud en de verhoging van de biodiversiteit via een duurzaam beheer van de bossen. Als eerste stap bij de realisatie van dit objectief wordt vooropgesteld dat indicatoren moeten worden geïdentificeerd die toelaten de biodiversiteit van boscosecosystemen te evalueren op nationaal en subnationaal vlak.

Ook binnen het Vlaams beleid bestaat een aantal initiatieven (milieubeleidsplan, Natuurrapport) die ertoe geleid hebben dat er een dringende nood is ontstaan aan een reeks van meetbare indicatoren en criteria voor de evaluatie van duurzaam bosbeheer en behoud van biodiversiteit in bossen.

Het genomen engagement houdt immers o.a. in dat de toestand van de biodiversiteit nationaal gemonitord wordt en de karakteristieke natuurlijke variatie dient te worden behouden.

De concrete doelstelling van dit project was dan ook te komen tot een duidelijke en praktisch bruikbare handleiding voor de evaluatie van de biodiversiteit in bossen.

De methodieken die resulteren uit dit project moeten toelaten om periodieke vergelijkbare evaluaties te maken en aldus de vooruitgang die al dan niet wordt geboekt, te kunnen inschatten.

Biodiversiteit omvat in principe drie verschillende aspecten : (1) soortendiversiteit, (2) genetische diversiteit binnen een soort en (3) diversiteit aan ecosystemen/biotopen. Dit project gaat voornamelijk in op het eerste aspect, met connecties naar het derde aspect.

Voor de beoordeling van de soortendiversiteit in bossen bestaan twee verschillende, complementaire methoden, namelijk de systeembenadering en de soortbenadering.

Bij de systeembenadering maakt men een onrechtstreekse schatting van de diversiteit, uitgaande van een aantal omgevingsfactoren en structuurparameters. Belangrijke aspecten hierbij zijn bodemkwaliteit, humuskwaliteit, structurele parameters, historische parameters, oppervlakte, mate van isolatie en connectiviteit.

Bij een soortbenadering zal men de soortenrijkdom rechtstreeks trachten in te schatten via een inventarisatie van een aantal specifieke geselecteerde soorten of soortengroepen. De totale soortenrijkdom van een bos is onmogelijk rechtstreeks te bepalen : de soortenrijkdom is immers zeer groot (het aantal diersoorten in gematigde bosgemeenschappen alleen al schommelt tussen de 1000 en 7000 soorten); heel wat soortengroepen zijn bovendien zeer moeilijk te inventariseren of zelfs onvoldoende gekend om er een correct beeld van te vormen.

## ***Strategie : een methodiek met drie niveaus van detail***

Methodieken voor de kwantificering van biodiversiteit in bossen hebben een zeer breed spectrum van toepassingsmogelijkheden, die vaak een verschillend niveau van volledigheid vereisen (en tegelijk een verschillend tijdsbudget en arbeidsintensiviteit vragen). Daarom is het noodzakelijk een **methodiek te ontwikkelen die verschillende toepassingsniveaus omvat**. Er wordt een methodiek met drie niveaus voorgesteld. Alle methodieken werken op de ruimtelijke schaal van het bosbestand.

**Eerste niveau** : aan de hand van een aantal eenvoudige en snel te bepalen parameters gebeurt een vrij algemene doch correcte inschatting van de diversiteit via een scoresysteem. Hierbij is geen uitgebreide soortenkennis noodzakelijk en moeten ook geen tijdrovende proefvlakken worden aangelegd.  
Toepassingsdomein : beoordelingen op het terrein van beheerplannen voor privé-bossen, 'checklist' voor belangrijke aspecten van het bosbeheer voor behoud van biodiversiteit,...

**Tweede niveau** : standaardbeoordelingen van biodiversiteit in bossen via een scoresysteem. Deze methodiek moet voldoende gedetailleerde gegevens opleveren voor beoordeling en monitoring van verschuivingen in de globale biodiversiteit van de Vlaamse bossen en kan direct worden gelinkt aan de dataset en methodieken van de Vlaamse bosinventarisatie en het monitoringsprogramma voor de integrale bosreservaten.

Toepassingsdomein : beheerplannen openbare bossen, MER's, beoordeling van de 'toestand van de natuur' (nodig i.f.v. het biodiversiteitsverdrag en de resoluties van Helsinki en het Natuurrapport), op te nemen in een uniforme en continue monitoring van de biodiversiteit in Vlaanderen (zoals vermeld in 'Leren om te Keren' en in het MINA-plan 2),...

Voor deze eerste twee niveaus zal men vooral vertrekken van de systeemingang, aangevuld met inventarisaties van een beperkt aantal soortengroepen.

**Derde niveau** :gedetailleerde beoordeling van de biodiversiteit, via rechtstreekse bepaling van de soortenrijkdom van een aantal geselecteerde soortengroepen. Een algemene, gebiedsdekkende toepassing van deze methode is hierbij niet haalbaar.

Toepassingsdomein : monitoring van integrale bosreservaten, onderzoek in gerichte bosreservaten, natuurreservaten en casestudies van pilootbossen in het kader van specifieke projecten.

In eerste instantie wordt niveau 2 uitgewerkt : dit vormt het basisniveau. Niveau 1 is een vereenvoudiging van de methodiek van niveau 2, maar is er rechtstreeks aan gelinkt (de scores moeten vergelijkbaar zijn). Niveau 3 staat enigszins los van beide voorgaande en geeft een gestandaardiseerde methodiek voor de inventarisatie van een aantal geselecteerde soortengroepen.

## ***Niveau 2 (standaardniveau) : authenticiteitsindex***

De laatste jaren worden in verschillende Europese landen pogingen ondernomen om de biologische diversiteit in bossen aan de hand van gemakkelijk meetbare en beheergevoelige parameters te vatten en te vertalen in een biodiversiteitsindex. Hierbij wordt in grote mate gebruik gemaakt van structuurparameters zoals gelaagdheid, dood hout, enz., waarbij van de veronderstelling wordt uitgegaan dat hoe gevarieerder de structuur is, hoe diverser ook de biologische rijkdom zal zijn.

Bij dergelijke methodieken tracht men de **potentiële waarde** wat betreft authentieke populatiegroottes en samenstelling van de biodiversiteit van een bosbestand in te schatten. Bij de ontwikkeling van de methodiek voor standaardevaluatie van de potentiële diversiteit (niveau 2 van deze studie) werd eveneens vertrokken van dit basisprincipe.

In Dudley (1996) en Dudley & Jeanrenaud (1998) worden deze methodieken gebundeld onder de benaming 'Structural surveys - surveys of forest-authenticity'.

Hierbij wordt het begrip '**authenticiteit**' beschreven door

- de soortensamenstelling ( van de bomen, struiken, kruidlaag,...)
- ruimtelijke variatie wat betreft leeftijd, grootte van de bomen, aandeel dood hout,...
- continuïteit in het landgebruik (bos) doorheen de geschiedenis
- aanwezigheid van natuurlijke verstorings- en verjongingsprocessen
- beheerpraktijken die de natuurlijke, ecologische processen nabootsen.

Gebruikte methodieken voor de monitoring van de 'authenticiteit' omvatten :

- identificatie van de onderliggende geologie en bodemtype
- survey van de soortensamenstelling, leeftijdsstructuur en bestandsstructuur
- identificatie en classificatie van staand en liggend dood hout

De hieronder ontwikkelde methodiek pretendeert enkel een inschatting te maken van de potentiële waarde van bosbestanden voor wat betreft het aspect 'soortenrijkdom' van het abstracte, allesomvattende begrip 'biodiversiteit'. Een term als 'biodiversiteitsindex' wordt hiervoor dan ook best gemeden. In navolging van Dudley & Jeanrenaud spreken we daarom verder van de '**authenticiteitsindex**'.

### ***Strategie***

Door de afdeling Bos & Groen (AMINAL) werd recent de bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest afgerond. Hiervoor werd een gestandaardiseerde bemonsteringsmethodiek uitgewerkt (Waterinckx & Haelvoet 1997). De doelstelling is beleidsondersteunende data over het Vlaamse bosareaal aan te reiken. Voorts werden in het kader van het project 'Bosbodemclassificatie door middel van bodemfauna' (kortweg 'Bodemfauna-project'), in opdracht van de afdeling Bos & Groen, in 56 meetpunten verschillende diergroepen geïnventariseerd (spinnen, loopkevers, kortschildkevers, hooiwagens, pissebedden, duizend- en miljoenpoten, pseudo-schorpioenen, zweefvliegen, *Sphaeroceridae* en nematoden).

Gelet op voornoemde projecten werd bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex zoveel mogelijk gestreefd naar integratie. Gezien hun raakvlak lijkt het immers uitermate interessant deze projecten een symbiotisch bestaan te laten leiden, resulterend in optimale databenutting en -opwaardering (zie Fig.1).

Ook Larsson et al (2001) stellen in hun aanbevelingen voorop om de nationale bosinventarisaties in te schakelen bij de monitoring van biodiversiteit in bossen, door biodiversiteitsindicatoren te koppelen aan de nationale bosinventarisatieprogramma's. De bosinventarisatie is immers ideaal ontworpen om veranderingen in de status van geselecteerde indicatoren te reflecteren. Daarom werd ervoor gekozen om de ontwikkeling van de **index te richten op de gebruikte methodologie bij de bosinventarisatie en de bestaande meetgegevens.**

Hierdoor wordt het mogelijk om zonder veel extra inspanningen en kosten direct een evaluatie van de biodiversiteit door te voeren op basis van een enorme dataset, die op zich garant staat voor een representatief beeld van het Vlaamse bos. Aangezien elke 10 jaar een nieuwe inventarisatie doorgevoerd wordt, kan dan aan de hand van deze index ook de evolutie van de biologische rijkdom op lange termijn worden nagegaan (monitoring).

Na ontwikkeling van de index is het noodzakelijk deze te toetsen : in hoeverre reflecteert een hoge indexscore ook een hoge werkelijke biodiversiteit (lees soortenrijkdom)?

De dataset uit het 'Bodemfauna-project' biedt hier zeer uitgebreide mogelijkheden. Deze beslaan uiteraard slechts een deel van alle aanwezige taxa. Niettemin kunnen de **opgestelde soortenlijsten getoetst worden aan de berekende authenticiteitsindex**. Om zo'n controle mogelijk te maken werd door het VLINA-team supplementair op de 50 punten de bosstructuur en de vegetatie opgenomen volgens de methodiek van de bosinventarisatie.

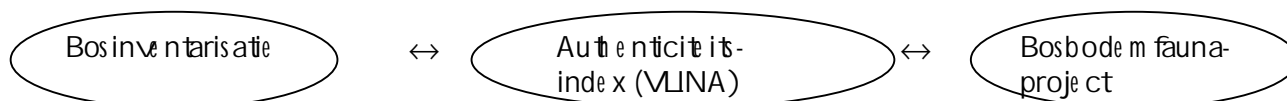


Fig.1 Integratie van de drie projecten

## Structuur van de authenticiteitsindex

De berekening van de authenticiteitsindex gebeurt aan de hand van een scoresysteem gebaseerd op vier grote pijlers, nl. de bos- of meer bepaald de **bestandsstructuur**, de **houtige vegetatie**, de **kruidvegetatie** en het aspect **dood hout**. Elk afzonderlijk aspect is opgebouwd uit specifieke parameters uit de bosinventaris. Aan iedere parameter wordt een score toegekend. De som van deze scores bepaalt een index voor elk aspect, die uiteindelijk aanleiding geeft tot de globale authenticiteitsindex. Hierbij werd getracht een evenredig gewicht toe te kennen aan deze vier afzonderlijke indexen, ervan uitgaande dat hun bijdrage aan de biodiversiteit min of meer even groot is. De maximale score van de authenticiteitsindex bedraagt 100 punten.

<u>Index</u>	<u>Maximale score</u>
Structuurindex	20
Houtige vegetatie-index	25
Kruidvegetatie-index	25
Dood hout-index	30
<b>∑ = AUTHENTICITEITSINDEX</b>	<b>100</b>

Het belang van deze aspecten voor de biodiversiteit in het algemeen, hun kwantitatieve bijdrage eraan en hun opbouw worden in het rapport uitgebreid beschreven.

### Bewuste beperkingen bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex.

Een aantal belangrijke authenticiteitsaspecten ontbreken veelal in het huidige bosbeeld omwille van historische redenen en het gevoerde bosbeheer : grote oude bomen, dood hout, gevarieerde en complexe bosstructuur, een grote verscheidenheid aan boom- en struiksoorten en typische verstoringen gestuurd door vuur, begrazing, pathogenen of stormen. Deze factoren hebben bovendien

gemeen dat zij via het gevoerde beheer rechtstreeks kunnen worden beïnvloed. Door deze aspecten op een gestandaardiseerde wijze te beschrijven en te vertalen in een score verkrijgt men een belangrijk hulpmiddel om de evolutie van deze elementaire 'authenticiteitsfactoren' in de Vlaamse bossen te monitoren en tegelijk de inspanningen die worden gedaan ter bevordering van deze factoren te evalueren.

Hieruit volgt het **belangrijkste criterium** waaraan de authenticiteitsindex die in deze studie werd ontwikkeld, moet voldoen, nl. hij moet **gevoelig zijn voor het gevoerde beheer en de impact ervan op de diversiteit weerspiegelen in zijn score.**

Een aantal andere belangrijke aspecten van de 'authenticiteit' van het bos werden daarom bij de ontwikkeling van de index bewust niet in rekening gebracht:

-bodemtype

-bosoppervlakte

-voorgeschiedenis van het landgebruik en het beheer.

Deze drie factoren zullen ongetwijfeld een zeer grote invloed hebben op de eigenlijke authenticiteit en de biodiversiteit van het bos. Door de zeer complexe relaties, maar ook door de grote hiaten in onze basiskennis (bv. wat betreft vroeger beheer) is het onmogelijk om directe relaties met de biodiversiteit te leggen. Zij hebben echter ook volgende eigenschap gemeen : **zij worden niet beïnvloed door de huidige beheerskeuzes.**

Daarom werden zij ook niet geïntegreerd in de ontwikkelde authenticiteitsindex. Hierdoor werd het mogelijk om een index te ontwikkelen die op het terrein kan worden bepaald en gebaseerd is op vrij eenvoudige, rechtlijnige relaties (meer structuurvariatie betekent een hogere index)

Hierdoor moet men er zich van bewust zijn dat deze index enkel een aanwijzing zal geven van de performantie van het beheer in functie van deze structuurparameters en hoogstens een indicatie geeft van de **potentiële** soortendiversiteit.

#### **Genodzaakte beperkingen bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex**

Het gebruik van de data uit de bosinventarisatie biedt het grote **voordeel** dat de ontwikkeling van de authenticiteitsindex kon gebeuren met een **combinatie van structuurkenmerken en plantensoorten** (vaatplanten en mossen). Hiermee wordt het volledig zichtbare en belangrijkste gedeelte van een boscossysteem gevat. Bomen, struiken, kruiden en structuren zijn immers de belangrijkste dragers van het hele faunaspectrum en van het ecosysteem op zich. Deze combinatie heeft echter tot gevolg dat de uiteindelijke berekening van de index slechts kan uitgevoerd worden op de helft van de steekproefpunten (raster van 1 km × 1 km of ± 1500 punten) aangezien daar zowel houtige als kruidvegetatie worden bemonsterd.

Het gebruik van de data uit de bosinventarisatie legt anderzijds ook een aantal **beperkingen** op aan de ontwikkeling van de authenticiteitsindex. De **ontwikkeling van de index wordt beperkt tot de beschikbare data en de manier waarop ze werden opgemeten.** Bij de ontwikkeling van de index komt het er dus op neer deze data zo goed en zo zinvol mogelijk te benutten.



Overzicht van de samenstelling van het scoresysteem van de Authenticiteitsindex.

BOSSTRUCTUUR		20	HOUTIGE VEGETATIE		25	KRUIDLAAG		25	DOOD HOUT		30
KROONSLUITING	Score	AANTAL BOOMSOORTEN		Score	AANTAL PLANTENSOORTEN		Score	STAAND DOOD HOUT			
- > 2/3 -----	2	- 1-2 -----	1	- 1-5 -----	1	GRONDVLAK		Score			
- 1/3-2/3 -----	4	- 3-4 -----	2	- 6-10 -----	2	m <sup>2</sup> per hectare					
- < 1/3 -----	3	- 5-6 -----	3	- 11-15 -----	3	- < 2 -----	1				
LEEFTIJD		- 7-8 -----	4	- 16-20 -----	4	- 2-3.5 -----	2				
- > 8 -----	5	- 21-25 -----	5	- 26-30 -----	6	- 3.6-5 -----	3				
- 1-60 -----	1	- 26-30 -----	6	- 31-35 -----	7	- > 5 -----	4				
- 61-100 -----	2	AANTAL ZWARE BOMEN		- 36-40 -----	8	AANTAL ZWARE BOMEN					
- 101-160 -----	5	- 1-5 -----	1	- 41-45 -----	9						
- > 160 -----	7	- 6-10 -----	2	- > 45 -----	10	- 1 -----	3				
- Ongelijkjarig -----	5	- 11-15 -----	3	ZELDZAAMHEID		- 2-3 -----	4				
GELAAGDHEID		- 16-20 -----	4	- 1-5 -----	1	- ≥ 4 -----	5				
- 1 -----	2	- > 20 -----	5	- 6-10 -----	2	STANDAARD AFWIJING DBH					
- > 1 -----	4	AANTAL ZEER ZWARE BOMEN		- 11-15 -----	3	Centimeters					
BOOMSOORTENMENGING		- 1 -----	3	- 16-20 -----	4	- 10-15 -----	1				
- homogeen -----	1	- 2-3 -----	4	- 21-25 -----	5	- 16-20 -----	2				
- gegroepeerd -----	3	- ≥ 4 -----	5	- 26-30 -----	6	- 21-25 -----	3				
- individueel -----	5	AANTAL SOORTEN IN N.V. -----		- > 30 -----	7	- 26-30 -----	4				
		- 1-4 -----	1	AANTAL MOSSOORTEN		- 31-35 -----	5				
		- 5-8 -----	2	- 1-5 -----	1	- > 35 -----	6				
		- 9-12 -----	3	- 6-10 -----	2	LIGGEND DOOD HOUT					
		- > 12 -----	4	- 11-15 -----	3	STAMLENGTE ZWARE BOMEN					
		STANDAARD AFWIJING DBH		- 16-20 -----	4	Meter					
		Centimeters		- > 20 -----	5	- 1-10 -----	3				
		- 10-15 -----	1	TOTALE BEDEKKING		- 11-20 -----	5				
		- 16-20 -----	2	Procent		- > 20 -----	7				
		- 21-25 -----	3	- 6-25 -----	1	AANTAL DIAMETERKLASSEN					
		- 26-30 -----	4	- 26-50 -----	2	- 1 -----	2				
		- 31-35 -----	5	- 51-75 -----	3	- 2 -----	4				
		- > 35 -----	6	- > 75 -----	1	- 3 -----	6				
						- 4 -----	8				

## *Toetsing van de doelstellingen aan de hand van 2 testcases*

De doelstelling van deze toetsing was echter tweeledig :

1. Toetsen of deze authenticiteitsindex de verschillende Vlaamse bostypes en de variabiliteit in bossamenstelling en -structuur op een logische manier weerspiegelt (Testcase 1).
2. Toetsen of deze authenticiteitsindex gevoelig genoeg is om veranderingen in deze bossamenstelling en -structuur op te sporen in het kader van monitoringdoeleinden (Testcase 2).

### Testcase 1

De testcase werd gebaseerd op twintig proefberekeningen uit de datasets van de bosinventaris en de bosbouwkundige en fyto-sociologische basisinventarisaties, die recent werden uitgevoerd in de Vlaamse bosreservaten. De samenstelling van deze bosbestanden omvat de volledige range van Vlaamse bostypes gaande van homogene dennenbestanden over floristisch interessante broek- en bronbossen tot structuurrijke gemengde loofboombestanden.

**Hieruit blijkt dat de doelstelling van de index wordt gehaald, namelijk dat structuurrijke en gevarieerde bosbestanden hoger scoren dan homogene, structuurarme bestanden.** Het verschil tussen het bestand met de laagste authenticiteitsindex en het bestand met de hoogste score bedraagt net iets meer dan 30 punten, waardoor genoeg ruimte wordt gecreëerd voor een zinvolle opsplitsing van bestanden naar hun diversiteitsstatus.

Geen enkel bestand haalt de helft van de maximale score. Bovendien is voor geen enkel bestand de intermediaire score van de deelindexen (structuur-, houtige vegetatie-, kruidvegetatie- en dood hout-index) systematisch hoog. Zo kan een bestand bijvoorbeeld floristisch zeer rijk zijn maar is het dood hout-aspect niet of nauwelijks aanwezig. Dit wijst erop dat de bestanden hun 'semi-natuurlijk optimum' nog niet bereikt hebben en de authenticiteitsindex dus nog significant kan stijgen in functie van een rijkere en meer gevarieerde bestandsontwikkeling.

### Testcase 2

Aangezien de hoofddoelstelling van de authenticiteitsindex ligt in het monitoren van de evolutie van een aantal belangrijke beheerafhankelijke factoren van de biodiversiteit, is het belangrijk zijn **gevoeligheid voor (al dan niet via het beheer geïnduceerde) veranderingen** te testen. Aangezien geen tijdreeksen van datasets uit vaste proefvlakken beschikbaar zijn, dient een andere strategie gevolgd te worden voor het testen van deze gevoeligheid. Het bosreservaat Koeimook (Postel) biedt hiervoor het alternatief. Het gebied is naar standplaats vrij uniform en bestaat uit een zeer uiteenlopende range van Kempische bestandstypes gaande van jonge homogene man-made bestanden tot oudere gevarieerde semi-natuurlijke loof- en naaldhoutbestanden. Deze bestanden weerspiegelen derhalve de verschillende ontwikkelingsmogelijkheden op Kempische gronden.

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat homogene man-made bestanden een stuk lager scoren dan bestanden waarvan de soortensamenstelling en de bosstructuur dichter aanleunen bij de natuurlijke situatie. Het verschil tussen de homogene dennenbestanden en de structuurrijke gemengde bestanden bedraagt bijna 20 punten waardoor kan besloten worden dat **de gevoeligheid van de authenticiteitsindex groot genoeg is om gebruikt te worden voor monitoringsdoeleinden.**

## *Toetsing van de authenticiteitsindex aan rechtstreeks gemeten soortenrijkdom voor een aantal organismegroepen*

De authenticiteitsindex werd ontwikkeld vanuit de basisidee dat een rijk en variabel bosbestand een verhoogde biodiversiteit impliceert en berust daardoor grotendeels op 'common sense' en slechts heel zelden op daadwerkelijke onderzoeksresultaten. Het 'Bodemfaunaproject' biedt de mogelijkheid de index en een aantal van zijn componenten te toetsen aan de werkelijk gemeten soortenrijkdom van een aantal diergroepen uit 56 proefbestanden, verspreid over een zeer brede range aan bostypes in Vlaanderen. Op die manier wordt een valorisatie mogelijk van deze index. Een hogere biodiversiteitsscore zou zich in principe moeten weerspiegelen in een hogere soortenrijkdom van de onderzochte diergroepen.

Op de 56 bosplots (50 officiële en 6 bijkomende) van het 'Bodemfaunaproject' werden daarom de bosstructuur en de vegetatie volgens de methodiek van de bosinventarisatie opgenomen en werd de authenticiteitsindex berekend. Vervolgens werden deze resultaten getoetst aan de werkelijk gemeten soortenrijkdom van alle onderzochte diersoortengroepen samen en ook meer specifiek voor de soortenrijkste groepen (spinnen en loopkevers).

De resultaten van deze toetsing waren enigszins ontgoochelend : **er blijkt nauwelijks een relatie te bestaan tussen de gevonden soortenrijkdom en de indexwaarde.**

Verschillende redenen kunnen worden aangegeven voor deze tegenvallende resultaten :

- De bemonsterde diergroepen vormen slechts een kleine fractie van de globale faunadiversiteit in bossen, waardoor mogelijk een vertekend beeld wordt verkregen. De gebruikte methodiek, via pitfalls en kleurvallen op de bodem, is vooral bedoeld om bodembewonende organismen te bemonsteren. Deze zijn zeer sterk gebonden aan microstructuren van de bodem zoals humusvorm, volume en heterogeniteit van het bladstrooisel,... maar worden weinig of niet beïnvloed door de macrostructuren, die in de index zijn opgenomen. De soortengroepen die wel sterk door macrostructuren worden beïnvloed, zoals vogels, kleine zoogdieren en boomkruinbewonende insecten werden bij de bodemfaunaplots niet bemonsterd.
- De verschillende soortengroepen resulteren in sterk tegenstrijdige resultaten : plots die rijk zijn aan loopkevers kunnen zeer arm zijn aan spinnen en vice versa. Het is dan ook evident dat er nauwelijks correlaties kunnen worden gevonden tussen de gesommeerde totale soortenrijkdom en de bestudeerde parameters. Bovendien bewijst dit dat er duidelijk andere factoren dan de bestudeerde parameters sterk bepalend zijn voor het specifieke voorkomen van bodembewonende arthropoden.
- De gevonden soortenrijkdom wordt niet getoetst aan zijn bosgebondenheid. M.a.w. bosplots in sterk versnipperde bossen of nabij bosranden kunnen een grote influx kennen van toevallig aanwezige, niet bosgebonden soorten uit de omgeving, hetgeen kan resulteren in een hogere totale soortenrijkdom. Ook werd geen onderscheid gemaakt naar habitatspecificiteit of zeldzaamheid van de gevonden soorten.
- De geografische ligging van de bosplots kan eveneens een invloed uitoefenen op de soortenrijkdom : sommige ecoregio's zijn immers opvallend rijker voor specifieke soortengroepen dan andere.
- Bodemtype en daarmee samengaan voedselrijkdom evenals het historisch landgebruik en beheer hebben een enorme invloed op de soortenrijkdom. Zoals reeds eerder aangehaald zijn deze factoren niet via het beheer bij te sturen en daarom ook niet opgenomen in de index.

## Conclusie

De bosstructuur laat toe bossen te onderscheiden met natuurlijke patronen en processen, en geeft een indicatie van zones met een belangrijk potentieel voor hoge biodiversiteit, door de aanwezigheid van een zeer grote verscheidenheid aan habitatten. Structuurparameters bewijzen echter niet noodzakelijk dat een bos ook effectief een hoge biodiversiteit heeft. Belangrijke invloeden uit het verleden (vormen van menselijk gebruik en verstoring,...) die nauwelijks uit de huidige structuur kunnen worden afgeleid, kunnen een uiterst significante invloed hebben op de effectieve soortenrijkdom. Ook factoren als fragmentatie, bosoppervlakte, bodem-, humus- en strooiseltype zullen een belangrijke invloed uitoefenen op de effectieve soortenrijkdom in een bos.

De mate waarin de potentiële rijkdom ook effectief wordt vertaald in een hoge effectieve soortenrijkdom is niet via eenvoudige relaties te voorspellen en vereist meer gedetailleerde studies.

De tegenvallende resultaten bij de valorisatie van de ontwikkelde authenticiteitsindex a.d.h.v. de loopkever- en spinnendiversiteit vormen hiervan een duidelijke illustratie.

Dit betekent echter geenszins dat de index hiermee totaal nutteloos is geworden. Hij dient echter herleid tot zijn essentie : het is géén index van de effectief aanwezige soortenrijkdom, maar wel een goede barometer voor de evaluatie van het dagdagelijkse bosbeheer in functie van het aspect biodiversiteit. De parameters, waaruit de index werd samengesteld, werden immers in die optiek gekozen (d.i. belangrijke aspecten die eigen zijn aan natuurlijke bossen en gevoelig zijn voor beheersmaatregelen).

Zo zullen belangrijke, voor de diversiteit nefaste beheersopties, zoals homogenisering, zich dadelijk weerspiegelen in een daling van de authenticiteitsindex. Anderzijds zullen beheersmaatregelen als omvorming van homogene bestanden, verlengen van de omlooptijd, behoud van dood hout,... op middellange termijn positief inwerken op de authenticiteitsindex.

Door de ontwikkeling van de index af te stemmen op de data uit de bosinventarisatie wordt de praktische toepassing ervan onmiddellijk en zonder veel extra werk mogelijk. Na automatisering van de berekeningen, kan voor 1500 punten van de bosinventaris de index worden berekend, en beschikt men over een basisdataset voor de monitoring van de inspanningen inzake bosbiodiversiteit op het niveau Vlaanderen.

Dat de ontwikkelde authenticiteitsindex ook op internationale waardering kan rekenen wordt geïllustreerd door het feit dat zowel Ferris & Humphrey (1999) als Solagro (1999) de methodiek van de Vlaamse authenticiteitsindex als voorbeeld aangeven van een performant indicatorsysteem op basis van gemakkelijk meetbare structurele en compositionele parameters.

Het **biodiversiteitsindicatorsysteem op niveau 1** is opgebouwd rond een set van **indicatoren** en berust op een gestandaardiseerde berekening volgens een **scoresysteem**. De maximale score bedraagt 91. De gewichten werden evenredig verdeeld zoals in niveau 2, zodat de beide indicatorsystemen perfect compatibel zijn.

## ***Niveau 1 : basisindex : een vereenvoudigde benadering voor bepaling van de potentiële diversiteit in bosbestanden.***

De hier ontwikkelde methodologie is grotendeels een vereenvoudiging van de authenticiteitsindex (index niveau 2). De resultaten van de index liggen logischerwijze in dezelfde lijn.

Aangezien slechts een beperkte kennis van (boom)soorten vereist is en geen aanvullende metingen in proefvlakken noodzakelijk zijn (beperkte inspanning), biedt deze methode ruime toepassingsmogelijkheden voor (privé)bosbeheerders.

Het uitgangspunt is een beschrijvende beoordeling van het bosbestand op basis van gemakkelijk visueel in te schatten kenmerken. Hoewel onderhevig aan subjectiviteit zijn deze kenmerken zo algemeen en grof opgevat, dat fouten geminimaliseerd worden. De kenmerken zijn van structurele en compositionele aard en worden tot een minimum beperkt. Aangezien het indicatorsysteem monitoring en evaluatie van het bosbeheer moet toelaten, werd gekozen voor veranderlijke parameters of indicatoren die beïnvloedbaar zijn door het beheer. Hiermee wordt hetzelfde uitgangspunt overgenomen als bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex.

### ***Toetsing van de doelstelling aan de hand van testcases***

De hoofddoelstellingen uit niveau 2 blijven dezelfde, nl.

1. Toetsen of het diversiteitsindicatorsysteem (niveau 1) de verschillende Vlaamse bostypes en de variabiliteit in bossamenstelling en -structuur op een logische manier weerspiegelt (Testcase 1).
2. Toetsen of dit diversiteitsindicatorsysteem gevoelig genoeg is om veranderingen in deze bossamenstelling en -structuur op te sporen in het kader van monitoringdoeleinden (Testcase 2).

Een derde doelstelling is nagaan in hoeverre beide niveaus (basisniveau en standaardniveau) op elkaar zijn afgestemd en derhalve vergelijkbare resultaten opleveren.

Indien de laatste doelstelling wordt gehaald, zijn automatisch de eerste twee ook vervuld (aangezien deze reeds werden getoetst bij niveau 2).

Hiervoor worden voor dezelfde testcases de rangschikkingen van de opnameplots vergeleken met de rangschikkingen bekomen met de authenticiteitsindex.

BOSSTRUCTUUR	Score	BOOMLAAG	Score	KRUID- EN STRUIKLAAG	Score	DOOD HOUT	Score
Maximale score :	20	Maximale score :	25	Maximale score :	16	Maximale score :	30
<u>Kronendak</u>		<u>Aantal boomsoorten</u>		<u>Soortenrijkdom</u>		<u>Staand dood hout</u>	
Gesloten	2	1-2	1	kruidlaag			
Openingen 1/3 tot 2/3	4	3-7	3	Geen kruidlaag	0	Niet aanwezig	0
Openingen > 2/3	3	> 7	5	Soortenarme kruidlaag	2	Max. diameter. 20 cm	2
				Soortenrijke kruidlaag (>5 'soorten')	6	Max. diameter. 40 cm	5
<u>Aantal etages</u>		<u>Aantal zware bomen per ha (DBH 40-80 cm)</u>		Zeer soortenrijke kr. (>20 'soorten')	10	Max. diameter. 80 cm	8
1 etage	2	geen	0	Bodembedekking door		Max. diameter >80 cm	12
meerlagig (struiklaag of continu)	4	1-50	1	(>20 'soorten')			
		50-200	3	<u>Bodembedekking door</u>		Indien grote	
<u>Menging boomlaag</u>		> 200	6	<u>Kruidlaag en mossen</u>		hoeveelheid zwaar	
Homogeen=1 soort 100%	1			1-25%	2	hout (>10 exemplaren	
Beperkte bijmenging (max. 10%)	2	<u>Aantal zeer zware bomen per ha (DBH &gt; 80 cm)</u>		25-90 %	4	van >40 cm per ha)	+ 3
Groepsgewijs	3	Geen	0	volledig	2		
Individueel	5	1-50	6	<u>Mossen op de bosbodem</u>		<u>Liggend dood hout</u>	
		> 50	10	Neen	0		
<u>Leeftijdontwikkeling</u>				Ja	2	Niet aanwezig	0
Jongwas-staakhout	2	<u>Natuurlijke</u>				Max. diameter. 20 cm	2
Jong / oud boomhout:		<u>verjonging van</u>				Max. diameter. 40 cm	5
Optimale fase-kaprijp	4	<u>inheemse soorten</u>			16	Max. diameter. 80 cm	8
Oud - aftakelend	7	Geen	0			Max. diameter >80 cm	12
Ongelijkjarig	5	1-5 soorten	2				
	20	> 5	4			Indien grote	
						hoeveelheid zwaar	
Impact aandeel exoten			25			hout (>10 exemplaren	
						van >40 cm per ha)	+ 3
<u>In de boomlaag :</u>							
Niet dominant	0						
Dominant (N of G > 50%)	- 3						30
<u>In de struiklaag :</u>							
Niet dominant	0						
Dominant (> 50 % bedekkend)	- 3						

Overzicht van de basisindex voor de evaluatie van potentiële biodiversiteit(niveau 1 - systeembenadering)

## Testcase 1

Figuur 2 geeft de resultaten voor de berekening van de basisindex (niveau 1) en de authenticiteitsindex (niveau 2) voor de bestanden uit de bosreservaten. De bestanden zijn gerangschikt naar stijgende totaalscore (niveau 1 + niveau 2).

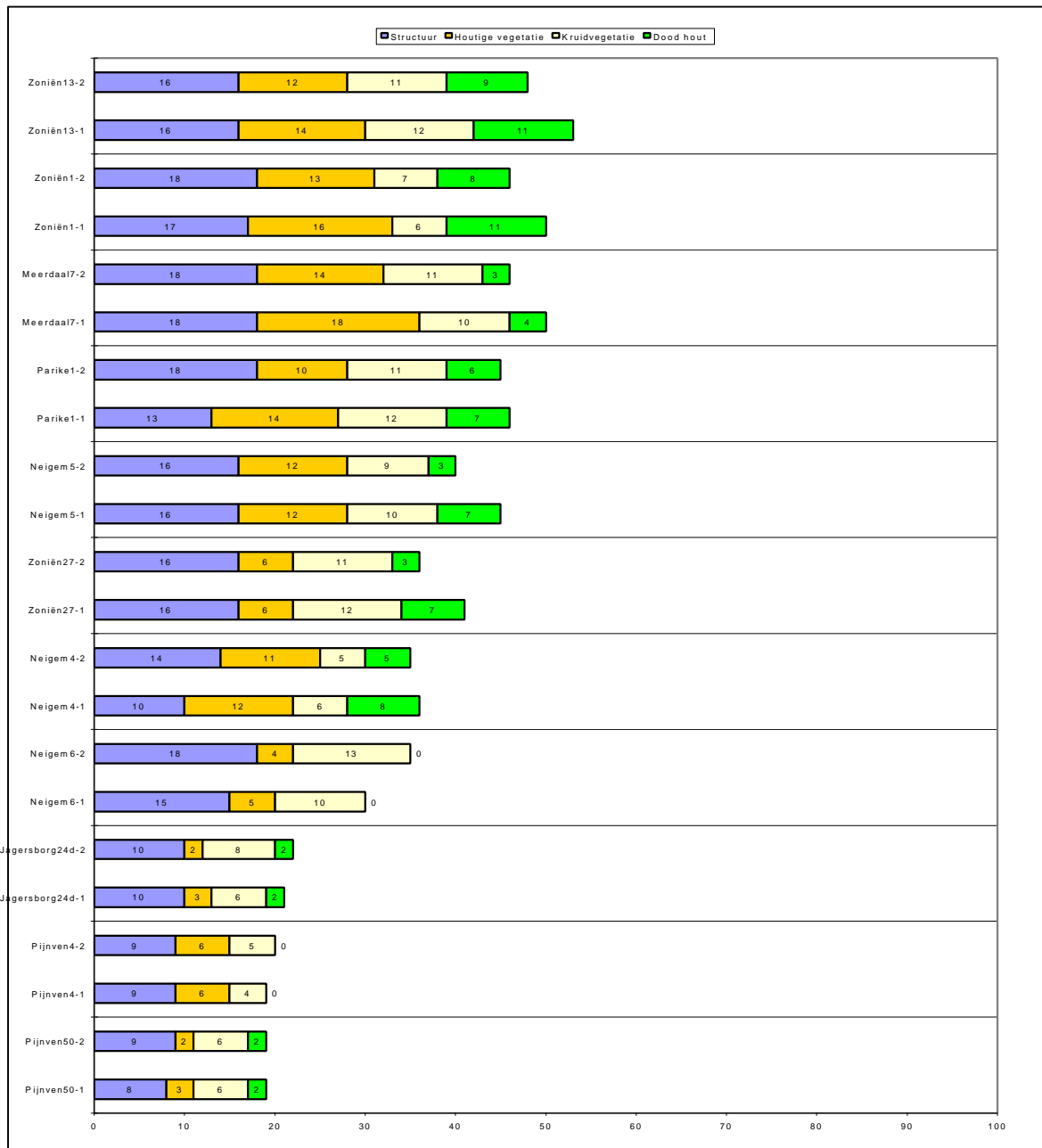


Fig. 2 : Vergelijking berekening niveau 1 (vb. Pijnven50-1) en niveau 2 (vb. Pijnven50-2) voor de bestanden uit de bosreservaten

Hieruit blijkt dat de eindscore en de scores voor de deelindexen sterk overeenkomen tussen de basisindex en de authenticiteitsindex.

Het verschil in eindscore via de methodieken niveau 1 en niveau 2 bedraagt maximaal 5 punten. Ook de resultaten van de deelindexen liggen in dezelfde lijn.

Ook voor de andere twee doelstellingen is het resultaat bevredigend :

**Aangezien de scores zeer gelijklopend zijn worden de bestanden in niveau 1 vrijwel in dezelfde volgorde gerangschikt als in niveau 2.**

Het verschil tussen het bestand met de hoogste en de laagste score bedraagt zowat 35 punten, waardoor genoeg ruimte gecreëerd wordt voor een zinvolle opsplitsing van bestanden naar hun diversiteitsstatus.

## Testcase 2

Testcase 2 werd eveneens gebaseerd op de dataset met gegevens uit de basisinventarisaties voor het bosreservaat Koeimook in Postel. Figuur 3 geeft de resultaten voor de berekening van de basisindex (niveau 1) en de authenticiteitsindex (niveau 2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook in Postel.

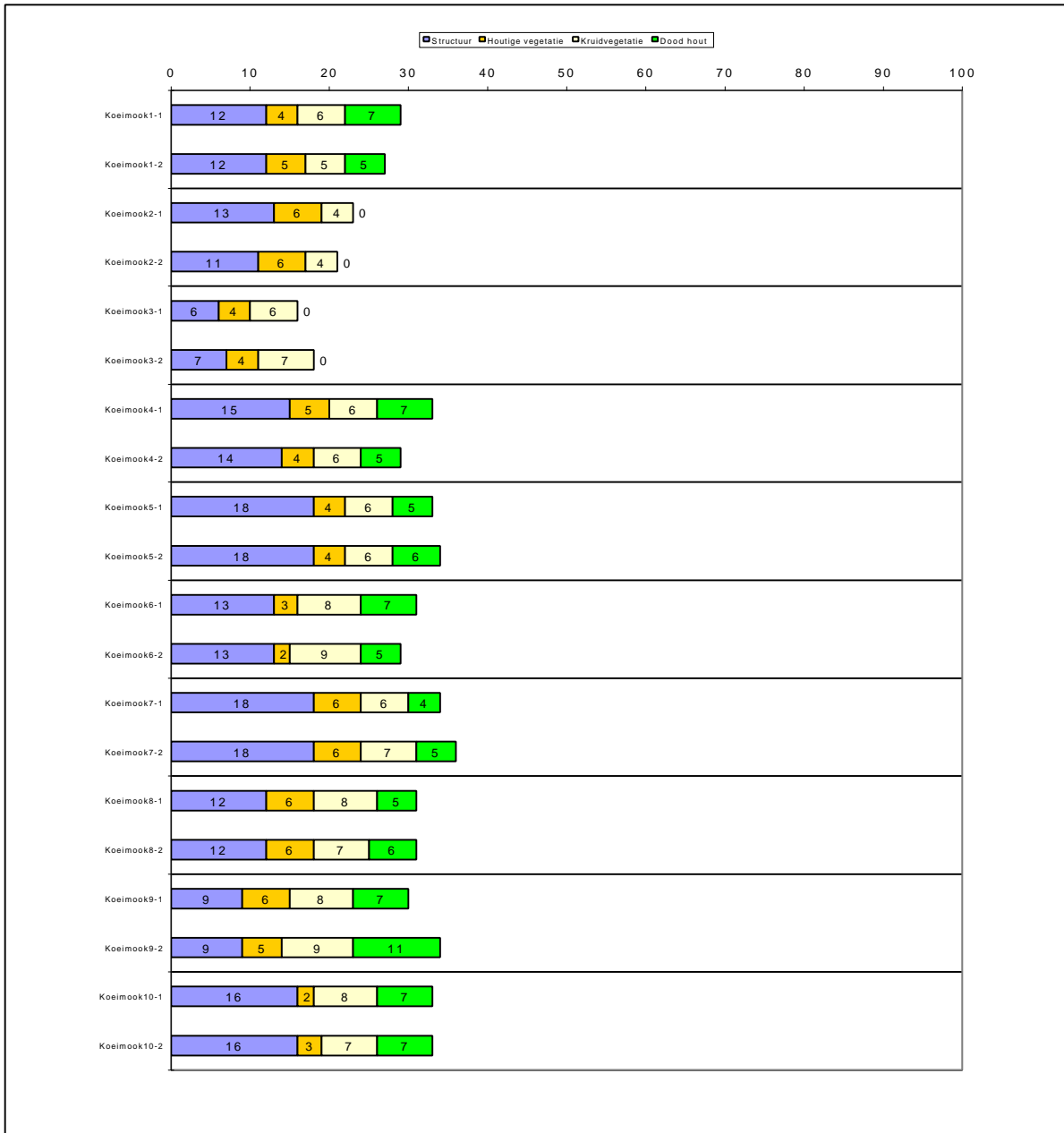


Fig. 3 Vergelijking berekening niveau 1 (vb. Koeimook 10-1) en niveau 2 (bv. Koeimook 10-2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook in Postel.

Net als bij casestudy 1 kunnen we besluiten dat de scores voor beide indexsystemen volledig in dezelfde lijn liggen, zelfs voor de deelindexen. Ook hier liggen de totaalscores telkens zeer dicht bij elkaar : het verschil bedraagt maximaal 4 punten. De onderlinge volgorde wordt evenwel grondig dooreengegooid; dit heeft echter alles te maken met het feit dat de eindscores voor de zeven best scorende bestanden dicht bij elkaar liggen. Deze bestanden zijn ook in werkelijkheid naar structuurrijkdom aan mekaar gewaagd.



Belangrijker is dat **de opvallend structuurarmere bestanden effectief ook nu laag scoren en in dezelfde logische volgorde worden weergegeven**. Daar is naar structuurdiversiteit ook nog grote verbetering mogelijk. Ook de verschillen tussen de laagste en de hoogste score zijn ook hier voldoende groot om veranderingen voldoende duidelijk te vertalen in een veranderende score. Met andere woorden **de gevoeligheid van het systeem is groot genoeg om gebruikt te worden voor monitoringsdoeleinden**.

## *Conclusie*

Het hier ontwikkelde basisindicatorsysteem voor de bepaling van diversiteit in bossen is gebaseerd op een systeembenadering, waarbij enkel gebruik gemaakt wordt van eenvoudig in te schatten structurele en compositionele bestandsparameters, zonder het gebruik van proefvlakken, en zonder dat een uitgebreide soortenkennis vereist is.

Het systeem slaagt erin de verschillende bosstypes met hun verschil in bosstructuur en samenstelling op eenzelfde logische wijze te weerspiegelen als bij niveau 2. Bovendien blijkt het systeem gevoelig genoeg om verschillen in structuurrijkdom op een duidelijke wijze te weerspiegelen. Niettemin dient toegegeven dat de zeer brede klassenindelingen, die aan de basis liggen van de score, het onmogelijk maken om subtiele wijzigingen te vertalen in een gewijzigde score. De mogelijkheden van deze index als tool om veranderingen te detecteren (en aldus als monitoringstool te worden gebruikt) zijn dus beperkt. Hier biedt de authenticiteitsindex (niveau 2) meer mogelijkheden. Waar deze basisindex wel zijn nut kan bewijzen is als 'checklist' van belangrijke structuurkenmerken voor de biodiversiteit : door het toekennen van een score aan alle belangrijke deelaspecten van de structurele diversiteit wordt de beheerder direct geconfronteerd met de sterke en zwakke punten voor de bosbestanden die hij beheert, en zal al doende hiervoor de nodige aandacht verkrijgen.

Het vormt aldus een handig instrument voor de bosbeheerder voor de evaluatie van het gevoerde beheer inzake behoud en bevordering van de biodiversiteit.

## ***Niveau 3 : rechtstreekse bepaling van de soortenrijkdom in bosbestanden via gestandaardiseerde methodiek***

Een laatste benadering voor het bepalen van de biodiversiteit in bosccosystemen gaat uit van een rechtstreekse bepaling van de soortenrijkdom door het, op een gestandaardiseerde wijze, inventariseren van soorten.

Zoals reeds gesteld is het praktisch onmogelijk de totale diversiteit aan organismen stuk voor stuk op te meten. Daarom moet een selectie gemaakt worden van een aantal representatieve soortengroepen (zogenaamde indicatorsoortengroepen), om deze resultaten vervolgens te extrapoleren naar de totale soortenrijkdom. Aangezien kennishiaten te groot zijn om een dergelijke extrapolatie te rechtvaardigen wordt tegenwoordig als alternatief voor de 'indicatormethode' teruggevallen op multisoortenmonitoring.

Hieronder wordt verstaan 'het monitoren van taxonomisch verschillende soortengroepen'. Doordat de soortengroepen zelf, maar ook hun componenten (= individuele soorten), variabele eisen stellen kan door monitoring van hun totaliteit informatie bekomen worden over de heersende en veranderende habitat- en omgevingskwaliteit.

De selectie van de soortengroepen gebeurt aan de hand van een aantal criteria, die geënt werden op de Vlaamse situatie.

### Ecologische keuzecriteria :

1. ecosysteem relevantie : de soortengroepen moeten algemeen en abundant vertegenwoordigd zijn in bosccosystemen, en zijn karakteristiek voor bosccosystemen en hun structuuraanbod. Bovendien omvatten de groepen samen een hoge taxonomische en ecologische diversiteit, waarbij alle compartimenten van het bosccosystem (bodem-, strooisel-, kruid-, struik- en boomlaag) worden omvat door minstens één van de geselecteerde groepen.
2. areaalgrootte : de geselecteerde groepen hebben een areaalgrootte die overeen komt met het onderzochte gebied : binnen het onderzochte gebied kunnen leefbare populaties voorkomen .
3. natuurlijke populatiwijzigingen : de soortengroepen zijn gevoelig voor veranderingen in het ecosysteem : aangezien de resultaten bedoeld zijn voor monitoringsdoeleinden moeten ecosysteemveranderingen een invloed hebben op populatiegroottes en soortensamenstelling van de geselecteerde groepen. Deze populaties mogen anderzijds niet al te sterk door toevalsfactoren en niet-ecosysteemgebonden factoren (zoals soorten met cyclische of onregelmatige populatie-explosies) beïnvloed worden.

### Methodologische criteria :

1. bestaande kennis : enkel die soortengroepen komen in aanmerking waarvan voldoende kennis bestaat omtrent determinatie, autecologie, verspreiding en zeldzaamheid.
2. praktische aspecten betreffende de bemonstering : een gestandaardiseerde bemonstering moet qua menselijke inzet haalbaar zijn en er moet een bemonsteringsmethodiek mogelijk zijn, die vergelijkbare resultaten oplevert. De bemonstering zelf mag geen wijzigingen of beschadigingen aan het ecosysteem teweegbrengen; ook de populaties van de bemonsterde organismen mogen er niet significant door verstoord worden.
3. praktische aspecten van de determinatie : determinaties moeten mogelijk zijn mits beperkte inzet van financiële en menselijke middelen.

Op basis van deze selectiecriteria werden voor de Vlaamse bossen een aantal soortengroepen weerhouden en in het rapport besproken evenals een aantal specifieke bemonsteringstechnieken. Tenslotte worden een aantal standaardproefopstellingen voorgesteld.

## *Geselecteerde soortengroepen*

Volgende soortengroepen werden op basis van voorgaande criteria geselecteerd :

- Vaatplanten
- Mossen
- Zwammen
- Zoogdieren
- Vogels
- Ongewervelden :
  - Loopkevers (Carabidae)
  - Spinnen (Araneae)
  - Dagvlinders (Lepidoptera-Rhopalocera)
  - Zweefvliegen (Syrphidae) Dansvliegen (Diptera, Empididae)
  - Slankpootvliegen (Diptera, Dolichopodidae)
  - Xylobionte en saproxyle invertebraten
  - Regenwormen
  - Slakken
  - Mieren
  - Hooiwagens (Opiliones)

Andere soortengroepen die vaak worden bemonsterd en waarvoor gestandaardiseerde methodieken bestaan werden niet weerhouden omdat zij in bossen een ondergeschikte rol spelen in vergelijking met andere biotopen. Het betreft libellen, sprinkhanen en krekels, amfibieën en reptielen.

## Gestandaardiseerde methodieken

In dit hoofdstuk worden een aantal bestaande, gestandaardiseerde methodieken geanalyseerd en besproken. Het betreft methodieken voor de monitoring van :

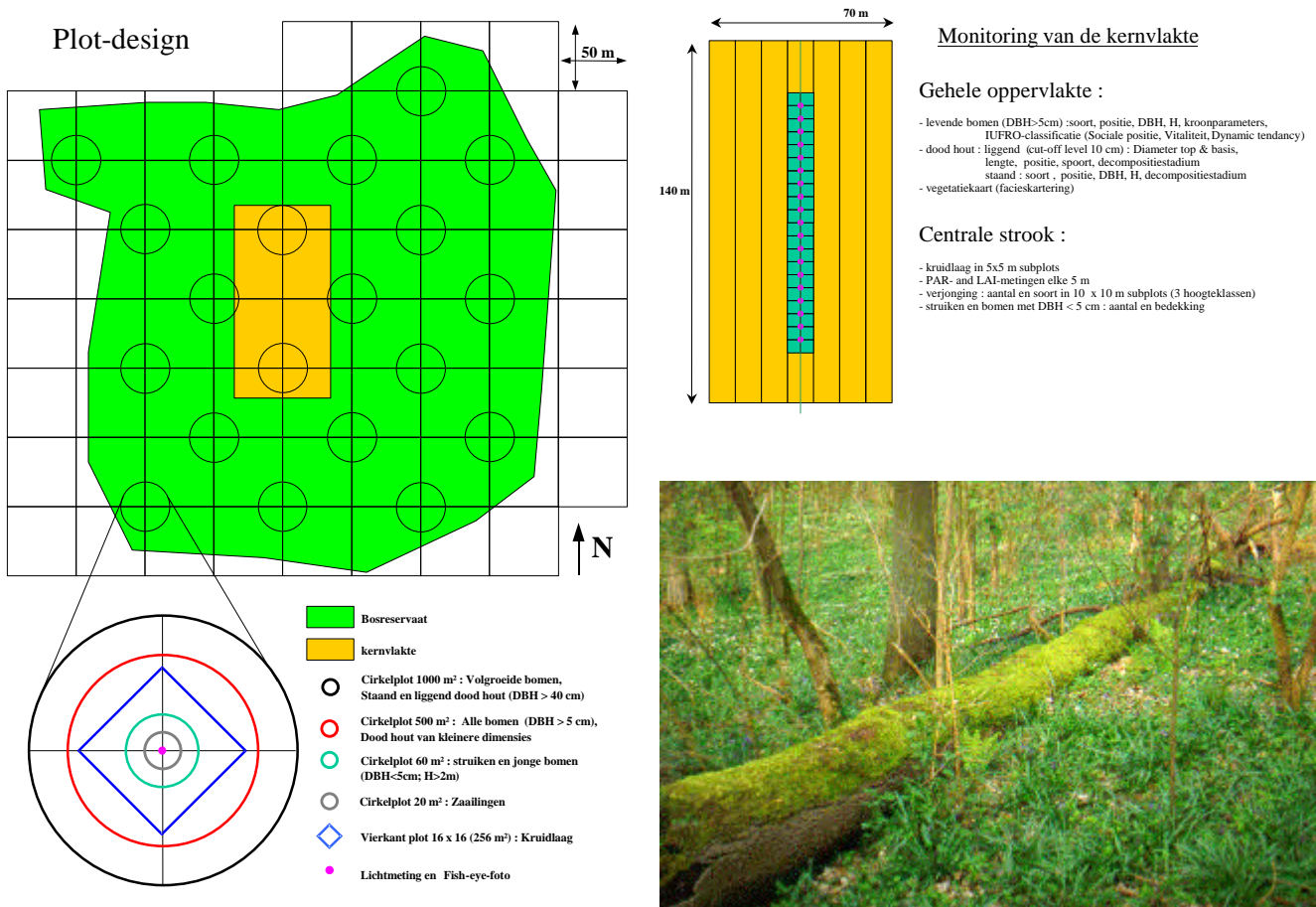
- Vegetatie : de proefopstelling voor de bemonstering van vegetatie in de integrale bosreservaten wordt hier beschreven.
- Kleine zoogdieren : methodiek met klapvalletjes en lijmkokers.
- Vleermuizen : methodiek van punt-transecttellingen met bat-detector.
- Broedvogels : territoriumkarteringen en punttransecttellingen.
- Invertebraten :
  - Transecttellingen voor dagvlinders
  - Lichtvangstmethode voor nachtvlinders
  - Bodembewonende invertebraten : bodemvalbemonsteringen (Barbervallen)
  - Vliegende insecten : kleurvallen, waterbakjes, malaisevallen en venstervallen
  - Xylobionte invertebraten : stameklektoren

## Gestandaardiseerde proefopstelling

Uit voorgaande beschrijvingen wordt tenslotte een gestandaardiseerde monitoringsmethodiek vooropgesteld, die bruikbaar is bij intensieve opvolgingsprogramma's van bossen, waarbij de nadruk ligt op directe soortbenadering (niveau 3 van de biodiversiteitsbepaling).

**Een standaardbemonstering niveau 3 bestaat uit twee luiken : een gedetailleerde vegetatieopname en een standaardopstelling van kleur- en bodemvallen.**

1. De gedetailleerde vegetatieopname gebeurt met steekproefcirkels zoals gebruikt bij de monitoring van integrale bosreservaten :



2. De gestandaardiseerde opstelling van kleur- en bodemvallen bestaat uit een standaardset van drie bodemvallen en zes vliegenvallen (zie hoger). Alle vallen werden telkens in een bepaalde formatie geplaatst, ongeveer 4m uit elkaar en volgens het volgende schema:

KG1	KW2	KG3
BV1	BV2	BV3
KW1	KG2	KW3

Met KG: kleurval geel, KW: kleurval wit, BV: bodemval.

De vallen worden een jaar lang bemonsterd, met tweewekelijkse ledigingen. Bij beperkte middelen kan de bemonstering worden beperkt tot de meest productieve maanden van mei tot juli.

Een dergelijke proefopstelling geeft een vrij volledig beeld van de vegetatiestructuur, de plantendiversiteit en de soortenrijkdom van volgende groepen : Loopkevers, Zweefvliegen, slankpootvliegen, een belangrijk gedeelte van de Dansvliegen, bodembewonende spinnen (boombewonende spinnen worden niet bemonsterd!), Opiliones (hooiwagens), Isopoda (pissebedden), Chilopoda en Diplopoda (miljoen- en duizendpoten).

Voor Xylobionte soorten is deze methodiek weinig effectief (zie verder), tenzij dan voor de groep van de Boktorren die in de witte kleurvallen worden gevangen (die voor een belangrijk deel uit xylobionte soorten bestaat, althans in het larvale stadium).

### **Uitgebreide bemonstering niveau 3**

De uitgebreide bemonstering niveau 3 gaat uit van dezelfde basisopstelling. Alleen wordt deze verder aangevuld met een vensterval, een open stameklektor en een lokval.

### **Verdere uitbreidingen met specifieke monitoringstechnieken**

Zowel het standaardprogramma als de uitgebreide monitoringstechniek niveau 3 bieden de mogelijkheid om op een herhaalbare en vergelijkbare wijze de soortenrijkdom van vegetatie en een groot deel van de spinnen- en insektenfauna van bossen te bemonsteren.

Voor andere diergroepen, waar specifieke monitoringsmethodieken noodzakelijk zijn, is het uiteraard noodzakelijk deze extra uit te voeren. Zoals reeds eerder gemeld zijn onderstaande groepen bijzonder bruikbaar voor de monitoring van biodiversiteit in bossen en bestaan gestandaardiseerde methodieken voor de bemonstering :

- Vleermuizen
- Kleine zoogdieren
- Vogels
- Dagvlinders
- Nachtvinders
- Slakken
- Mieren

Voor de specifieke methodieken wordt naar de respectievelijke hoofdstukken verwezen.



# Inhoudsopgave

<b>1 INLEIDING</b> .....	<b>1</b>
1.1 HET BEGRIP 'BIODIVERSITEIT' .....	2
1.2 DEFINITIE 'BOS' .....	2
1.3 MONITORING VAN 'BIODIVERSITEIT' IN BOSSEN .....	3
<b>2 DOELSTELLING</b> .....	<b>6</b>
<b>3 METHODIEK</b> .....	<b>7</b>
<b>4 NIVEAU 2 : STANDAARDEVALUATIE VAN DE POTENTIËLE BIODIVERSITEIT : 'AUTHENTICITEITSINDEX'</b> .....	<b>9</b>
4.1 INLEIDING .....	9
4.2 STRATEGIE .....	10
4.3 BESCHRIJVING VAN DE OPNAMEMETHODIEK BIJ DE BOSINVENTARISATIE .....	11
4.3.1 <i>Opname van de houtige vegetatie : levende bomen en staand dood hout.</i>	11
4.3.2 <i>Opname van de kruidvegetatie en het liggend dood hout.</i> .....	12
4.4 BESCHRIJVING VAN DE METHODIEK VAN HET BODEMFAUNAPROJECT .....	13
4.5 ONTWIKKELING VAN EEN AUTHENTICITEITSINDEX .....	14
4.5.1 <i>Inleiding</i> .....	14
4.5.1.1 <i>Het begrip 'Authenticiteit'</i> .....	14
4.5.1.2 <i>Bewuste beperkingen bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex.</i> ..	15
4.5.1.3 <i>Genoodzaakte beperkingen bij ontwikkeling van authenticiteitsindex</i> ....	16
4.5.2 <i>Opbouw van de authenticiteitsindex</i> .....	17
4.5.3 <i>Bestandsstructuur-index</i> .....	17
4.5.4 <i>Houtige vegetatie</i> .....	21
4.5.5 <i>Kruidvegetatie</i> .....	24
4.5.6 <i>Dood hout</i> .....	28
4.6 TOETSING VAN DE DOELSTELLINGEN AAN DE HAND VAN TESTCASES.....	31
4.6.1 <i>Doelstelling</i> .....	31
4.6.2 <i>Testcase 1</i> .....	31
4.6.3 <i>Testcase 2</i> .....	33
4.7 TOETSING VAN DE AUTHENTICITEITSINDEX AAN RECHTSTREEKS GEMETEN SOORTENRIJKDOM VOOR EEN AANTAL ORGANISMEGROEPEN .....	35
4.7.1 <i>Inleiding</i> .....	35
4.7.2 <i>Authenticiteitsindexberekening van de bodemfaunaplots</i> .....	35
4.7.3 <i>Toetsing van de indexwaarde aan actuele gemeten soortenrijkdom</i> .....	45
4.7.4 <i>Discussie</i> .....	53
4.8 CONCLUSIE.....	55

<b>5 NIVEAU 1 : BASISINDEX : VEREENVOUDIGDE METHODIEK VOOR DE EVALUATIE VAN DE POTENTIËLE BIODIVERSITEIT IN BOSSEN .....</b>	<b>56</b>
5.1 INLEIDING.....	56
5.2 ONTWIKKELING VAN EEN INDICATORSYSTEEM VOOR BIODIVERSITEIT OP BASIS VAN BOSSTRUCTUUR EN -SAMENSTELLING .....	57
5.2.1 <i>Indicatoren van de bosstructuur.....</i>	57
5.2.2 <i>Indicatoren van de boomlaag.....</i>	60
5.2.3 <i>Indicatoren voor kruidenvegetatie.....</i>	60
5.2.4 <i>Indicatoren voor dood hout.....</i>	61
5.3 TOETSING VAN DE DOELSTELLING AAN DE HAND VAN TESTCASES.....	62
5.3.1 <i>Doelstelling.....</i>	62
5.3.2 <i>Testcase 1.....</i>	62
5.3.3 <i>Testcase 2.....</i>	64
5.4 CONCLUSIE.....	66
<b>6 NIVEAU 3 : GESTANDAARDISEERDE METHODIEK VOOR RECHTSTREEKSE BEPALING VAN DE SOORTENRIJKDOM VAN GESELECTEERDE SOORTENGROEPEN .....</b>	<b>67</b>
6.1 INLEIDING.....	67
6.1.1 <i>Indicatorsoortenbenadering.....</i>	67
6.1.2 <i>Multisoortenmonitoring.....</i>	68
6.1.3 <i>Multisoortenmonitoring in bossen.....</i>	68
6.1.3.1 <i>Doelstelling .....</i>	68
6.1.3.2 <i>Ecologische keuzecriteria : .....</i>	68
6.1.3.3 <i>Methodologische criteria .....</i>	69
6.2 GESELECTEERDE SOORTENGROEPEN DIE KUNNEN WORDEN OPGENOMEN IN EEN MULTISOORTENMONITORING IN BOSSEN .....	70
6.2.1 <i>Inleiding.....</i>	70
6.2.2 <i>Vaatplanten.....</i>	71
6.2.3 <i>Mossen.....</i>	71
6.2.4 <i>Zwammen.....</i>	71
6.2.5 <i>Zoogdieren.....</i>	72
6.2.6 <i>Vogels.....</i>	72
6.2.7 <i>Ongewervelden.....</i>	73
6.2.7.1 <i>Onderzoek van bossen door middel van invertebraten .....</i>	73
6.2.7.2 <i>Loopkevers (Carabidae) .....</i>	73
6.2.7.3 <i>Spinnen (Araneae).....</i>	74
6.2.7.4 <i>Dagvlinders (Lepidoptera-Rhopalocera) .....</i>	75
6.2.7.5 <i>Zweefvliegen (Syrphidae) .....</i>	75
6.2.7.6 <i>Dansvliegen (Diptera, Empididae) .....</i>	75
6.2.7.7 <i>Slankpootvliegen (Diptera, Dolichopodidae) .....</i>	76
6.2.7.8 <i>Xylobionte en saproxylo invertebraten .....</i>	76
6.2.7.9 <i>Regenwormen .....</i>	78
6.2.7.10 <i>Slakken .....</i>	78
6.2.7.11 <i>Mieren .....</i>	79
6.2.7.12 <i>Hooiwagens (Opiliones) .....</i>	79
6.2.8 <i>Niet weerhouden soortengroepen.....</i>	79
6.3 GESTANDAARDISEERDE METHODIEKEN VOOR HET MONITOREN VAN SPECIFIEKE SOORTENGROEPEN. ....	80
6.3.1 <i>Inleiding.....</i>	80
6.3.2 <i>Vegetatie.....</i>	80
6.3.3 <i>Kleine zoogdieren.....</i>	81
6.3.4 <i>Vleermuizen.....</i>	81
6.3.5 <i>Broedvogels.....</i>	81

6.3.6	<i>Gestandaardiseerde methodieken voor het monitoren van invertebraten.</i>	82
6.3.6.1	Transecttellingen voor dagvlinders .....	82
6.3.6.2	Lichtvangstmethode voor nachtvlinders .....	82
6.3.6.3	Gestandaardiseerde monitoringstechniek voor bodemactieve invertebraten : Bodemvalbemonsteringen (Barbervallen) .....	82
6.3.6.3.1	<i>mogelijkheden en beperkingen van bodemvalmethode</i> .....	83
6.3.6.4	Gestandaardiseerde monitoringstechnieken voor vliegende insecten : Kleurvallen, waterbakjes, malaisevallen en venstervallen .....	84
6.3.6.4.1	<i>efficiëntie van verschillende vangstmethode</i> voor monitoring van vliegende insecten .....	85
6.3.6.5	Gestandaardiseerde methodiek voor monitoren van Xylobionte invertebraten	86
6.3.6.5.1	<i>Open stameklektor</i> .....	86
6.3.6.5.2	<i>Voor- en nadelen van de eklektorval-methode</i> .....	87
6.3.6.5.3	<i>Belang van eklektoren voor de studie van Empididae</i> .....	88
6.4	GESTANDAARDISEERDE VALLENOPSTELLING.....	90
6.4.1	<i>Inleiding</i> .....	90
6.4.2	<i>Standaardprogramma niveau 3</i> .....	91
6.4.3	<i>Uitgebreide bemonstering niveau 3</i> .....	92
6.4.4	<i>Verder uitbreidingen met specifieke monitoringstechnieken</i> .....	92
6.5	CONCLUSIE.....	94
7	LITERATUUR.....	95

## Bijlagen

- Bijlage 1 - Soortenlijst van de inheemse bomen en struiken in Vlaanderen
- Bijlage 2 - Berekening Authenticiteitsindex (niveau 2) voor 11 bosbestanden in de Vlaamse bosreservaten
- Bijlage 3 - Berekening Authenticiteitsindex (niveau 2) voor 9 bosbestanden uit de bosinventarisatie
- Bijlage 4 - Berekening Authenticiteitsindex (niveau 2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook (Postel)
- Bijlage 5 - Berekening basisindex (niveau 1) voor 11 bosbestanden in de Vlaamse bosreservaten
- Bijlage 6 - Berekening basisindex (niveau 1) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook (Postel)
- Bijlage 7 - Floristische en bosbouwkundige inventaris van de 56 bodemfaunaplots ten behoeve van de authenticiteitsindexberekening
- Bijlage 8 - Voorbeeld van een situeringskaart op schaal 1/10.000 van de bodemfaunaplots 35 en 36 (Aelmoeseneiebos I en II)
- Bijlage 9 - Berekening van de authenticiteitsindex en de soortenrijkdom van de onderzochte groepen voor de 56 locaties van het bodemfaunaproject
- Bijlage 10 - Paper over de authenticiteitsindex gepubliceerd in de proceedings van de conferentie 'Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century-An International Conference on the Inventory and Monitoring of Forested Ecosystems'-16-20 augustus, 1998, Boise, Idaho, VSA

## Evaluatie van het uitgevoerde onderzoek



# 1 Inleiding

Reeds lange tijd wordt er binnen het beheer van bossen belang gehecht aan de natuurbehoudsfunctie, zij het als hoofddoel binnen reservaatgebieden, zij het als één van de functies binnen een multifunctioneel beheer, dan wel in de rand van het reguliere beheer. Inspanningen buiten de reservaatgebieden waren daarbij vooral gelinkt aan persoonlijke interesse en motivatie van de lokale beheerder of eigenaar.

Sinds de VN-Conferentie in Rio de Janeiro (1992) zijn biodiversiteit en duurzaamheid meer dan ooit sleutelelementen in het bosbeleid en -beheer geworden. Bij duurzaam bosbeheer vormt het behoud en de bevordering van de biodiversiteit één van de centrale thema's

Hoewel deze conferentie vaak verweten wordt weinig bindende verklaringen te hebben gegenereerd, kan haar rol niet worden onderschat. Zij vormde immers de 'springplank' voor heel wat internationale, nationale en regionale initiatieven voor het behoud van biodiversiteit in bossen.

Als directe spin-off van de conferentie is er de **Conventie over Biologische Diversiteit** van de Verenigde Naties (Rio de Janeiro, 1992). Hierin staat onder andere dat de ondertekenende landen er zich toe verbinden om :

- nationale strategieën, plannen en programma's te ontwikkelen voor behoud en duurzaam gebruik van de biologische diversiteit en deze te integreren in het beleid (Artikel 6 : General Measures for Conservation and sustainable use);
- belangrijke componenten voor het behoud van de biologische diversiteit te identificeren en een monitoring hiervan op te zetten, gebruik makende van sampling of andere technieken (Artikel 7 : Identification and Monitoring).

Daarnaast zijn er de twee Europese ministeriële processen, waar ook engagementen worden genomen voor behoud en monitoring van biodiversiteit in het algemeen of specifiek in bossen :

- De ministeriële Conferentie (ministers bevoegd voor het bosbeheer) over de bescherming van bossen in Europa (gestart te Straatsburg (1990) en gevolgd door de conferenties van Helsinki(1993) en Lissabon (1998)). Tijdens de conferentie in Helsinki werd de **resolutie over het behoud van biodiversiteit in de Europese bossen** (H2 : General guidelines for the conservation of Biodiversity in European Forests) aangenomen en bevestigd in Lissabon (1998).
- De ministeriële conferenties 'Environment for Europe', gestart in Dobris (1990), gevolgd door Luzern (1993) en Sofia (1995) resulteerden in een '**Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (PEBLDS)** die door de ministers voor Leefmilieu van 55 Europese landen en de EU-commissie werd bekrachtigd (1996-2000).

Uit beide voorgaande initiatieven is een werkprogramma voor het behoud en de verhoging van de biologische en landschappelijke diversiteit in boscsystemen ontwikkeld : '**Work Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems (WP-CEBLDF)** (1997-2000). Dit werkprogramma werd bekrachtigd zowel door de ministers voor leefmilieu in Arhus (1998), als door de ministers bevoegd voor bossen tijdens de conferentie in Lissabon (1998).

Eerste objectief van dit werkprogramma is het behoud en de verhoging van de biodiversiteit via een duurzaam beheer van bossen. Als eerste stap bij de realisatie van dit objectief wordt vooropgesteld dat indicatoren moeten worden geïdentificeerd, die toelaten de biodiversiteit van boscsystemen te evalueren op nationaal en subnationaal vlak.

België heeft al deze initiatieven geratificeerd en is dus verplicht hieraan invulling te geven. Aangezien deze materies behoren tot de bevoegdheid van de gewesten worden de initiatieven vooral op dit niveau verwacht.

De invulling hiervan binnen het Vlaamse beleid is opgenomen in het **Vlaamse Milieubeleidsplan 1997-2001**. Dit plan voorziet een concrete invulling van bovengenoemde engagementen via **actie 118** ('Beleidsvisie Verdrag Biologische Diversiteit') en **actie 121** ('Geïntegreerd ecologisch monitoringsysteem')

Ook in het **Decreet op het natuurbehoud en het natuurlijk milieu** (BS 10/01/98) zijn engagementen voorzien voor het behoud en de monitoring van de biodiversiteit o.a. in het kader van het Natuurrapport en de bepalingen rond monitoring in het uitvoeringsbesluit op de natuurreservaten.

In het kader van rapportering naar bovenstaande verbintenissen is er ook vanuit Bos & Groen duidelijke vraag naar methodieken en gegevens om de toestand van de biodiversiteit in de Vlaamse bossen op te volgen.

Hierdoor is een dringende behoefte ontstaan naar snelle en eenvoudige, maar effectieve methodes voor een objectieve beoordeling en monitoring van de biodiversiteit.

De opname en monitoring van de totale effectieve biodiversiteit (soortenrijkdom) is echter zeer arbeidsintensief en tijdrovend en vereist bovendien gespecialiseerde kennis, zodat een grootschalige toepassing uitgesloten is. Bovendien is het bij dergelijke intensieve bemonsteringen onmogelijk om de totale diversiteit te bepalen, gewoon al omdat bepaalde groepen niet te bemonsteren of onvoldoende gekend zijn (zie verder). Deze praktische beperkingen in combinatie met de complexiteit van het concept hebben ertoe geleid dat de laatste decennia onderzoek werd verricht naar biodiversiteitsindicatoren (Noss 1990, Ratcliffe 1993). Een indicator in deze context is een (a)biotische ecosysteemcomponent, die dienst doet als surrogaat voor andere componenten. De aan- of afwezigheid en de fluctuaties van de indicatoren weerspiegelen de evolutie van de globale diversiteit aan organismen in het ecosysteem.

## **1.1 Het begrip 'Biodiversiteit'**

Biologische diversiteit of biodiversiteit wordt door verschillende auteurs gedefinieerd (voor een overzicht zie Kaennel 1998a, Kaennel 1998b en Gaston 1999a). De meest officiële en algemeen aanvaarde definitie wordt door de Verenigde Naties in de Conventie over Biologische Diversiteit (UNEP 1992) als volgt omschreven: *'de verscheidenheid onder alle mogelijke levende organismen, waaronder deze uit terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en de ecologische complexen waarvan ze deel uitmaken; dit omvat diversiteit binnen soorten, tussen soorten onderling en in ecosystemen'*. Samengevat komt dit dus neer op :

- genetische diversiteit
- soortendiversiteit
- ecosysteemdiversiteit

Soortendiversiteit of aantal soorten blijft nog steeds de meest populaire uitdrukking van het concept biodiversiteit. Hiervoor zijn volgens Gaston (1999b) verschillende redenen aan te duiden. Ten eerste wordt door de meeste wetenschappers onder soortendiversiteit de algemene essentie van biodiversiteit verstaan. Ten tweede wordt het begrip algemeen begrepen en is er geen behoefte aan complexe indices om het uit te drukken. Ten slotte wordt het in de praktijk beschouwd als een meetbare parameter waarrond reeds veel data werd verzameld.

## **1.2 Het begrip 'Bos'**

Onder het begrip 'bos' wordt volgens artikel 3§1 van het Bosdecreet (1990) verstaan: *'grondoppervlakken waarvan de bomen en de houtachtige struikvegetaties het belangrijkste bestanddeel uitmaken, waartoe een eigen fauna en flora behoren die één of meerdere functies vervullen'*.

Wat betreft een concrete omschrijving van de term boscossysteem lopen de wettelijke definities in verschillende landen uiteen. Uiteraard vormen bomen hierin een sleutelrol (keystone species), waarvoor veelal verschillende, al dan niet in combinatie, kwantitatieve criteria aangehaald worden als : kroonbedekking (10% in Frankrijk, 20% in Zwitserland, 30% in Oostenrijk, niet bepaald in Vlaanderen), breedte van een bestand (10 tot 25 m) en minimum oppervlakte (0,05 tot 0,5 ha). Algemeen gezien worden kaalkappen en jonge bestanden, die niet aan deze voorwaarden voldoen, toch als bos meegerekend (Köhl & Päävinen 1996). Niettemin blijft een strikte definiëring van een boscossysteem een hachelijke onderneming vooral in het kader van biodiversiteit. De vraag is steeds waar de grenzen liggen. De moeilijkheid ligt hierbij hoofdzakelijk in de verweving van verschillende mogelijke habitatten. Zo bijvoorbeeld heeft een ven een specifieke fauna en flora. Indien dit ven in een bosgebied is gelegen zal het een belangrijke opwaardering van de diversiteit van het bos teweegbrengen. De vraag blijft echter of het deel uitmaakt van het boscossysteem zelf. Een strikte definiëring is m.a.w. nagenoeg onmogelijk en steeds stof voor discussie en wordt in het kader van deze studie dan ook niet verder betracht.

### ***1.3 Monitoring van 'biodiversiteit' in bossen***

Monitoren van 'Biodiversiteit' in het algemeen, en in bossen in het bijzonder, is zeer abstract en kan zeer uiteenlopende zaken omvatten. Het is duidelijk dat het compleet onmogelijk is om alle potentiële aspecten van de biodiversiteit te monitoren (Watt et al, 1998). De maat of maten die worden gebruikt om de biodiversiteit te beschrijven hangen af van de motieven waarvoor de biodiversiteit wordt gemeten en die zijn vooral beleidsmatig (Watt et al., 1998).

De bepaling van de absolute biodiversiteit (in de betekenis van soortenrijkdom in een bepaald ecosysteem) a.d.h.v. indicatoren is onmogelijk en wetenschappelijk niet hard te maken en wel om verschillende redenen :

- De totale soortenrijkdom is in geen enkel ecosysteem 100% gekend. Zelfs in intensief onderzochte Europese boscossystemen worden frequent nog nieuwe soorten voor de wetenschap aangetroffen. Dit is zeker zo voor historisch minder intensief onderzochte taxa, maar zelfs ook voor populaire en bekende taxa.
- Indicatoren, zowel structurele als specifieke soorten(groepen), zijn daardoor nooit volledig te linken met de globale biodiversiteit, wel onderling met een aantal soortengroepen. De kennis hiervan is echter zeer beperkt, niet eenduidig en vaak zelfs tegenstrijdig (EWGRB 1997, Landres et al 1988, McKenney et al 1994, Nilsson et al 1995, Oliver & Beattie 1996).
- De natuurlijke samenstelling (flora en fauna) en de natuurlijke dynamiek van de verschillende bostypes in Vlaanderen (referentiebeelden) is slechts vaag gekend, doordat er geen restanten 'primaire bos' resten, ook niet in het buitenland op vergelijkbare standplaatsen. Maar zelfs al was de situatie gekend vooraleer de menselijke invloed bepalend werd, dan nog was dit geen referentiebeeld, aangezien de natuurlijke processen en dynamiek (bv. verspreiding boomsoorten, grote predatoren) nog in volle ontwikkeling waren na de laatste IJstijd.
- Bovendien is de kennis van hoofdzakelijk fauna in de huidige sterk antropogeen beïnvloede bossen zeer miniem en beperkt tot enkele diergroepen (gebrek aan baseline data).
- ...

Ook Gaston (1999b) stelt dat de abstractie en complexiteit van het concept biodiversiteit als de variëteit aan leven niet tot één variabele valt te herleiden. Hij stelt dat de zoektocht naar een allesomvattende maat voor biodiversiteit, hoe wenselijk deze ook is, vruchteloos zal zijn. Ook Norton (1994) schrijft dat 'wetenschappers een groot aantal mogelijke diversiteitsmaten kunnen ontwikkelen, maar dat deze maten onmogelijk tot één enkele maatstaf van de diversiteit van een systeem kunnen gecompileerd worden'.

Voor de evaluatie van 'biodiversiteit' zijn dus meetbare parameters nodig die als 'surrogaat' kunnen dienen voor wat intuïtief wordt beschouwd als 'echte biodiversiteit' (Duelli, 1997).

Volgens Dudley & Jeanrenaud (1998) kan het meten van een abstract begrip als 'biodiversiteit in bossen' opgesplitst worden in een vijftal concrete types, afhankelijk van de tijd, middelen en expertise beschikbaar, en ook van de doelstelling waarvoor de survey wordt uitgevoerd (welk luik van het begrip 'biodiversiteit' men concreet wil invullen).

#### 1. National survey

Een survey die moet toelaten een antwoord te bieden op algemene beleidsmatige vragen (navolging van internationale overeenkomsten, data aanleveren voor globale surveys,...). Deze vertrekt vooral van zeer algemene data, vaak verkregen onder de vorm van enquêtes van internationale organisaties (zoals de WWF-scorecards,...). Data zijn van volgende orde :

- evolutie van de oppervlakte bos, ingedeeld in natuurlijk bos, semi-natuurlijk bos en plantages,
- oppervlakte bos in verschillende leeftijdscategorieën
- evolutie van een aantal rode-lijst soorten.

#### 2. Landscape survey

Een verkennende studie om die gebieden te detecteren die verdere doorgedreven studie verdienen. De data wordt verzameld gebruik makende van satellietbeelden, luchtfoto's,...

#### 3. Structural survey - survey van bosauthenticiteit

Een survey van structuurparameters, met de bedoeling de **potentiële waarde** van het onderzochte bosbestand in te schatten ,voor wat betreft authentieke populatiegroottes en samenstelling van de biodiversiteit.

Hierbij wordt het begrip '**authenticiteit**' geïntroduceerd, dat volgens Dudley & Jeanrenaud (1998) wordt beschreven door

- soortensamenstelling (van de bomen, struiken, kruidlaag,...),
- ruimtelijke variatie wat betreft leeftijd, grootte van de bomen, aandeel dood hout,...
- continuïteit van de aanwezigheid van bos doorheen de geschiedenis,
- aanwezigheid van natuurlijke verstorings- en verjongingsprocessen,
- beheerspraktijken die de natuurlijke ecologische processen nabootsen.

Gebruikte methodieken voor de monitoring van de 'authenticiteit' omvatten :

- identificatie van de onderliggende geologie en bodemtype,
- survey van de soortensamenstelling, leeftijdsstructuur en bestandsstructuur,
- identificatie en classificatie van staand en liggend dood hout.

De bosstructuur laat toe bossen te onderscheiden met natuurlijke patronen en processen, en geeft een indicatie van zones met een belangrijk potentieel voor hoge biodiversiteit door de aanwezigheid van een zeer grote verscheidenheid aan habitatten. Structuurparameters bewijzen echter niet noodzakelijk dat een bos ook effectief een hoge biodiversiteit heeft. Belangrijke invloeden uit het verleden (vormen van menselijk gebruik en verstoring,...) die nauwelijks uit de huidige structuur kunnen worden afgeleid, kunnen een uiterst significante invloed hebben op de effectieve soortenrijkdom. Om te weten in hoeverre de potentiële rijkdom ook effectief wordt vertaald in een hoge biodiversiteit is een meer gedetailleerde studie vereist, o.a. gebruik makende van 'indicators'.

#### 4. Indicator survey

Is een survey van indicatorsoorten die toelaat de continuïteit in aanwezigheid in te schatten van zeldzame en micro-habitatten. Deze moeten zo worden gekozen dat zij een belangrijk onderdeel van de totale biodiversiteit omvatten. Er wordt daarom best gebruik gemaakt van een set aan indicatorgroepen, die de verschillende aspecten van de ecologische authenticiteit en dus de biodiversiteit omvatten.

Deze methodiek geeft ons echter ook niet meer dan een **indicatie** van de biodiversiteit, en omvat geenszins een volledige uitputtende survey van de totale soortenrijkdom. Hier moet dan ook een evenwicht worden gevonden tussen mate van nagestreefd detail en beperkingen wat betreft middelen en tijd. De geselecteerde indicatorgroepen moeten ook continu worden getoetst in hoeverre zij een correct beeld aanleveren. Voorbeelden van indicatorgroepen zijn :

- korstmossen en mossen gelinkt aan specifieke ontwikkelingsstadia en condities van het bos (bv. indicatoren van luchtverontreiniging of van continu aanbod van dood hout),.
- hogere planten geassocieerd met oudere bossen,
- vogelgemeenschappen gelinkt aan primair bos.

#### 5. Genetische survey

Gedetailleerde survey van de genetische variatie binnen een bestand, met de bedoeling lokale variëteiten, verschillende herkomsten enz. te bestuderen.

Methodieken zijn hier nog in volle ontwikkeling, mogelijke pistes zijn :

- historisch onderzoek naar ontstaan van het bestand (natuurlijke verjonging dan wel aanplant), in het laatste geval : jaar van aanplant en mogelijke vermelding van de herkomst,
- identificatie van lokale variatie in soorten, waar deze via fenologische kenmerken kan worden vastgesteld,
- gedetailleerde biogenetische studies van specifieke soorten of soortengroepen.

Een samenvattend overzicht van deze vijf niveaus wordt weergegeven in tabel 1.1.

*Tabel 1.1 : 5 niveaus voor monitoring van biodiversiteit in bossen (naar Dudley & Jeanrenaud, 1998).*

Opnameniveau	Voorbeelden van technieken	Resultaat
Nationaal	Bosinventarisaties, Rode lijsten,...	Algemeen beeld van de status van de bosbiodiversiteit
Landschap	Satellietbeelden, luchtfoto's,...	Identificatie van potentieel waardevolle gebieden, die meer gedetailleerde studie vereisen
Structuur	Analyse van bodem, bosstructuur, aanwezigheid van dood hout	Potentieel voor authentieke biodiversiteit
Indicatorsoorten	Soorten die een aanwijzing geven voor bostype of microhabitat	Identificatie van authentieke bossen en de continuïteit in aanwezigheid van specifieke microhabitaten
Genetisch	Gedetailleerde studies van genetische variatie	Biodiversiteit op genetisch vlak, aanwezigheid van lokale herkomsten

## 2 Doelstelling

Zoals reeds hierboven gesteld, wenst men via de monitoring van de biodiversiteit in bossen vooral na te gaan in hoeverre het beleid, wat betreft behoud en beheer van de biodiversiteit, doeltreffend is en voldoende invulling geeft aan de verplichtingen die men nationaal en internationaal is aangegaan (Helsinki 2, Conventie Biologische Diversiteit).

In functie van de implementatie van deze beleidsverbintenissen is een absolute en wetenschappelijk correcte berekening van de totale soortenrijkdom van een bos of bestand minder aan de orde. Twee mogelijke types van onderzoek zijn in die zin wel belangrijk (Watt et al., 1998):

1. Metingen en methodieken die toelaten om objectieven en streefcijfers te bepalen voor wat betreft biodiversiteit, om daar een aantal mogelijke maatregelen en acties aan te koppelen. Dergelijke metingen verlenen ook de nodige basisinzichten in de sturende mechanismen van biodiversiteit.
2. Het ontwikkelen van methodieken en het uitvoeren van metingen die toelaten het succes van genomen maatregelen, beheersrichtlijnen en acties te evalueren.

Beschrijvende studies van samenstelling en structuren in 'referentiegebieden' (zoals integrale bosreservaten) en de daaraan gekoppelde soortenrijkdom en -samenstelling, behoren tot het eerste type van biodiversiteitsonderzoek evenals studies die de impact van één welbepaald aspect op de soortenrijkdom proberen te kwantificeren (bv. aspect oppervlakte en versnippering). Zij zijn vaak zeer specifiek en trachten exact-wetenschappelijke correlaties en referentiewaarden af te leiden.

De door ons ontwikkelde methodieken behoren tot het tweede type van biodiversiteitsonderzoek, dat een sterk beleidsmatige invalshoek kent. Doelstelling is de ontwikkeling van een handleiding om op een gestandaardiseerde en herhaalbare wijze een inschatting te maken van de soortenrijkdom (niveau 3) in een welbepaald bosbestand en van de toestand van een aantal belangrijke beheerafhankelijke structurele factoren die bepalend zijn voor de potentiële biodiversiteit (niveau 1 en 2).

### 3 Methodiek

De bedoeling is om op **drie verschillende toepassings- of detailniveaus** methodieken te ontwikkelen, die toelaten de biodiversiteit in het Vlaamse bos op een gestandaardiseerde manier te **evalueren** en op lange termijn te **monitoren**. Het laagste detailniveau houdt enkel rekening met structuurparameters. Het detailniveau stijgt naarmate bij een louter structuurbenadering ook een soortbenadering wordt betrokken.

NIVEAU 1
<p><u>Concept</u> : Aan de hand van een aantal eenvoudig en snel te bepalen parameters (geen proefvlakken noodzakelijk) gebeurt een vrij algemene doch gestandaardiseerde inschatting v/d biodiversiteit.</p> <p>Het geheel berust op een 'systeembenadering' van de biodiversiteit.</p> <p><u>Toepassingsdomein</u> : Checklist van belangrijke structurele factoren voor bosdiversiteit i.f.v. beheerplannen privé-bos, snelle toetsingen op het terrein in functie van de beheervisie Bos &amp; Groen, eerste evaluatie van potentiële biodiversiteit van een bosbestand.</p> <p><u>Werkwijze</u> : De basis wordt gevormd door een sterke vereenvoudiging van de ontwikkelde diversiteitsindex uit niveau 2 (cfr. Hoofdstuk 5).</p>
NIVEAU 2
<p><u>Concept</u> : Standaardbeoordelingen van biodiversiteit in bossen. Deze methodiek moet voldoende gedetailleerde gegevens opleveren voor beoordeling en monitoring van verschuivingen in de globale biodiversiteit v/d Vlaamse bossen.</p> <p>Het geheel berust op een combinatie van een 'systeem- en soortbenadering' van de biodiversiteit.</p> <p><u>Toepassingsdomein</u> : Beoordeling 'Toestand v/d natuur', uniforme en continue monitoring v/d biodiversiteit in Vlaanderen (MINA-plan 2); beheerplannen openbare bossen, MER's,...</p> <p><u>Werkwijze</u> : Ontwikkeling van een authenticiteitsindex op bestandsniveau voor het Vlaamse bos op basis van de data uit de bosinventarisatie (steekproef v/h Vlaamse bos); toetsing met gegevens van het bodemfaunaproject (cfr. Hoofdstuk 4).</p>
NIVEAU 3
<p><u>Concept</u> : Gedetailleerde beoordeling van de biodiversiteit (cfr opdracht). Het geheel berust op een 'soortbenadering' van de biodiversiteit.</p> <p><u>Toepassingsdomein</u> : Een algemene toepassing is niet haalbaar. Monitoring van integrale bosreservaten, onderzoek in gerichte reservaten en casestudies van pilootbossen in het kader van specifieke projecten (cfr. opdracht).</p> <p><u>Werkwijze</u> : Beschrijving van een aantal gestandaardiseerde methodologieën voor de inventarisatie van planten en functioneel belangrijke diergroepen (multisoortenmonitoring) (cfr. Hoofdstuk 6).</p>

In niveau 1 en 2 wordt een methodologie ontwikkeld om, aan de hand van beheerafhankelijke structurele parameters een beoordeling te geven van de potentiële soortenrijkdom in een welbepaald bosbestand. Hierbij werd eerst niveau 2, zijnde het standaardniveau, uitgewerkt. Niveau 1 is hierop gebaseerd : het is een sterke vereenvoudiging van niveau 2 tot een methode die werkt via visuele beoordeling zonder proefvlakken. Tenslotte werd

niveau 3 uitgewerkt, waarbij bestaande gestandaardiseerde methodes voor rechtstreekse beoordeling van de soortenrijkdom werden gecompileerd. De **basiseenheid** waarvoor alle drie de detailniveaus worden ontwikkeld is het **bosbestand**. Volgens Dudley & Jeanrenaud (1998) zijn indicatoren voor biodiversiteit op bestandsniveau immers van kritiek belang voor het detecteren van bossen die een bijzondere bescherming verdienen en voor het meten van het succes van een duurzaam bosbeheer.

#### **Belangrijke methodologische opmerking**

De scoresystemen die in het kader van dit VLINA-project : 'Selectie en evaluatie van indicatoren en uitwerking van een praktisch bruikbare methodologie voor de beoordeling van biodiversiteit in bossen' werden ontwikkeld, kunnen niet als absolute en exacte wetenschap worden beschouwd, maar zijn wel gebaseerd op een aantal ecologische basisprincipes die voortspruiten uit concreet wetenschappelijk onderzoek.

Zoals Söderberg & Fridman (1998) duidelijk stellen : 'om de vraag te kunnen beantwoorden hoe de biodiversiteit te behouden en te meten, is men verplicht gebruik te maken van een aantal veronderstellingen over wat goed is voor het behoud van de biodiversiteit. De definitie van biodiversiteit is te vaag en er zijn teveel hiaten in onze kennis om deze relatie volledig wetenschappelijk te onderbouwen'.

In die zin is de uiteindelijke score vergelijkbaar met andere indexen die gebruikt worden om zeer complexe en abstracte begrippen te beschrijven zoals BNP als index voor de welvaart, en beursindexen als indicatoren voor de performantie van een beurs en de economische groei in het geheel.

Ook hier worden complexe abstracte begrippen vereenvoudigd en verengd tot een aantal bepalende factoren die op een gestandaardiseerde wijze in een cijfer worden uitgedrukt.

Het eindresultaat heeft derhalve geen grote exact-wetenschappelijke waarde, maar vooral een toegepast-wetenschappelijke en beleidsondersteunende waarde.



# 4 Niveau 2 : Standaardevaluatie van de potentiële biodiversiteit : 'authenticiteitsindex'

## 4.1 Inleiding

De laatste jaren worden in verschillende Europese landen pogingen ondernomen om de biologische diversiteit in bossen aan de hand van gemakkelijk meetbare en beheergevoelige parameters te vatten en te vertalen in een biodiversiteitsindex (Bradshaw & Lindén, 1997; Hekhuis et al., 1994; Rune, 1997). Hierbij wordt in grote mate gebruik gemaakt van structuurparameters, zoals gelaagdheid, dood hout, enz., waarbij van de veronderstelling wordt uitgegaan dat hoe gevarieerder de structuur is, hoe diverser ook de biologische rijkdom zal zijn (Franklin, 1988; Otte, 1989). Een gevarieerde structuur impliceert immers een veelvoud van allerhande uiteenlopende niches, die door verschillende organismen kunnen benut worden (Altenkirch, 1988; Camp, 1994; MacArthur et al., 1962; MacArthur, 1965; Willson, 1974; Franzreb, 1978; Rice et al., 1984).

Zoals reeds in de algemene inleiding aangehaald, tracht men bij dergelijke methodieken de **potentiële waarde** wat betreft authentieke populatiegroottes en samenstelling van de biodiversiteit van een bosbestand in te schatten. Een dergelijke benadering wordt ook algemeen aangeraden door Köhl et al (1998).

Bij de ontwikkeling van de methodiek voor standaardevaluatie van de potentiële diversiteit (niveau 2 van deze studie) werd eveneens vertrokken van dit basisprincipe.

In Dudley (1996) en Dudley & Jeanrenaud (1998) worden deze methodieken gebundeld onder de benaming 'Structural surveys - surveys of forest-authenticity'.

Hierbij wordt het begrip '**authenticiteit**' beschreven door

- de soortensamenstelling (van de boom-, struik-, kruidlaag,...),
- ruimtelijke variatie wat betreft leeftijd, grootte van de bomen, aandeel dood hout,...
- continuïteit in het landgebruik (bos) doorheen de geschiedenis,
- aanwezigheid van natuurlijke verstorings- en verjongingsprocessen,
- beheerpraktijken die de natuurlijke ecologische processen nabootsen.

Gebruikte methodieken voor de monitoring van de 'authenticiteit' omvatten :

- identificatie van de onderliggende geologie en bodemtype,
- survey van de soortensamenstelling, leeftijdsstructuur en bestandsstructuur,
- identificatie en classificatie van staand en liggend dood hout.

De hieronder ontwikkelde methodiek pretendeert enkel een inschatting te maken van de potentiële waarde van bosbestanden voor wat betreft het aspect 'soortenrijkdom' van het abstracte, allesomvattende begrip 'biodiversiteit'. Een term als 'biodiversiteitsindex' wordt hiervoor dan ook best gemeden. In navolging van Dudley & Jeanrenaud spreken we daarom verder van de '**authenticiteitsindex**'.

## 4.2 Strategie

Door de afdeling Bos & Groen (AMINAL) werd recent de bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest afgerond. Hiervoor werd een gestandaardiseerde bemonsteringsmethodiek uitgewerkt (Waterinckx & Haelvoet 1997). De doelstelling is beleidsondersteunende data over het Vlaamse bosareaal aan te reiken. Het Vlaamse bosbeleid richt zich tot natuurgetrouwe en multifunctionele bosbouw. Het behoud, het herstel en de verhoging van de biologische diversiteit staan hierbij centraal.

Voorts werden in het kader van het project 'Bosbodemklassificatie door middel van bodemfauna' (kortweg 'Bodemfaunaproject'), in opdracht van de afdeling Bos & Groen, in 56 meetpunten verschillende diergroepen geïnventariseerd (De Bakker et al, 2000a en b; De Bruyn et al, 1999; De Schutter & Coosemans, 1999). Het betreft spinnen (*Araneae*), loopkevers (*Carabidae*), kortschildkevers (*Staphylinidae*), hooiwagens (*Opiliones*), pissebedden (*Isopoda*), duizend- en miljoenpoten (*Myriapoda*), pseudo-schorpioenen (*Pseudoscorpiones*), zweefvliegen (*Syrphidae*), *Sphaeroceridae* en nematoden.

Gelet op voornoemde projecten werd bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex zoveel mogelijk gestreefd naar integratie. Gezien hun raakvlak lijkt het immers uitermate interessant deze projecten een symbiotisch bestaan te laten leiden, resulterend in optimale databenutting en -opwaardering (zie Fig. 4.1).

Ook Larsson et al (2001) stellen in hun aanbevelingen voorop om de nationale bosinventarisaties in te schakelen bij de monitoring van biodiversiteit in bossen, door biodiversiteitsindicatoren te koppelen aan de nationale bosinventarisatieprogramma's. De bosinventarisatie is immers ideaal ontworpen om veranderingen in de status van geselecteerde indicatoren te reflecteren. Larsson et al beschouwen het ontwikkelen en opnemen van biodiversiteitsindicatoren binnen de nationale inventarisatieprogramma's als één van de prioritaire onderzoeksthema's voor wat betreft onderzoek rond biodiversiteit in bossen.

In plaats van onafhankelijk een diversiteitsindex te ontwikkelen en die in een latere fase eventueel toe te passen, werd daarom gekozen om deze **index te richten op de gebruikte methodologie bij de bosinventarisatie en de bestaande meetgegevens**. Hierdoor wordt het mogelijk om zonder veel extra inspanningen en kosten direct al een evaluatie van de biodiversiteit door te voeren op basis van een enorme dataset, die op zich garant staat voor een representatief beeld van het Vlaamse bos. Aangezien elke 10 jaar een nieuwe inventarisatie doorgevoerd wordt kan dan aan de hand van deze index ook de evolutie van de biologische rijkdom op lange termijn nagegaan worden (monitoring).

Na ontwikkeling van de index is het noodzakelijk deze te toetsen : in hoeverre reflecteert een hoge indexscore ook een hoge werkelijke biodiversiteit (lees soortenrijkdom).

De dataset uit het 'Bodemfaunaproject' biedt hier zeer uitgebreide mogelijkheden. Deze beslaan uiteraard slechts een deel van alle aanwezige taxa. Niettemin kunnen de **opgestelde soortenlijsten getoetst worden aan de berekende authenticiteitsindex**. Om zo'n controle mogelijk te maken werd door het VLINA-team supplementair op de 50 punten van het Bodemfaunaproject, de bosstructuur en de vegetatie volgens de methodiek van de bosinventarisatie opgenomen.

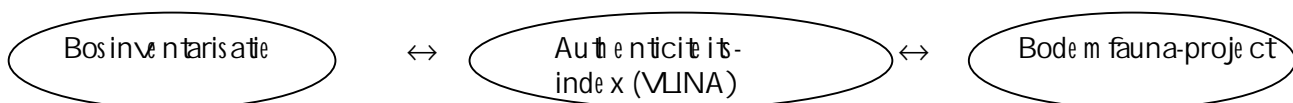


Fig. 4.1 Integratie van de drie projecten

## 4.3 Beschrijving van de opnamemethodiek bij de bosinventarisatie<sup>1</sup>

De bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest gebeurt via een steekproeftechniek, analoog aan die in het Waalse Gewest, waarbij zowel de bosstructuur als de plantensoortenrijkdom worden opgemeten. De houtige vegetatie wordt opgenomen aan de hand van een systematisch raster van 0,5 km × 1 km. Als gevolg van een lage bosindex van slechts ± 10% en een hoge fragmentatiegraad vermindert de kans dat de intersecties van het raster in bos vallen (Van Den Meersschaut & Lust 1994). Niettemin worden nog zo'n 3074 opnamepunten in bos geteld. Daarnaast wordt de kruidvegetatie (vaatplanten en niet-epifytische mossen) afzonderlijk bemonsterd aan de hand van hetzelfde raster maar dan met maaswijdten van 1 km × 1 km (± 1500 opnamepunten). De hieruit volgende dataset moet uiteindelijk een representatief beeld geven van de samenstelling van het Vlaamse bosareaal.

### 4.3.1 Opname van de houtige vegetatie<sup>2</sup> : levende bomen en staand dood hout

Alvorens de houtige vegetatie effectief op te meten wordt eerst de bosstructuur beschreven op basis van waarnemingen in het ganse bestand. Hierbij wordt aandacht besteed aan het bestandstype, de leeftijdsklasse, de sluitingsgraad en de horizontale en verticale structuur.

De houtige vegetatie wordt opgenomen aan de hand van een opname-eenheid bestaande uit 4 concentrische cirkels (A1, A2, A3 en A4) (zie Fig. 4.2). De straal (R) (en dus de oppervlakte) van elke cirkel varieert naargelang de dimensie van de bomen en de struiken.

Van de zaailingen uit A1 wordt de boomsoort genoteerd en hun respectievelijke aantal opgemeten. Van de kleine dimensies uit A2 wordt enkel de boomsoort bepaald en hun hoedanigheid (dood of levend). In de twee grootste cirkels wordt telkens de boomsoort geïdentificeerd, de omtrek op 1,5 m ( $C_{1,5}$  of diameter  $\varnothing_{1,5}$ ) gemeten en geconstateerd of de boom levend of dood is. Hierbij wordt enkel aandacht geschonken aan staand dood hout.

---

<sup>1</sup> In het kader van dit overzicht wordt enkel aandacht besteed aan elementen die van toepassing zijn voor deze studie. Voor een uitgebreide en gedetailleerde beschrijving van de gebruikte methodiek bij de bosinventarisatie wordt verwezen naar de 'Handleiding bosinventarisatie Vlaams Gewest (Werkdocument)'.

<sup>2</sup> Belangrijk is te benadrukken dat de cirkelplots van de bosinventaris bedoeld zijn als 'steekproefpunten' in een systematische steekproef, voor de beschrijving van de bostoestand in Vlaanderen. Representativiteit voor het bestand waarin zij liggen is daarbij echter geen evidentie. In homogene bestanden zal dit wel het geval zijn; in heterogene bestanden (wat betreft boomsoortensamenstelling, maar ook wat betreft aanwezigheid van dood hout) is dit niet het geval : een verschuiving van de cirkelplot binnen het bestand zal hier sterk verschillende resultaten genereren. Voor de bosinventaris vormt dit echter geen probleem, gezien men hier vooral geïnteresseerd is in de afgeleide resultaten uit de steekproefgegevens; voor de toetsing van de diversiteitsindex kan dit echter wel leiden tot methodologische problemen (zie verder).

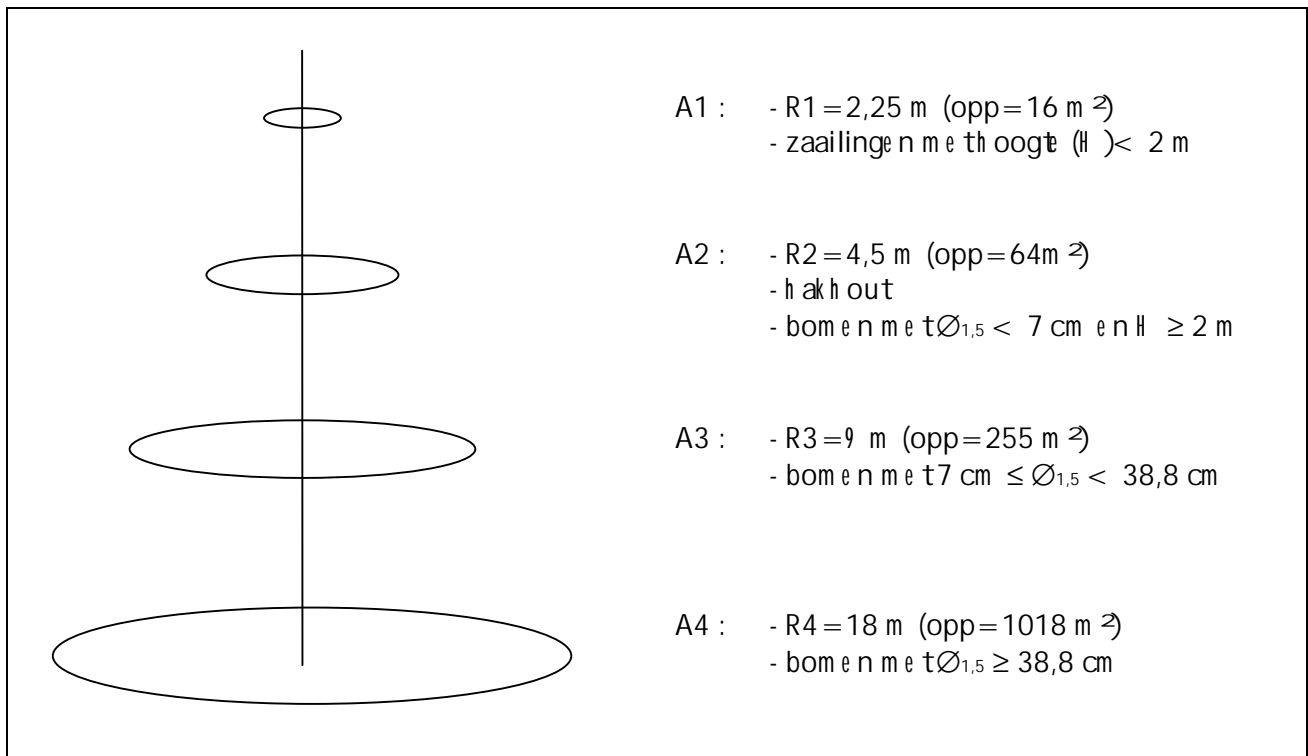


Fig. 4.2 De opname-eenheid voor de houtige vegetatie (naar Waterinckx & Haelvoet 1997)

### 4.3.2 Opname van de kruidvegetatie en het liggend dood hout

Op de helft van de opnamepunten wordt afzonderlijk door een ander team ook de kruidvegetatie opgenomen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een 'nested plot design', waarbij de oppervlakte stelselmatig wordt ontubbeld (minimaal  $2 \times 2$  m tot maximaal  $32 \times 32$  m) met de bedoeling de minimale opnamegrootte te bepalen (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). De kern van de vegetatie-opnames blijft evenwel een plot van  $16 \times 16$  m (opp = 256 m<sup>2</sup>). Hierbinnen worden, zowel van de vaatplanten als van de mossen, de soorten bepaald alsook hun bedekking volgens de schaal van Braun-Blanquet. De mossen beperken zich tot de Lever- (*Hepaticae*) en Bladmossen (*Musci*), die de bodem als substraat gebruiken. Epifytische mossen worden bijvoorbeeld niet bemonsterd. De determinatie wordt uitgevoerd door de Nationale Plantentuin in Meise. De vegetatie-opname wordt bovendien uitgebreid tot de struiklaag en zelfs de boomlaag. Ook hier worden soorten en bedekking bepaald. De grens tussen kruid-, struik- en boomlaag kent geen vooraf gespecificeerde standaardhoogte, maar wordt telkens opnieuw bepaald aan de hand van het uitzicht van het bestand. Daarnaast wordt ook supplementair aandacht besteed aan het aspect liggend dood hout. Hierbij worden 4 diameterklassen onderscheiden:

- 2 cm <  $\varnothing$  < 7 cm
- 7 cm <  $\varnothing$  < 22 cm
- 22 cm <  $\varnothing$  < 40 cm
- $\varnothing$  > 40 cm

Van de eerste twee klassen worden de dichtheden geschat en van de laatste twee het aantal meter dat binnen de plot valt.

## 4.4 Beschrijving van de methodiek van het bodemfaunaproject

Het onderzoeksproject 'Bosbodemklassificatie door middel van bodemfauna' (B&G/15/96) werd in 1996 opgestart op initiatief van het IBW en uitgevoerd door de universiteiten RUCA, RUG en KULeuven. Een aansluitende onderzoeksopdracht (B&G/29/98) werd toegekend aan het Departement Entomologie van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN).

De aanleiding voor dit onderzoek was volgende gedachte : onderzoek van bosbodems is vaak uitsluitend gebaseerd op fysische en chemische analyse. De organismengroepen die (over)leven in bosbodems kunnen echter interessante informatie verschaffen over de kwalitatieve eigenschappen van die bodems. Vermits de organismen tevens een functionele rol spelen in het bosbodemecosysteem (o.a. strooiselafbraak, mineralisatie) zijn zowel de aan- of afwezigheid van bepaalde soorten, alsook de diversiteit binnen bepaalde groepen belangrijke parameters.

Bedoeling van het project was dan ook na te gaan in hoeverre het mogelijk is een praktisch bruikbare classificatiesleutel op te stellen, om op basis van indicator-organismen of organismegroepen, de Vlaamse bosbodems kwalitatief te kunnen beoordelen.

Voor het onderzoek werden door het IBW 56 proeflokaties geselecteerd, die het volledige gamma van mogelijke bossen in Vlaanderen omvatten. Zij liggen verspreid over het Vlaamse Gewest (Figuur 4.4), vertegenwoordigen diverse bos- en bodemtypes en bieden een grote variatie aan habitatten voor macroinvertebraten. De plots zelf zijn samengesteld uit bestaande proefvlakken van (1) het bosvitaliteitsmeetnet (Level I en Level II), (2) bosreservaten (erkende of voorgestelde) en (3) extra geselecteerde plots.

De helft van de plots zijn gemengde bestanden met diverse boom- en struiksoorten. De meeste plots (80%) zijn gesitueerd in loofhout, de rest in naaldhoutbestanden die hoofdzakelijk homogeen zijn.

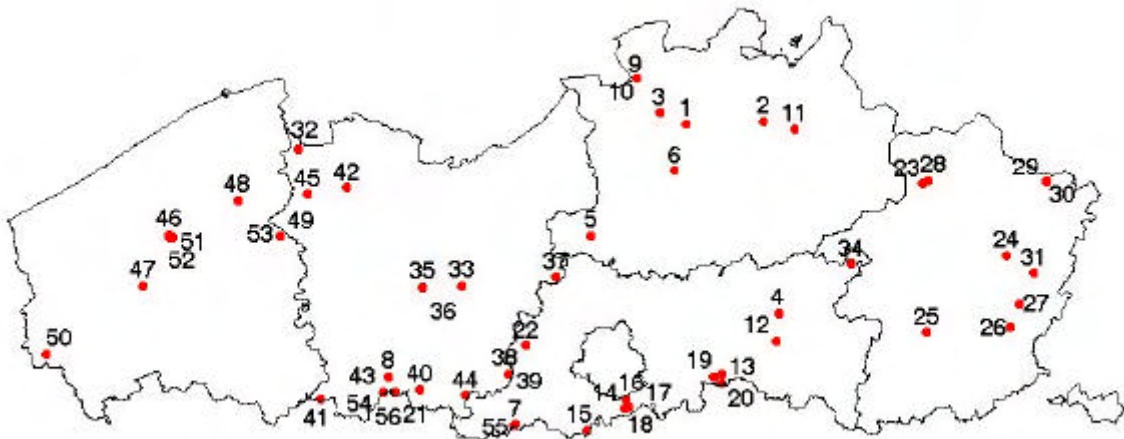


Fig. 4.3 : Situering van de bemonsterde locaties in het kader van het Bodemfaunaproject

De geselecteerde indicatororganismen & organismegroepen welke tijdens deze studie werden verzameld, zijn *Gastropoda*, *Nematoda*, *Lumbricidae*, *Crustacea*, *Arachnida*, *Diplopoda*, *Chilopoda*, *Collembola*, *Diplura*, *Coleoptera*, *Diptera*. De vertegenwoordigers van deze groepen komen zeer algemeen voor in de Vlaamse bossen, ze zijn vrij eenvoudig te inventariseren en er bestaat een duidelijk vermoeden dat zij belangrijke indicatorwaarde hebben.

De bemonstering van de ongewervelden gebeurde door middel van een standaardset van drie bodemvallen (BV) (vooral voor bodemoppervlakte-actieve ongewervelden, inzonderheid spinnen en loopkevers) en een standaardset van drie witte (KW) en drie gele (KG) vliegenvallen.

Alle vallen werden telkens in een bepaalde formatie geplaatst, ongeveer 4 m uit elkaar en volgens het volgende schema:

KG1	KW2	KG3
BV1	BV2	BV3
KW1	KG2	KW3

Ze worden voor iets meer dan de helft gevuld met een 3-5 % water-formaldehyde-oplossing waaraan enkele druppels vloeibare zeep wordt toegevoegd om de oppervlaktespanning te verlagen. De vallen worden om de 14 dagen leeggemaakt. Van november tot februari kan de ledigingsfrequentie worden verlaagd tot slechts om de drie weken, wegens de lage vangstdensiteiten gedurende deze periode. Drie weken is echter het maximum, daar vooral de bodemvallen na zo'n periode minder efficiënt worden door de ophoping van detritus in de vallen.

Daarna wordt nieuwe oplossing in de val gebracht en wordt de val zo goed mogelijk teruggeplaatst. De potten met de gevangen dieren worden dan naar het labo gebracht en gestockeerd om later te sorteren.

De bemonsteringsperiode beslaat voor ieder bosbestand een volledig jaar waarbij de laatste lediging zoveel mogelijk overeenkomt met de eerste lediging.

Voor verdere details van de methodiek en de resultaten van het bodemfaunaproject wordt verwezen naar De Bruyn et al (1999), De Bakker et al. (2000 a en b) en De Schutter & Coosemans (1999).

## **4.5 Ontwikkeling van een authenticiteitsindex**

### **4.5.1 Inleiding**

#### **4.5.1.1 Het begrip 'Authenticiteit'**

Authenticiteit is een weerspiegeling van de mate waarin het bos overeenkomt met een natuurlijk functionerend bos op vlak van samenstelling en ecologie. Het zal vaak in de praktijk neerkomen op de mate waarin een secundair bos nog gelijkenissen vertoont met de referentie, zijnde het originele natuurlijke bos (Kaennel, 1998b).

Grote aaneengesloten natuurlijke boscomplexen ontbreken in het huidige West-Europa. Sinds de laatste IJstijd is de impact van de mens op het boscysteem steeds toegenomen. Het huidige resterende beheerde en geëxploiteerde bos staat meestal ver van zijn oorspronkelijke toestand en heeft aan authenticiteit moeten inboeten (Peterken, 1996). Voor de evaluatie van de biodiversiteit in bossen, dat op zijn beurt als instrument voor de evaluatie van het bosbeheer kan aangewend worden, is het belangrijk bepaalde aspecten van dat vroegere natuurlijke boscysteem of zijn authenticiteit te identificeren (Dudley, 1996).

'**authenticiteit**' wordt volgens Dudley & Jeanrenaud (1998) beschreven door :

- soortensamenstelling (van de boom-, struik-, kruidlaag,...),
- ruimtelijke variatie (leeftijd, grootte van de bomen, aandeel dood hout,...),
- continuïteit van de aanwezigheid van bos doorheen de geschiedenis,
- aanwezigheid van natuurlijke verstorings- en verjongingsprocessen,
- beheerpraktijken die de natuurlijke ecologische processen nabootsen.

Verder zijn ook onderliggende geologie en bodemtype, beheerpraktijken uit het verleden en de ruimtelijke situering (oppervlakte, connectiviteit) belangrijke factoren van de authenticiteit van een bos.

Ook Larsson et al (2001) geven een gelijklopende opsomming van 'structurele sleutelfactoren' (Structural Key-Factors) voor biodiversiteit in bossen op bestandsniveau :

- boomsoort (inheems/uitheems),
- bestandsgrootte en randeffecten,
- historiek,
- bodem- en habitatype,
- structurele complexiteit.

Deze laatste factor wordt verder opgesplitst in een aantal 'meetbare indicatoren' voor de belangrijkste bestanddelen van deze structuur :

1. strooisel : dikte, type,
2. dood hout : type (staand of liggend), afbraakstadium, diameterverdeling en hoeveelheid (grondvlak, volume),
3. boomlaag : clustering van soorten, soortensamenstelling, ongelijkjarigheid, gelaagdheid, samenstelling van de natuurlijke verjonging, openingen in het kronendak, aanwezigheid van zeer oude bomen, bomen met holtes.

#### **4.5.1.2 Bewuste beperkingen bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex.**

Een aantal van de hierboven genoemde authenticiteitsaspecten ontbreken veelal in het huidige bosbeeld omwille van historische redenen en het gevoerde bosbeheer : grote oude bomen, dood hout, gevarieerde en complexe bosstructuur, een grote verscheidenheid aan boom- en struiksoorten en typische verstoringen gestuurd door vuur, begrazing, pathogenen of stormen (Bradshaw & Lindén, 1997; Christensen & Emborg, 1996; ... ).

Deze factoren hebben bovendien gemeen dat zij via het gevoerde beheer rechtstreeks kunnen worden beïnvloed. Door deze aspecten op een gestandaardiseerde wijze te beschrijven en te vertalen in een score verkrijgt men een belangrijk hulpmiddel om de evolutie van deze elementaire 'authenticiteitsfactoren' in de Vlaamse bossen te monitoren en tegelijk de inspanningen die worden gedaan ter bevordering van deze factoren te evalueren.

Hieruit volgt het **belangrijkste criterium** waaraan de authenticiteitsindex die in deze studie werd ontwikkeld, moet voldoen, nl. hij moet **gevoelig zijn voor het gevoerde beheer en de impact ervan op de diversiteit weerspiegelen in zijn score**. Zo moet een natuurgetrouw beheerd bos, dat de authenticiteit van een bosecosysteem in het vaandel draagt, op termijn hoger scoren dan een 'klassiek' beheerd bos, waarbij met geen enkele van deze aspecten gewild rekening gehouden wordt.

Een aantal andere belangrijke aspecten van de 'authenticiteit' van het bos (Dudley, 1996; Dudley & Jeanrenaud, 1998; zie ook algemene inleiding) werden daarom bij de ontwikkeling van de index bewust niet in rekening gebracht :

- bodemtype,
- bosoppervlakte,
- voorgeschiedenis van het landgebruik en het beheer.

Deze zeer belangrijke parameters zijn ongetwijfeld van doorslaggevende betekenis voor de biodiversiteit in het bos (Peterken 1996), zeker in een gebied als Vlaanderen met een zeer versnipperde bosstructuur en een zeer lange voorgeschiedenis van bosgebruik, bosbeheer en inversies in het landgebruik. Het zijn echter zeer complexe relaties die niet in eenvoudige lineaire verbanden zijn te vatten.

Bossen op rijkere bodems zijn doorgaans ook soortenrijker, zowel in de boom-, struik- als kruidlaag, hetgeen zich ongetwijfeld ook zal vertalen in de soortenrijkdom. Ook deze relatie is niet rechtlijnig : in eutrofe situaties kunnen sterk dominante soorten (met hoge nutriënteneisen) het ecosysteem volledig overheersen, waardoor de totale soortenrijkdom weer lager ligt.

Van 'oud bos' kan verwacht worden dat de globale biodiversiteit hoger is dan van een recente aanplanting op voormalige landbouwgrond. De relatie tussen voorgeschiedenis van het landgebruik en soortenrijkdom is echter niet zo rechtlijnig : zo stelt men in oude bossen niet noodzakelijk een grotere soortenrijkdom vast, maar zijn de gevonden soorten vaak meer specifieke en vaak zeldzame soorten die sterk gebonden zijn aan oud bos, terwijl jonge bossen vaak een groot aantal (veelal algemene) 'storingssoorten' bevatten. Bovendien is het onmogelijk zich een correct beeld te vormen van de voorgeschiedenis van het bos : het voormalige landgebruik kan enkel worden gereconstrueerd aan de hand van een discontinue set van historische kaarten : hoe het landgebruik was voor de oudste kaart of tussen de kaartbeelden in, kan vaak enkel worden verondersteld. Verder is het, zelfs indien historische bronnen en kaarten beschikbaar zijn, onmogelijk om een volledig correct beeld te krijgen van de beheerpraktijken die door de eeuwen heen een invloed hadden op de diversiteit. Zo zal een bos waar nu een grote hoeveelheid dood hout aanwezig is, maar in het verleden alle dood hout systematisch werd weggenomen, veel soortenarmer zijn dan men verwacht omdat continuïteit in het aanbod een zeer belangrijke factor is bij de soortenrijkdom van dood hout-organismen.

De relatie tussen bosoppervlakte en soortenrijkdom is eveneens bijzonder complex. Bepalende factoren voor het voorkomen van soorten zoals minimumareaal, migratiesnelheid en -mogelijkheid, connectiviteit vormen hier een complex kluwen waarvan de resultante niet of nauwelijks in een model te vatten is. Bij zeer kleine bossen wordt deze relatie nog verder verstoord door zeer belangrijke toevalsfactoren en randeffecten, waarbij vaak grote aantallen 'toevallige' en niet-bosgebonden soorten worden teruggevonden die vanuit aangrenzende andere landgebruiksvormen (grasland, heide,...) het bos binnengedrongen zijn.

Deze drie factoren zullen ongetwijfeld een zeer grote invloed hebben op de eigenlijke authenticiteit en de biodiversiteit van het bos. Door de zeer complexe relaties, maar ook door de grote hiaten in onze basiskennis (bv. wat betreft vroeger beheer) is het onmogelijk om directe relaties met de biodiversiteit te leggen. Zij hebben echter ook volgende eigenschap gemeen : **zij worden niet beïnvloed door de huidige beheerkeuzes.**

Daarom werden zij ook niet geïntegreerd in de ontwikkelde authenticiteitsindex. Hierdoor werd het mogelijk om een index te ontwikkelen die op het terrein kan worden bepaald en gebaseerd is op vrij eenvoudige, rechtlijnige relaties (meer structuurvariatie betekent een hogere index). Hierdoor moet men er zich van bewust zijn dat deze index enkel een aanwijzing zal geven van de performantie van het beheer in functie van deze structuurparameters, en hoogstens een indicatie geeft van de **potentiële** soortendiversiteit (Dudley & Jeanrenaud, 1998).

#### **4.5.1.3 Genoodzaakte beperkingen bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex**

Het gebruik van de data uit de bosinventarisatie biedt het grote **voordeel** dat de ontwikkeling van de authenticiteitsindex kan gebeuren met een **combinatie van structuurkenmerken en plantensoorten** (vaatplanten en mossen). Hiermee wordt het volledig zichtbare en belangrijkste gedeelte van een bos-ecosysteem gevat. Bomen, struiken, kruiden en structuren zijn immers de belangrijkste dragers van het hele faunaspectrum en van het ecosysteem op zich (Hekhuis et al 1994, Prodon 1992). Deze combinatie heeft echter tot gevolg dat de uiteindelijke berekening van de index slechts kan uitgevoerd worden op de helft van de steekproefpunten (raster van 1 km × 1 km of ± 1500 punten) aangezien daar, zowel houtige als kruidvegetatie, worden bemonsterd.

Het gebruik van de data uit de bosinventarisatie legt anderzijds ook een aantal **beperkingen** op aan de ontwikkeling van de authenticiteitsindex. **Zo kan de indexwaarde niet worden gebruikt voor de evaluatie van het bos waarin de steekproefcirkel ligt;** de steekproefcirkel kan hoogstens worden geëxtrapoleerd tot het niveau van het bestand (bestand in de betekenis van het Bosdecreet (art. 4) : 'het kleinste onderdeel van het bos waarop een afzonderlijk aangepaste behandeling wordt toegepast'). Met andere woorden, de authenticiteitsindex is



niet representatief voor het volledige bos in kwestie, maar hoogstens voor het bestand waarin de opnameplot gelegen is, op voorwaarde dat het bestand een vrij uniforme structuur heeft. Bij heterogene bestanden is zelfs dat niet mogelijk; gezien de beperkte dimensie van het proefvlak zullen toevalsfactoren hier een belangrijke rol spelen (zie ook voetnoot 2).

De proefcirkel moet dus in de eerste plaats beschouwd worden als een 'permanent steekproefpunt', dat op zich in de tijd kan worden gevolgd en een onderdeel vormt van een netwerk van punten die samen een representatief beeld van het Vlaamse bos in zijn geheel geven.

Daarnaast is de **ontwikkeling van de index beperkt tot de voorhanden zijnde data en de manier waarop ze werden opgemeten**. Bij de ontwikkeling van de index komt het er dus op neer deze data zo goed en zo zinvol mogelijk te benutten.

#### 4.5.2 Opbouw van de authenticiteitsindex

De berekening van de authenticiteitsindex gebeurt aan de hand van een **scoresysteem gebaseerd op vier grote pijlers**, nl. de bos- of meer bepaald de **bestandsstructuur**, de **houtige vegetatie**, de **kruidvegetatie** en het aspect **dood hout**. Elk afzonderlijk aspect is opgebouwd uit specifieke parameters uit de bosinventaris. Aan iedere parameter wordt een score toegekend. De som van deze scores bepaalt een index voor elk aspect, die uiteindelijk aanleiding geeft tot de globale authenticiteitsindex. Hierbij werd getracht een evenredig gewicht toe te kennen aan deze vier afzonderlijke indexen, ervan uitgaande dat hun bijdrage aan de biodiversiteit min of meer even groot is. De maximale score van de authenticiteitsindex bedraagt 100 punten.

<u>Index</u>	<u>Maximale score</u>
Structuurindex	20
Houtige vegetatie-index	25
Kruidvegetatie-index	25
Dood hout-index	30
$\hat{a} =$ AUTHENTICITEITSINDEX	100

Het belang van deze aspecten voor de biodiversiteit in het algemeen, hun kwantitatieve bijdrage eraan en hun opbouw worden hierna uitgebreid behandeld.

#### 4.5.3 Bestandsstructuurindex

Een definitie van het begrip bos- of bestandsstructuur is niet zo eenvoudig. Hekhuis et al (1994) onderscheiden hierin vijf niveaus: de fysionomie of uiterlijke verschijningsvorm (bos-grasland-struweel), de gelaagdheid of architectuur (verticaal-horizontaal), de verdeling van de levensvormen (bv. aandeel naaldbomen), de soortensamenstelling en de verdeling der populaties. In deze studie wordt met structuur vooral de gelaagdheid en de soortensamenstelling bedoeld. Zowel de bestandsstructuur als de houtige vegetatie (zie 4.5.4) en het aspect dood hout (zie 4.5.6) ressorteren onder het begrip 'structuur'. Hun opdeling in deze studie is louter een gevolg van de bemonsteringstechniek: de bestandsstructuur wordt verkregen door een beschrijving van de bosstructuur in en rond de proefcirkels terwijl de houtige vegetatie en het dood hout (ook structuurparameters) voortvloeien uit effectieve opmetingen en schattingen in de proefcirkels en/of vegetatieplots.

Habitatcomplexiteit en structuurheterogeniteit worden aangehaald als belangrijke indicatoren voor biodiversiteit (Bradshaw & Lindén, 1997; De Blust et al, 1996; Ferris & Humphrey, 1999; Köhl, 1995; Noss, 1990; Rune, 1997; Schuck et al,

1994). Een aantal belangrijke structuurparameters konden, rekening houdende met de beschikbare data uit de bosinventarisatie, geïntegreerd worden in een zogenaamde '**structuurindex**'. Dit zijn de kroonsluitingsgraad, de bestandsleeftijd, de verticale en horizontale structuur. De bestandsstructuur wordt beschreven in en rond elke opname-eenheid.

De kroonsluitingsgraad van het hoofdbestand (bovenste etage) kan beschouwd worden als een maat van habitatvariatie. Openingen in het kronendak geven immers aanleiding tot andere licht- en vochtregimes of microklimatologische verschillen in het algemeen (Noss 1990). Bij de appreciatie van deze parameter ten aanzien van de diversiteit wordt verondersteld dat een sluitingsgraad van 1/3 tot 2/3 van de totale oppervlakte de grootste variatie biedt. Een dergelijke toestand krijgt een maximale arbitraire score van 4 punten. Zeer ijle bestanden (sluitingsgraad van < 1/3 van de totale oppervlakte) worden in die zin als iets rijker geëvalueerd dan vrij dichtgesloten bestanden (sluitingsgraad van > 2/3 van de totale oppervlakte).

De bestandsleeftijd is een belangrijke structuur- en dus diversiteitvormende factor. Naarmate een bestand ouder wordt ontstaan meer niches (nest-, schuil-, en voedselmogelijkheden), die van belang kunnen zijn voor de overleving van bepaalde dier- en plantensoorten (Helmer, 1987; Mitchell & Kirby, 1989). De toegekende score stijgt dan ook met de bestandsleeftijd. Ongelijkjarigheid scoort niettemin nog iets lager dan bijvoorbeeld een gelijkjarig oud bestand van meer dan 160 jaar. Dit omdat ongelijkjarigheid niet automatisch een hoge leeftijd impliceert. Recente kapvlaktes (leeftijd = 0 jaar) scoren 0. Bestandsleeftijd mag niet worden verward met de geschiedenis van het landgebruik. Een kaalvlakte waarvan het grondgebruik sinds de Ferrariskaart onafgebroken bos was krijgt dezelfde score als een kaalvlakte na 1 generatie populier, ook al kan men verwachten dat deze 'oude' kaalvlakte een hogere soortendiversiteit zal herbergen. Zoals reeds vroeger gesteld wordt hiermee echter geen rekening gehouden aangezien deze voorgeschiedenis niet te beïnvloeden is via het beheer. De hoogste scores vereisen uiteraard reeds een langere voorgeschiedenis als bos.

De verticale structuur of de etageopbouw van een bestand draagt op zijn beurt bij tot de diversiteit. Bestanden met één etage (bv. een homogene populierenaanplanting zonder struiklaag, hakhout, e.d.) scoren in die zin veel lager dan bestanden met meerdere etages. Onder deze laatste vallen zowel middelhoutbestanden als rijk gestructureerd hooghout. Een verder onderscheid in etageopbouw, met bijvoorbeeld aandacht voor bestanden met > 2 etages, werd binnen de bosinventarisatie niet doorgevoerd en kon aldus ook niet in de index geïntegreerd worden.

De horizontale structuur of de verdeling/menging van de boomsoorten over de oppervlakte leidt tot (structuur)diversiteit. Hierbij wordt in dit geval een zo groot mogelijke variatie op een zo klein mogelijke oppervlakte betracht. Stamsgewijze menging scoort hierdoor het hoogst terwijl dit voor homogene bestanden het laagst is. Groepsgewijze menging wordt als een tussenvorm beoordeeld.

Het hiernavolgend overzicht geeft de toegekende scores per parameter en de opbouw van de structuurindex weer.

**STRUCTUURINDEX = a + b + c + d (maximale score = 20)**

SLUITINGSGRAAD (a)

SCORE

- > 2β -----	2
- 1β - 2β -----	4
- < 1β -----	3

LEEFTIJD (b)

- 0 jaar -----	0
- 1 - 60 jaar -----	1
- 61 - 100 jaar -----	2
- 101 - 160 jaar -----	5
- > 160 jaar -----	7
- onge lijk jarig -----	5

VERTICALE STRUCTUUR (c)

- 1 e tage -----	2
- > 1 e tage -----	4

H O R I Z O N T A L E S T R U C T U U R (d)

- h o m o g e e n -----	1
- g r o e p s g e w i j s -----	3
- s t a m s g e w i j s -----	5

Het toekennen van de scores aan de verschillende parameters en hun onderlinge gewichtsverdeling is arbitrair en berust voor een groot stuk op 'gezond verstand' of 'best professional judgement', zelf een reflectie van het reeds eerder vermelde principe : **hoe gevarieerder een bestand, hoe hoger ook zijn diversiteit**. Belangrijk hierbij is dat dit principe zich duidelijk vertaalt in een hogere score bij toepassing van het score-systeem in de praktijk. Om dit enigszins te ondervangen werden een groot aantal fictieve doch realistische voorbeelden en beheermaatregelen getoetst. Ter illustratie volgt hieruit een greep van mogelijkheden (Toetsing).

## TOETSING

Het geheel kan getoetst worden aan de hand van bijvoorbeeld 4 fictieve bestanden (Tabel 4.1) en twee beheermaatregelen.

Tabel 4.1. Berekening van de structuurindex voor 4 verschillende bestandstypes.

Bestandsbeschrijving	Sluitingsgraad (score)	Leeftijd (score)	Verticale structuur (score)	Horizontale structuur (score)	Structuurindex Eindscore
- Gevarieerd jong loofboombestand	> 2/3 (2)	61-100 jr. (2)	> 2e etage (4)	stamsgewijs (5)	13
- Homogeen oud Essenbestand met hakhout van Zwarte els	> 2/3 (2)	101-160 jr. (5)	2e etage (4)	homogeen (1)	12
- Grovedennebestand van 90 jaar met onderste etage van Amerikaanse vogelkers	> 2/3 (2)	61-100 jr. (2)	2e etage (4)	homogeen (1)	9
- Staakhoubestand van Zwarte els	> 2/3 (2)	1-60 jr. (1)	1e etage (2)	homogeen (1)	6

De verschillende bestandsstructuren weerspiegelen zich duidelijk op een zinvolle manier in de structuurindex. De gevoeligheid van de structuurindex voor het beheer wordt aangetoond aan de hand van twee voorbeelden :

### Voorbeeld 1

Uitgangssituatie : het homogeen oude Essenbestand met hakhout van Zwarte els.

**Beginscore structuurindex : 12**

beheermaatregel: - afzetten van het elzenhakhout,  
- kaalkap van de Essen,  
- homogene aanplanting van populieren.

Evaluatie na 5 jaar : Deze ingreep heeft tot gevolg dat de sluitingsgraad is afgenomen tot < 1/3 v/d totale oppervlakte (score=3), de leeftijd is gedaald tot 5 jaar (score=1), slechts één etage overblijft (score=2) en het bestand nog steeds homogeen is (score=1). Score **structuurindex = 7**. Een dergelijke nefaste ingreep in de bestandsstructuur en de daaraan gekoppelde biodiversiteit weerspiegelt zich dus duidelijk in de eindscore van dit bestand die gedaald is van 12 naar 7.

### Voorbeeld 2

Uitgangssituatie : homogene dennenbestand met Amerikaanse vogelkers

**Beginscore structuurindex : 9**

beheermaatregel : omvormingsbeheer in functie van bijmenging inheems loofhout :  
- bestrijding van Amerikaanse Vogelkers,  
- sterke dunning in de dennen i.f.v. natuurlijke bijmenging van loofhout.

Evaluatie onmiddellijk na de ingreep : kroonsluiting 1/3-2/3 (4); leeftijd (2); 1 etage (2), homogeen (1) : **score structuurindex : 9** : de score blijft ongewijzigd : de minder gesloten kruinlaag na de dunning (+2) wordt gecompenseerd door het structuurverlies door verwijdering van de (weliswaar exotische) struiklaag

Bij een herevaluatie na 30 jaar is het beeld echter totaal verschillend : er is een gemengde inheemse struiklaag ontstaan van Berk, Lijsterbes en Vuilboom die gedeeltelijk is ingegroeid tot in de boomlaag; de oude dennen (120 jaar) zijn nog niet geveld (verlenging van de omloop) : de kruinlaag is weer gesloten (2) - leeftijd (5) - 2 etages (4) - stamsgewijze menging (5). **Eindscore structuurindex : 16**. Het bestand is veel structuurrijker geworden, wat zich duidelijk vertaalt in de score van de structuurindex, die is geëvolueerd van 9 naar 16.

## 4.5.4 Houtige vegetatie

De berekening van de 'houtige vegetatie-index' steunt uitsluitend op metingen in de steekproefcirkel. Hierbij worden alle sortimenten, gaande van zaailing tot volwassen boom, opgenomen. De beschikbare data geven aanleiding tot vijf afzonderlijke parameters : de boomsoortensamenstelling, het aantal dikke bomen, het aantal zeer dikke bomen, het aantal boomsoorten in verjonging en de standaardafwijking t.o.v. de diameter op 1,5 m hoogte ( $\varnothing_{1,5}$ ).

Het hiernavolgend overzicht geeft de toegekende scores per parameter en de opbouw van de houtige vegetatie-index weer.

### **H O U T I G E V E G E T A T I E - I N D E X = e + f + g + h + i (m a x i m a l e s c o r e = 25)**

#### AANTAL BOOMSOORTEN (hoogte $\geq 2$ m)(e) SCORE

- 1 - 2	1
- 3 - 4	2
- 5 - 6	3
- 7 - 8	4
- > 8	5

O p m e r k i n g : e x o t e n m e t :  $5\% \leq G \text{ of } N < 50\% \Rightarrow$  i n d i f f e r e n t e n  $G \text{ of } N \geq 50\% \Rightarrow$  1 s t r a f p u n t

#### AANTAL Dikke Bomen ( $40 \text{ cm} \leq \varnothing_{1,5} < 80 \text{ cm}$ )(f)

- 1 - 5	1
- 6 - 10	2
- 11 - 15	3
- 16 - 20	4
- > 20	5

#### AANTAL Z E E R D I K K E B O M E N ( $\varnothing_{1,5} \geq 80 \text{ cm}$ )(g)

- 1	3
- 2 - 3	4
- $\geq 4$	5

#### AANTAL NIJ E E M S E B O O M S O O R T E N I N N A T U U R L I J K E V E R J O N G I N G (h o o g t e < 2 m)(h)

- 1 - 4	1
- 5 - 8	2
- 9 - 12	3
- > 12	4

#### STANDAARD AFWIJ KING t.o.v. $\varnothing_{1,5}$ ( $\varnothing_{1,5} \geq 7 \text{ cm}$ )(i)

- < 10 cm	0
- 10 - 15 cm	1
- 16 - 20 cm	2
- 21 - 25 cm	3
- 26 - 30 cm	4
- 31 - 35 cm	5
- > 35 cm	6

De boomsoortensamenstelling (bomen met hoogte  $\geq 2$  m) is een heel belangrijke parameter voor diversiteit. Heel wat organismen zijn specifiek gebonden aan welbepaalde boomsoorten, terwijl omgekeerd iedere boomsoort op haar beurt een eigen waaier aan natuurlijke begeleiders herbergt (Kennedy & Southwood, 1984; Southwood, 1961). De voorkeur voor inheemse boomsoorten weerspiegelt zich in de toegekende score, in die zin dat **exoten als indifferent beschouwd worden als hun procentuele aandeel in het totale grondvlak (G) of stamtal (N) groter of gelijk is dan 5%. Is hun aandeel kleiner dan worden ze wel meegeteld.** Een verantwoording van een dergelijke kwalitatieve benadering wordt bijvoorbeeld gevonden in de resultaten van Kennedy & Southwood (1984). Zo associëren zij voor inheemse boomsoorten als wilg, Inlandse eik en berk respectievelijk 450, 423 en 334 fytofage insecten- en mijtensorten. Voor exoten als Valse acacia, Tamme kastanje en Europese lork zijn dit respectievelijk slechts 2, 11 en 38 soorten. De keuze van een drempel van 5% is volledig arbitrair en heeft te maken met het feit dat exoten, via hun begeleiders en hun bijdrage tot de bosstructuur, ook een zekere bijdrage leveren aan de biodiversiteit en op die manier niet volledig kunnen genegeerd worden. Naarmate ze echter meer gaan domineren zullen ze in concurrentie treden met de inheemse soorten en hun natuurlijke begeleiders en dus een nefaste invloed uitoefenen (verdringing). Vandaar dat **voor exoten, waarvan het procentuele aandeel in het totale grondvlak of stamtal groter of gelijk is dan 50% de score met één punt wordt verminderd.** Een analoge kwalitatieve werkwijze wordt ook door Hekhuis et al (1994) toegepast en door Standovar (1997) aanbevolen. Belangrijk hierbij is de definiëring van wat wordt verstaan onder inheems en exoot. Gemakkelijkheidshalve wordt voor deze studie de 'grove' omschrijving van inheems gehanteerd zijnde 'van nature thuishorend tot het grondgebied Vlaanderen (=aanwezig sinds de laatste IJstijd)' (Bossenwerkgroep Natuurreservaten v.z.w., 1997). Voor elk opnamepunt nagaan of de aanwezige boomsoorten 'streekeigen' of 'standplaatsgeschikt' zijn, is in dit geval veel te omslachtig en praktisch niet haalbaar. Voor de opstelling van een lijst van inheemse bomen en struiken kan als referentiekader de plantensoortenlijst van Cosyns et al (1994) gebruikt worden, aangevuld met de gegevens van Maes & Rövekamp (1998). De hieruit voortvloeiende lijst wordt weergegeven in bijlage 1.

De boomsoortensamenstelling wordt bepaald op basis van de gegevens uit de **steekproefcirkels A2, A3 en A4** (zie Fig. 4.2), aangevuld met de gegevens van de **boomlaag uit de vegetatieopname** (plot van  $32 \times 32$  m of  $1024$  m<sup>2</sup>). De reden voor deze aanvulling is tweevoudig :

- de opname van de steekproefcirkels gebeurt in de wintermaanden waardoor de boomsoorten niet altijd even gemakkelijk te determineren zijn (bv. Zomer- en Winterreik, Zwarte- en Witte els, Boswilg en Trilpopulier, ...) en bepaalde soorten kunnen gemist worden;
- verschillende bomen worden in de steekproefcirkels niet tot op de soort gedetermineerd, zoals berk, linde, wilg, kornoelje, ..., terwijl dit wel gebeurt in de vegetatieplots.

Belangrijke informatie gaat hierdoor verloren. De reden waarom enkel de boomlaag en niet de struiklaag in beschouwing wordt genomen heeft te maken met het behoud van de 2 m hoogtegrens tussen de verjonging en de rest van de houtige vegetatie. Door integratie van de struiklaag zouden ook bomen kleiner dan 2 m opgenomen worden en vervaagt deze grens.

Dikke bomen ( $40 \text{ cm} \leq \varnothing_{1,5} < 80 \text{ cm}$ ) zorgen voor belangrijke habitatten voor o.a. insecten, vogels, fungi en epifyten en worden daarom beter geïntegreerd in de berekening van een authenticiteitsindex.

De natuurwaarde van zeer dikke bomen ( $\varnothing_{1,5} \geq 80 \text{ cm}$ ) is bovendien nog een stuk hoger. Bomen van dergelijke dimensies komen immers in de economisch beheerde bossen zelden voor : zij bevinden zich immers qua dimensie boven de 'economische kapleeftijd'. Dergelijke bomen zijn zeer moeilijk verhandelbaar en daardoor slechts voor een beperkt aantal kopers interessant. Bovendien vertonen dergelijke bomen vaak defecten aan het kernhout (kernrot). Anderzijds vormen deze bomen zeer belangrijke en zeldzame niches voor talloze en zeldzame plant-

en diersoorten. Christensen & Emborg (1996) halen terecht aan dat dergelijke bomen, samen met grote hoeveelheden dood hout de belangrijkste ontbrekende schakels zijn van het natuurlijk boscysteem in beheerde bossen. Vandaar dat het zinvol is deze categorie afzonderlijk te beschouwen en een eigen score toe te kennen, waarbij aan een kleiner aantal zeer dikke bomen een veel groter gewicht toegekend wordt. Temeer daar het logisch is dat, gezien de groeiruimte van een boom, op een oppervlakte als de opname-eenheid (steekproefcirkel A4 : 1018 m<sup>2</sup>) het aantal zeer dikke bomen eerder beperkt zal zijn. Voorts wordt voor beide parameters geen onderscheid gemaakt tussen inheems en exoot omdat deze parameters vooral een structurele invloed uitoefenen, waarbij de identiteit van de soort op zich minder belangrijk is.

Het aantal inheemse boomsoorten in verjonging (bomen met hoogte < 2 m) heeft op zich weinig invloed op de biodiversiteit maar is vooral belangrijk omdat zij garant staat voor het toekomstige bosbeeld en de natuurwaarde van het bestand. Bovendien is de verjonging van bomen en struiken zeer gevoelig voor bosbeheermaatregelen en kan ze aldus gebruikt worden als parameter voor de evaluatie van de invloed van het beheer op de biodiversiteit (Bradshaw & Lindén, 1997). Voor deze parameter komt wel **uitsluitend natuurlijke verjonging van inheemse boomsoorten** in aanmerking. Hierdoor hangt er ook enigszins een kwalitatieve waarde aan deze parameter vast (Rune, 1997). Exoten worden dus over de ganse lijn als indifferent aangerekend. Vanwege zijn beperkte invloed op de huidige biodiversiteit bedraagt de score slechts de helft van deze die wordt toegekend aan de boomsoortensamenstelling van de bomen met hoogte ≥ 2 m.

Variatie in stamgrootte en de aanwezigheid van verschillende successiestadia in een bestand worden vaak geassocieerd met een hoge biodiversiteit (Esseen et al., 1992). De standaardafwijking t.o.v. de diameter (of het grondvlak) is een belangrijke parameter om deze variatie in de aanwezige sortimenten uit te drukken (Bradshaw & Lindén, 1997). De verschillende klassen(groottes) werden niet arbitrair opgesteld, maar zijn gebaseerd op een uitgebreide, reële dataset, namelijk de analyse van verschillende bestanden met een zeer uiteenlopende structuur in de Vlaamse bosreservaten (Van Den Meersschaut et al, 1996a, b, c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). De berekeningen worden uitgevoerd voor bomen met een  $\varnothing_{1,5} \geq 7$  cm.

#### TOETSING

Een gelijkaardige toetsing als voor de structuurindex wordt hieronder doorgevoerd. Toetsing voor de 4 fictieve bestanden en de beheermaatregelen worden hieronder gegeven.

Tabel 4.2. Berekening van de structuurindex voor 4 verschillende bestandstypes.

Bestandsbeschrijving	# boomsoorten (score)	# dikke bomen (score)	# zeer dikke bomen (score)	# inheemse spp in NV (score)	Standaardafwijking (score)	Houtige veg.-index Eindscore
- Gevarieerd jong loofboombestand (70 jaar)	5-6 (3)	1-5 (1)	0 (0)	5-8 (2)	21-25 cm (3)	9
- Houtige en oud Esseenbestand met akhout van Zwarte Els	2 (1)	> 20 (5)	2-3 (4)	5-8 (2)	10-15 cm (1)	13
- Grovedennebestand van 90 jaar met onderlinge Amerikaanse vogelkers	2; exoot N> 50% : 1-1=(0)	16-20 (4)	0 (0)	0 (0)	< 10 cm (0)	4
- Staakhoutbestand van Zomereik	1 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	< 10 cm (0)	1

De verschillende bestandsstructuren weerspiegelen zich duidelijk op een zinvolle manier in de houtige vegetatie-index. De gevoeligheid voor het beheer van de houtige vegetatie-index wordt aangetoond aan de hand van twee voorbeelden :

## Voorbeeld 1

Uitgangssituatie : het homogeen oude Essenbestand met hakhout van Zwarte els.

**Beginscore houtige vegetatie-index : 13**

beheermaatregel: - afzetten van het elzenhakhout,  
- kaalkap van de Essen,  
- homogene aanplanting van populieren.

Evaluatie na 5 jaar : na de ingreep komen geen dikke of zeer dikke bomen meer voor, wel treedt er tussen de populieren een gevarieerde verjonging op van es, els en een drietal wilgensoorten. Dit heeft tot gevolg dat de boomsoortenscore toeneemt (1 naar 3), dat de verjongingsscore gelijk blijft (2), maar de overige scores naar 0 terugvallen.

Score **houtige vegetatie-index = 5**. Een dergelijke nefaste ingreep in de bestandsstructuur en de daaraan gekoppelde biodiversiteit weerspiegelt zich dus duidelijk in de eindscore van dit bestand die gedaald is van 13 naar 5.

## Voorbeeld 2

Uitgangssituatie : homogene dennenbestand met Amerikaanse vogelkers

**Beginscore houtige vegetatie-index : 4**

beheermaatregel : omvormingsbeheer in functie van bijmenging inheems loofhout :  
- bestrijding van Amerikaanse Vogelkers  
- sterke dunning in de Dennen ivf. natuurlijke bijmenging van loofhout

Evaluatie onmiddellijk na de ingreep : alle scores blijven gelijk, alleen vervalt het strafpunt en treedt er natuurlijke verjonging op van inheemse soorten (Vuilboom, Berk en Lijsterbes) : **score houtige vegetatie-index : 6**

Bij een herevaluatie na 30 jaar is het beeld echter verschillend : er is een gemengde inheemse struiklaag ontstaan van Berk, Lijsterbes en Vuilboom die gedeeltelijk is ingegroeid tot in de boomlaag, wat heeft geleid tot een gevarieerde diameterverdeling; de dennen zijn ook dikker geworden, al heeft nog geen enkele een dimensie van 80 cm bereikt; # boomsoorten 3-4 (2); aantal dikke bomen >20 (4); aantal zeer dikke bomen (0); 5-8 spp in NV (2); standaardafwijking 26-30 cm (4). **Eindscore houtige vegetatie-index : 12**. **De boom- en struiklaag** is veel gevarieerder geworden, met dikkere bomen, wat zich duidelijk vertaalt in de score van de houtige vegetatie-index, die is geëvolueerd van 4 over 6 naar 12.

## 4.5.5 *Kruidvegetatie*

De berekening van de '**kruidvegetatie-index**' is gebaseerd op het aantal soorten vaatplanten en hun zeldzaamheid, het aantal mossoorten en de bedekking van beide.

Het aantal soorten vaatplanten heeft een rechtstreekse link met de rijkdom aan diersoorten. Verschillende dieren zijn immers specifiek gebonden aan bepaalde plantensoorten en er wordt dan ook algemeen aangenomen dat een soortenrijke vegetatie een belangrijke bijdrage levert aan een soortenrijke fauna. Vaatplanten zijn echter eenvoudiger te inventariseren en te determineren. Het aandeel van de vaatplanten in de totale soortenrijkdom van een bos is vrij beperkt. Zo blijkt bijvoorbeeld het aandeel van de vaatplanten in de tot nu toe bekende totale soortenrijkdom (flora en fauna) van de twee bestudeerde Vlaamse bossen, Bos t'Ename en het Leen, respectievelijk 28% en 16% te zijn (Hermy et al., 1996; Van Bastelaere, 1988). Deze percentages zijn wellicht overschattingen daar de fauna tot nog toe veel minder intensief werd bemonsterd. Het geschatte aantal diersoorten in bossen varieert tussen 1000 en 7000, afhankelijk van de standplaats, het klimaat, het bostype, enz. (Albrecht, 1990). De volledige Vlaamse flora bestaat daarentegen uit 1279 soorten, al dan niet inheems (Cosyns et al., 1994), waarvan er, volgens Stieperaere & Franssen (1982), slechts 310 behoren tot de socio-ecologische groep 'bosplanten'. Hiertoe worden ook bomen en struiken gerekend. Het aantal vaatplanten dat in bossen kan voorkomen ligt evenwel hoger. Dit wordt bijvoorbeeld geïllustreerd voor het Bos t'Ename waar 487 soorten vaatplanten werden gedetermineerd (t.o.v. 874 diersoorten) (Hermy et al., 1996). De reden hiervoor is de veelvuldigheid aan beschikbare habitatten gaande van gesloten bos, bosranden en bospaden tot



kaalvlakten en bospoelen met hun typische flora. In deze studie worden daarom geen kwalitatieve beperkingen opgelegd inzake de aanwezige habitatten en de daarmee verbonden soorten. Dit betekent concreet dat alle soorten in aanmerking worden genomen en dus niet alleen strikt bosgebonden planten (lees typische oud-bos planten of soorten van gesloten bos). Voor de opdeling van de klassen werd vooraf nagegaan hoeveel plantensoorten er kunnen verwacht worden in proefvlakken van gelijkaardige grootte (=250 m<sup>2</sup>) als gehanteerd in de bosinventaris. Hiervoor werden de plots, die in het kader van de bosreservateninventarisatie werden opgenomen geanalyseerd (Van Den Meererschaut et al., 1996a,b,c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). Ook werd een toetsing doorgevoerd met de op dat moment reeds beschikbare vegetatieopnames uit de bosinventaris. Zo werden maximaal 33 soorten per plot vastgesteld in de bosreservaten en maximaal 42 soorten bij de voorlopige dataset van de bosinventaris. Een klassenopdeling per 5 soorten waarbij meer dan 45 soorten als de hoogste klasse wordt beschouwd, lijkt dan ook vrij relevant. Het toegekende scoresysteem is lineair, zodat een verdubbeling van het soorten aantal ook een verdubbeling van de score met zich brengt (zie het hierna volgende overzicht).

Het aantal soorten vaatplanten is een zuiver kwantitatieve benadering van de diversiteit. Om deze, naar de natuurwaarde toe, vrij éézijdige kijk enigszins te nuanceren wordt het begrip zeldzaamheid van de aanwezige soorten als kwalitatief aspect toegevoegd. Op die manier scoort bijvoorbeeld een mogelijk soortenrijkere kaalslagvegetatie uiteindelijk lager dan een zeldzamere doch minder soortenrijke kruidvegetatie van hoofdzakelijk 'bosplanten'. Stieperaere & Franssen (1982) berekenden voor elke plantensoort ten noorden van Samber en Maas een zeldzaamheidsscore op basis van hun voorkomen in de Belgische uurhokken (4 × 4 km). De hier gebruikte indeling is de logaritmische uurhokfrequentieklasse-indeling, die een zeer fijne indeling van de zeldzame tot zeer zeldzame soorten weergeeft (zie Tabel 4.3).

In het kader van deze studie lijkt een dergelijk fijne indeling van de (zeer) zeldzame soorten echter weinig relevant waardoor deze tiendelige klassenindeling niet langer wordt aangehouden, maar vervangen door een aangepaste vijfdelige schaal (zie Tabel 4.4). Hierbij worden de oorspronkelijke eerste 4 klassen (zeer zeldzame soorten) gegroepeerd. Ook de daarop volgende 3 klassen (zeldzame soorten) worden gebundeld. Op die manier resteren nog 5 klassen (2 nieuwe en 3 oorspronkelijke). Aan elke klasse wordt vervolgens een score toegekend, afhankelijk van de zeldzaamheid waarvoor ze oorspronkelijk stond.

Tabel 4.3. Klassegrenzen van de logaritmische uurhokfrequentieklasse-indeling (naar Stieperaere & Franssen 1982)

Klasse	Aantal uurhokken	% v/h totaal aantal uurhokken	Interpretatie
1	0,5 - 2,5	0,16	zeer zeldzaam
2	2,5 - 4,5	0,33	zeer zeldzaam
3	4,5 - 9,5	0,68	zeer zeldzaam
4	9,5 - 17,5	1,38	zeer zeldzaam
5	17,5 - 36,5	2,81	zeldzaam
6	36,5 - 73,5	5,75	zeldzaam
7	73,5 - 148,5	11,74	zeldzaam (bovengrens=10% totaal aantal uurhokken)
8	148,5 - 303,5	23,97	vrij zeldzaam
9	303,5 - 618,5	48,97	-
10	618,5 - 1263,5	100	-

Tabel 4.4. De aangepaste vijfdelige schaal en het daaraan gekoppeld scoresysteem voor elke plantensoort

Nieuwe klasse	Oorspronkelijke klasse	% v/h totaal aantal uurhokken	Score
1	1, 2, 3 en 4	< 1,38	8
2	5, 6 en 7	1,38 - 10	5
3	8	10 - 23,97	2
4	9	23,97 - 48,97	1
5	10	> 48,97	0

Concreet betekent dit dat van elke plantensoort eerst de logaritmische klasse volgens Stieperaere & Franssen (1982) wordt opgezocht. Deze wordt ingepast in de nieuwe vijfdelige schaal, waarna de overeenkomstige score wordt toegekend. De scores van de verschillende soorten worden vervolgens gesommeerd (=eindscore). Dit is evenwel nog niet de score die zal dienen voor de berekening van de kruidvegetatie-index. Hiervoor dienen eerst nog klassen bepaald te worden waarin de verschillende eindscores van de plots moeten ingepast worden. De klassen(groottes) werden bekomen na berekening van de eindscore uit de soortenrijkste plots van de bosreservaten (Van Den Meersschaut et al., 1996a,b,c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). Deze eindscores lagen maximaal rond de 20. Een klassenopdeling per 5 eindscorepunten waarbij meer dan 30 eindscorepunten als de hoogste klasse wordt beschouwd, lijkt dan ook reëel. Deze klassen en de overeenkomstige scores, die bijdragen aan de kruidvegetatie-index, worden weergegeven in het hierna volgende overzicht.

De plantensoorten worden aangevuld door incorporatie van het aantal mossoorten. Uiteraard dragen mossen ook bij tot de biodiversiteit en reageren bovendien nog sneller dan vaatplanten op veranderende milieumomstandigheden (Biernath & Roloff, 1993; Roloff & Stetzka, 1995), al dan niet veroorzaakt door het beheer. Hun maximale soortenaantal per plot is wel beperkter, wat zich weerspiegelt in de klassenopdeling. Ook hier worden telkens 5 soorten tot één klasse gegroepeerd en bedraagt de hoogste klasse meer dan 20 soorten (zie het hierna volgende overzicht).

De ruimtelijke variatie in bedekking door de kruidvegetatie draagt bij tot de diversiteit (Bradshaw & Lindén, 1997). Daarnaast zijn bedekking en biomassa vaak grotendeels aan elkaar te koppelen. De laatste vervult dan weer een belangrijke rol in bijvoorbeeld de voedselketen van een ecosysteem. Naarmate de bedekking toeneemt, stijgt meestal ook de biomassa en verhoogt tegelijkertijd de kans op variatie. Eens de helft van de oppervlakte is bedekt, neemt de kans op variatie af, maar blijft de biomassa stijgen. Zo is de kans op variatie even groot bij een bedekking van 25%, als bij een bedekking van 75%. Bij een volledige bedekking (>90%) zal de diversiteit een stuk lager liggen, omdat (insecten)soorten die nood hebben aan een kale bodem zullen verdwijnen. Bovendien zal ook de soortenvariatie afnemen bij gesloten vegetatiemassieven (die vaak sterk worden gedomineerd door één of enkele soorten) (Bradshaw & Lindén, 1997). Doordat bij deze laatste de biomassa meestal ook groter zal zijn, wordt de waarde voor de diversiteit toch hoger ingeschat. Deze hypothesen vormen de basis van het scoresysteem (zie het hierna volgende overzicht). De totale bedekkingsgraad omvat zowel de kruid- als de moslaag en wordt afzonderlijk bepaald tijdens de vegetatieopname.

**KRUID VEGETATIE-INDEX = j + k + l + m (maximale score = 25)**

AANTALSOORTEN VAA TPLANTEN (j)

SCORE

- 1 - 5	1
- 6 - 10	2
- 11 - 15	3
- 16 - 20	4
- 21 - 25	5
- 26 - 30	6
- 31 - 35	7
- 36 - 40	8
- 41 - 45	9
- > 45	10

ZELDZAMHEID (k)

- 1 - 5	1
- 6 - 10	2
- 11 - 15	3
- 16 - 20	4
- 21 - 25	5
- 26 - 30	6
- > 30	7

AANTALMOSSOORTEN (l)

- 1 - 5	1
- 6 - 10	2
- 11 - 15	3
- 16 - 20	4
- > 20	5

BED EKKING (m)

- < 5%	0
- 6 - 25%	1
- 26 - 50%	2
- 51 - 75%	3
- > 75%	1

TOETSING

Een gelijkaardige toetsing als voor de voorgaande deelindexen is minder zinvol in de fictieve voorbeelden omdat het bodemtype en voorgeschiedenis sterk bepalend zullen zijn voor de oorspronkelijke score. De invloed van de twee beheermaatregelen kan wel enigszins worden ingeschat en ligt in dezelfde lijn als voorgaande deelscores : bij kaalslag van het essenbos zullen een aantal bijzondere plantensoorten vervangen worden door een kaalslagvegetatie, waardoor de score daalt (score : 4+3+1+1=9 => 2+2+1+1=6); de bosomvorming van de dennen en verwijdering van de Amerikaanse vogelkers zal leiden tot meer licht op de bodem, zodat op een voorafgaandelijk kale bodem een gevarieerde, zij het vrij soortenarme, vegetatie zal ontwikkelen (0 => 1+1+1+3 =6).

## 4.5.6 Dood hout

Het belang van dood hout voor het behoud van de biodiversiteit in bosccosystemen wordt algemeen onderkend (Albrecht, 1991; De Blust et al., 1996; Detsch et al., 1994; Eckloff & Ziegler, 1991; Ferris & Humphrey, 1999; Kirby & Drake, 1992; Möller, 1994; Packam et al., 1992; Rabl, 1993; Samuelsson et al., 1994). Speciale aandacht gaat hierbij uit naar invertebraten, schimmels en holenbroeders (Barkman et al., 1983; Hodge & Peterken, 1998; Komdeur & Vestjens, 1983; Mabelis, 1983; Schales, 1992; Speight, 1989). Het verschil in de aanwezige hoeveelheden dood hout en hun variatie en vormenrijkdom vormt, samen met het ontbreken van zeer zware en aftakelende bomen, het meest expliciete onderscheid tussen natuurlijke van beheerde bossen (Rauh, 1993; Christensen & Emborg, 1996). Omwille van deze redenen wordt dood hout vaak geïncorporeerd in indexberekeningen voor biodiversiteit (Bradshaw & Lindén, 1997; Rune, 1997) en evaluatiemethodes voor natuurgetrouwe bosbouw (Frank, 1996). Bij de berekening van de '**dood hout-index**' wordt een onderscheid gemaakt tussen staand en liggend dood hout. Ook in de bosinventarisatie wordt deze opdeling gemaakt en konden voor beide vormen gegevens naar hoeveelheden en variatie geïntegreerd worden in de berekening van de dood hout-index. Hierbij werd geen onderscheid gemaakt tussen inheemse boomsoorten en exoten. De invloed van de boomsoort op bepaalde deelgebieden van de begeleidende dood hout-fauna en -flora werd reeds uitvoerig aangetoond (Geudens, 1997; Hilt, 1992; Stevens, 1986). Deze invloed neemt echter snel af naarmate het verteringsproces vordert (Palm, 1959; Rauh, 1993). Het in rekening brengen van de boomsoort in het kader van het aspect dood hout stuit bovendien op een praktisch probleem, nl. dat deze vaak niet meer achterhaald kan worden.

De hoeveelheid staand dood hout wordt uitgedrukt in absolute eenheden van grondvlak ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ). De keuze van absolute eenheden heeft te maken met mogelijke interpretatiefouten bij toekomstige monitoring. Dit kan best geïllustreerd worden aan de hand van een zuiver hypothetisch voorbeeld. Stel dat een bepaald bestand een zekere procentuele hoeveelheid dood hout bevat t.o.v. de totale voorraad hout. Wanneer nu in dit bestand een dunning wordt uitgevoerd, waarbij enkel levende exemplaren worden weggenomen, dan zou de verkeerde indruk kunnen bestaan dat de hoeveelheid dood hout is toegenomen (de verhouding is immers gewijzigd door der afgenomen voorraad levend hout). Het bestand zou dan foutief worden opgewaarderd voor het aspect dood hout, terwijl er voor dit aspect niets is veranderd. De klassenindeling, weergegeven in het hierna volgende overzicht, werd bekomen na analyse van het aandeel staand dood hout in het gemiddeld grondvlak van de levende bomen voor een groot aantal bestanden in de bosreservaten (Van Den Meersschaut et al., 1996a,b,c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). Voor bossen op de rijkere standplaatsen kon hieruit een gemiddeld grondvlak van  $35 \text{ m}^2/\text{ha}$  vooropgesteld worden. Het percentage staand dood hout was doorgaans onbestaand of zeer laag ( $< 5\%$ ). Hieruit werd dan de laagste klasse afgeleid, nl.  $5\%$  van  $35 \text{ m}^2 = 1,75 \text{ m}^2$ , afgerond op  $2 \text{ m}^2$ . De volgende klassen werden stelselmatig verhoogd met  $1,5 \text{ m}^2$ . De hoogste score wordt gegeven aan bestanden waar het grondvlak van het staand dood hout  $> 5 \text{ m}^2/\text{ha}$  bedraagt. Bij het ontwikkelde scoresysteem krijgen bosbestanden waarvan het dood hout meer dan  $14,3\%$  van de staande houtvoorraad uitmaakt dus de maximum score. Deze waarde ligt een stuk onder de potentiële waarde voor onverstoorde bossen. In de primaire oerbosrelicten (bosreservaten) in centraal-Europa bestaat de totale houtvoorraad immers voor  $10$  tot  $30\%$  uit dood hout (Koop, 1983). Voor beheerde bossen wordt evenwel een score van  $10\%$  reeds als een hoog streefcijfer beschouwd (Ammer, 1991).

Bij de waardebeoordeling van het aspect dood hout is niet enkel de hoeveelheid van belang, maar ook de variatie of vormenrijkdom ervan (Ammer, 1991; Mabelis, 1983). Verschillende dimensies, verteringsstadia, vormen en toestanden zorgen er immers voor dat een verhoogde, met dood hout geassocieerde, soortendiversiteit met specialisten zich kan handhaven (Altenkirch, 1988). De standaardafwijking t.o.v. de diameter geeft een eerste indicatie van deze variatie voor de staande dode bomen. Deze parameter wordt dan ook verrekend in de dood hout-index. Hierbij wordt eenzelfde klassenopdeling en scoresysteem als bij de levende bomen

gehanteerd (zie ook 4.3). De berekeningen worden doorgevoerd op de dode bomen met  $\varnothing_{1,5} \geq 7$  cm.

Dikke staande dode bomen ( $\varnothing_{1,5} \geq 40$  cm) worden extra gewaardeerd omdat ze doorgaans gepaard gaan met een grote vormenrijkdom en dus zeer uiteenlopende niches. Zo scheidt hun bijzondere stamafmeting bijvoorbeeld mogelijkheden voor tal van zeldzame soorten (Hekhuis et al., 1994; Rauh, 1993; Siitonen & Martikainen, 1994). Als gevolg van de bestandsstructuur en de groeiruimte van de oorspronkelijk levende grote bomen, zal hun aantal in de bemonsterde plots ook beperkt zijn. Dit weerspiegelt zich in de klassenopdeling en het scoresysteem in het hierna volgende overzicht.

In de bosinventarisatie worden geen echte metingen van de hoeveelheid liggend dood hout verricht. Om deze hoeveelheid toch enigszins in rekening te brengen wordt met de gesommeerde (geschatte) stamlengte van uitsluitend het dikke liggend dood hout ( $\varnothing \geq 40$  cm), aanwezig binnen elke plot, gewerkt. Hoe meer liggend dood hout aanwezig is, hoe groter uiteraard de score. De klassenopdeling en het overeenkomstige scoresysteem wordt weergegeven in het hierna volgende overzicht.

Om de variatie in het liggend dood hout te valideren worden de 4 onderscheiden diameterklassen gehanteerd uit de bosinventaris (zie 3.2). Hoe meer klassen aanwezig zijn, hoe groter de variatie en dus ook de toegekende score. Indien er 1, 2 of 3 klassen voorkomen en klasse 4 (dikke liggende dode bomen ( $\varnothing \geq 40$  cm)) is er één van, wordt één extra punt aan de score toegevoegd (zie het hierna volgende overzicht). Het voorkomen van klasse 4 scoort dus systematisch hoger. Niettemin blijft deze score één punt lager dan wanneer klasse 4 ontbreekt, maar waarbij één klasse meer aanwezig is (zie figuur 4.4). De variatie primeert hier dus boven het belang van klasse 4.

<u>Aantal</u> <u>diameterklassen</u>	<u>Eindscore</u>	
	<u>Klasse 4</u> <u>afwezig</u>	<u>Klasse 4</u> <u>aanwezig</u>
1	2	3
2	4	5
3	6	7
4	8	

Fig. 4.4. De mogelijke scorecombinaties in functie van het voorkomen van verschillende diameterklassen voor het liggend dood hout.

Staan en liggend dood hout creëren elk een afzonderlijke niche, waaraan verschillende organismen(groepen) zijn aangepast en vervullen daardoor een uiteenlopende rol in het boscysteem. Niettemin wordt aan beiden bij de berekening van de dood hout-index eenvoudigheidshalve eenzelfde gewicht toegekend. Hun afzonderlijke maximale score bedraagt 15 punten.

**DOOD HOUT-INDEX = n + o + p + q + r** (maximale score = 30)

**STAAND DOOD HOUT**

GRO ND VLAK (n) SCO RE

- < 2 m 2/3 a-----1
- 2 - 3,5 m 2/3 a-----2
- 3,6 - 5 m 2/3 a-----3
- > 5 m 2/3 a-----4

STAND AARD AFW IJING to.v.  $\varnothing_{1,5}$  ( $\varnothing_{1,5} \geq 7$  cm )(o)

- < 10 cm -----0
- 10 - 15 cm -----1
- 16 - 20 cm -----2
- 21 - 25 cm -----3
- 26 - 30 cm -----4
- 31 - 35 cm -----5
- > 35 cm -----6

AANTAL D IKKE B O MEN ( $\varnothing_{1,5} \geq 40$  cm )(p)

- 1-----3
- 2 - 3-----4
- $\geq 4$ -----5

**LIGGEND DOOD H OUT**

GESO MMEERD E STAMLENGTE D IKKE B O MEN ( $\varnothing \geq 40$  cm )(q)

- 1 - 10 m -----3
- 11 - 20 m -----5
- > 20 m -----7

AANTAL D IAMETERKLASSEN (r)

- 1-----2
- 2-----4
- 3-----6
- 4-----8
- klasse 4 aanw e zig als aantal klasse n = 1, 2 e n 3----- + 1

## 4.6 Toetsing van de doelstellingen aan de hand van testcases

### 4.6.1 Doelstelling

Deze testcases werden in eerste instantie uitgevoerd om ervaring op te doen met de berekening van de authenticiteitsindex en eventuele probleemsituaties op te sporen. De hoofddoelstelling was echter tweeledig :

1. Toetsen of deze authenticiteitsindex de verschillende Vlaamse bostypes en de variabiliteit in bossamenstelling en -structuur op een logische manier weerspiegelt (Testcase 1).
2. Toetsen of deze authenticiteitsindex gevoelig genoeg is om veranderingen in deze bossamenstelling en -structuur op te sporen in het kader van monitoringsdoeleinden (Testcase 2).

### 4.6.2 Testcase 1

De testcase werd gebaseerd op twee bestaande datasets. De eerste was afkomstig uit de bosbouwkundige en fyto-sociologische basisinventarisaties, die recent werden uitgevoerd in de Vlaamse bosreservaten (Van Den Meersschaut et al., 1996a,b,c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). De hierbij gebruikte methodiek en de bekomen resultaten zijn vergelijkbaar met die uit de bosinventarisatie en dus bruikbaar voor de authenticiteitsindexberekening. Bovendien zijn de beschouwde bestanden voldoende gekend door de auteur, zodat de uiteindelijk bekomen eindscores van de indexen naar waarde kunnen worden geschat. De voorwaarde bij de keuze van de bosreservaten en de bestanden was de integratie van een zo gevarieerd mogelijk aantal bostypes. Uiteindelijk viel de keuze op de bosreservaten Neigembos, Zoniënwoud, Parikebos, Pijnven, Jagersborg en Meerdaalwoud (Pruikemakers). De samenstelling van deze bosreservaten varieert van homogene dennenbestanden over floristisch interessante broek- en bronbossen tot structuurrijke gemengde loofhoutbestanden (zie Tabel 4.5). De berekeningen werden uitgevoerd voor 11 bestanden.

Tabel 4.5. Beknopte bestandsbeschrijving van de geselecteerde bosreservaten.

Bosreservaat	Bestandsnummer	Beschrijving
Pijnven	50	Relatief jong homogeen grove dennenbestand
Pijnven	4	Relatief jong homogeen Amerikaanse eikenbestand
Jagersborg	24d	Jong naaldboombestand met groepen van Grove en Corsicaanse den
Neigembos	4	Oud beukenbestand met bijmenging van Zomereik
Neigembos	5	Oud beukenbestand met bijmenging van Zomereik en Es
Neigembos	6	Jong essenbestand met bijmenging van Zwarte els en Boswilg
Zoniën	1	Oud beukenbestand (deel v/h oude bosreservaat), veel dood hout
Zoniën	13	Oud beukenbestand met bijmenging van Zomereik
Zoniën	27	Oud bestand met menging van Beuk, Zomereik en Es
Meerdaal (Pruikemakers)	7	Oud eikenbestand met bijmenging van Haagbeuk en Gewone esdoorn
Parike	1	Jong alluviaal populierenbestand met rijke stuik- en kruidlaag

De tweede dataset bestond uit 9 volledig afgewerkte bestanden of opnamepunten uit de bosinventarisatie. Het verschil in bostype is hier iets minder duidelijk. De geselecteerde opnamepunten bestaan vooral uit jonge homogene dennenaanplantingen en enkele oudere en iets gevarieerdere jonge loofboombestanden (zie Tabel 4.6).

Tabel 4.6. Beknopte bestandsbeschrijving van de geselecteerde opnamepunten uit de bosinventarisatie.

Nummer opnamepunt	Beschrijving
84097	Relatief oud zwarte elzenbestand
95053	Jong homogeen grove dennenbestand
95120	Jong homogeen grove dennenbestand
178132	Jong berkenbestand
251081	Relatief oud corsicaanse dennenbestand
257003	Jong ijl homogeen grove dennenbestand
317103	Zeer jong zomereikenbestand met bijmenging van Tamme kastanje
318018	Jong homogeen corsicaanse dennenbestand
318113	Jong homogeen zomereikenbestand

De scores en de berekening van de authenticiteitsindex voor de bestanden uit de bosreservaten en de bosinventaris worden gedetailleerd weergegeven in respectievelijk bijlage 2 en 3.

Figuur 4.5 illustreert het uiteindelijke gezamenlijke resultaat voor de verschillende bestanden uit de bosreservaten en de bosinventaris.

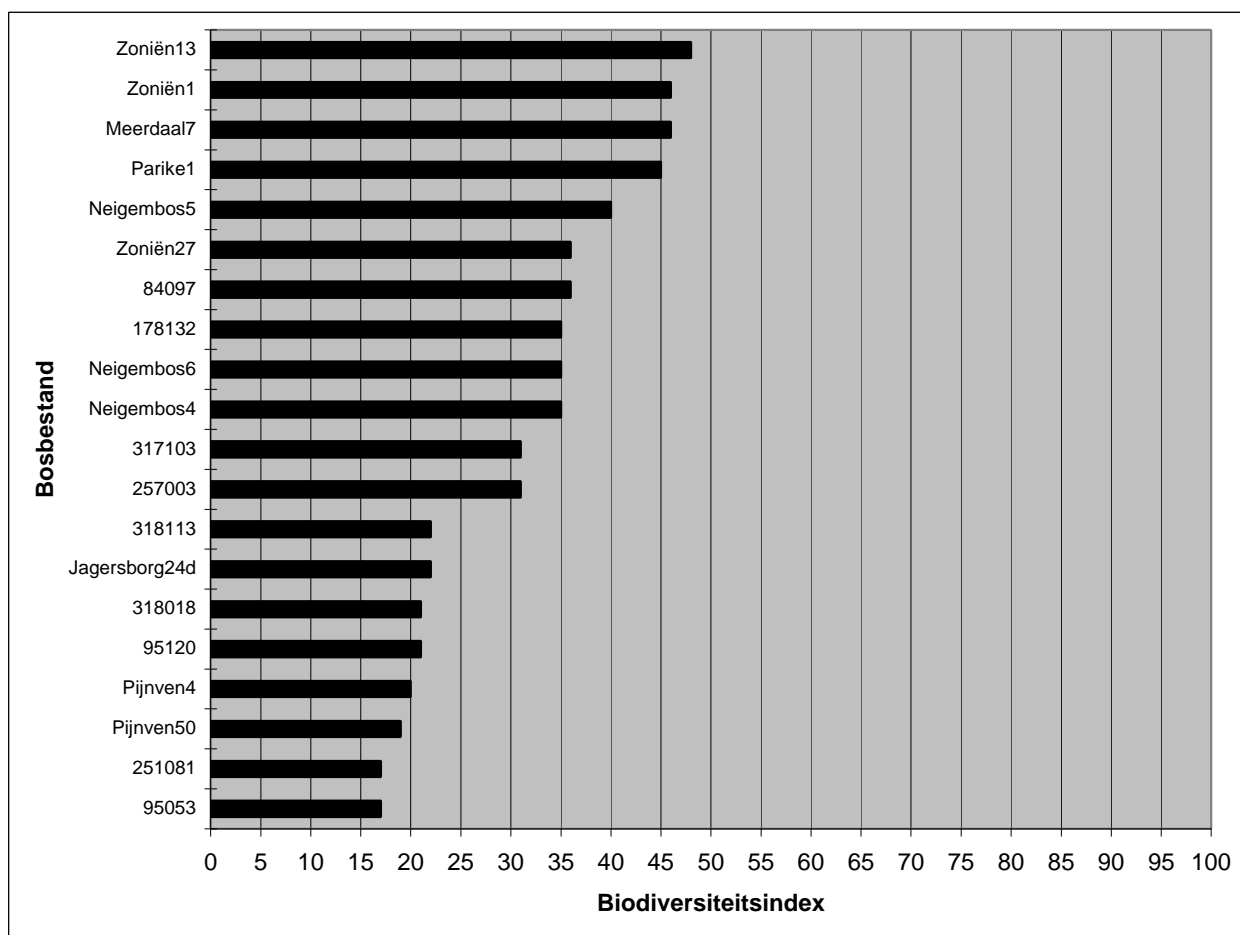


Fig. 4.5. De authenticiteitsindex voor de verschillende geselecteerde bestanden uit de bosreservaten en de bosinventaris.

Hieruit blijkt dat de doelstelling van de index wordt gehaald, namelijk dat **structuurrijke en gevarieerde bosbestanden hoger scoren dan homogene, structuurarme bestanden**. Het verschil tussen het bestand met de laagste authenticiteitsindex en het bestand met de hoogste score bedraagt net iets meer dan 30 punten, waardoor genoeg ruimte wordt gecreëerd voor een zinvolle opsplitsing van bestanden naar hun diversiteitsstatus.



Geen enkel bestand haalt de helft van de maximale score. Bovendien is voor geen enkel bestand de intermediaire score van de deelindexen (structuur-, houtige vegetatie-, kruidvegetatie- en dood hout-index) systematisch hoog. Zo kan een bestand bijvoorbeeld floristisch zeer rijk zijn, maar is het dood hout-aspect niet of nauwelijks aanwezig (bv. bestand 6 in Neigembos). Dit wijst erop dat de bestanden hun 'semi-natuurlijk optimum' nog niet bereikt hebben en de authenticiteitsindex dus nog significant kan stijgen in functie van een rijkere en gevarieerdere bestandsontwikkeling. De maximumscore van 100 punten is trouwens hypothetisch : geen enkel bosbestand kan immers op alle aspecten van de index het maximum scoren.

Uit de figuur blijkt dat het aspect dood hout de grootste verliespost is in de authenticiteitsindex. In het beste geval wordt nauwelijks 1/3 van de maximale score voor de dood hout-index bereikt. Hiermee wordt één van de belangrijkste ecologische tekortkomingen in het Vlaamse bos aangeraakt, nl. een algemeen en algeheel gebrek aan dood hout, hoofdzakelijk een gevolg van de historische desinteresse vanuit de bosbedrijfsvoering.

De homogene (dennen)bestanden in de Kempen (Pijnven, Jagersborg, 95053, 95120, 251081 en 318018) scoren beduidend lager dan de andere bestanden. Nu zal de potentiële maximumscore voor deze bestanden hoe dan ook een stuk lager liggen dan op rijke gronden : zowel de biomassaproductie (dus ook zware sortimenten) als de natuurlijke soortenrijkdom van boom-, struik- en kruidlaag liggen hier een stuk lager dan op voedselrijke gronden. Deze bestanden scoren echter over de ganse lijn laag tot zeer laag. Niet alleen zijn ze weinig soortenrijk, zowel naar bomen en struiken als naar vaatplanten, ook zijn deze bestanden zeer structuurarm en het aspect dood hout is nauwelijks aanwezig. De standplaats zelf is derhalve niet de enige invloedrijke parameter : op een groot aantal aspecten is nog veel 'groeiruimte'.

Het bestand met de hoogste score is gelegen in het Zoniënwoud (bestand 13 in het 'Canton Pittoresque'). Bestand 1 in het oude bosreservaat van het Zoniënwoud heeft een vergelijkbare score. Opvallend in deze bestanden is de aanwezigheid van een groot aantal zeer dikke bomen en dikke liggende dode stammen. Hun voorkomen levert een grote bijdrage in de totale score

### 4.6.3 Testcase 2

Aangezien de hoofddoelstelling van de authenticiteitsindex ligt in het monitoren van de evolutie van een aantal belangrijke beheerafhankelijke factoren van de biodiversiteit is het belangrijk zijn **gevoeligheid voor (al dan niet via het beheer geïnduceerde) veranderingen** te testen. Aangezien geen tijdreeksen van datasets uit vaste proefvlakken beschikbaar zijn, die de nodige parameters aanreiken voor de berekening van de index, dient een andere strategie gevolgd te worden voor het testen van deze gevoeligheid. Het bosreservaat Koeimook (Postel) biedt hiervoor een alternatief. Het gebied is naar standplaats vrij uniform en bestaat uit een zeer uiteenlopende range van Kempische bestandstypes gaande van jonge homogene man-made bestanden tot oudere gevarieerde semi-natuurlijke bestanden (Tabel 4.7). Deze bestanden weerspiegelen derhalve de verschillende ontwikkelingsmogelijkheden op Kempische gronden. De dataset waarop de authenticiteitsindexberekening werd gebaseerd, is afkomstig uit Viane et al (1997).

Tabel 4.7. Beknopte beschrijving van de verschillende bestanden in het bosreservaat Koeimook.

Bestand	Beschrijving
Koeimook1	Oud homogeen grove dennenbestand
Koeimook2	Middeloud homogeen gelijkjarig beukenbestand
Koeimook3	Middeloud homogeen gelijkjarig corsicaanse dennenbestand
Koeimook4	Jong, structuurrijk berkenbestand gemengd met Sporkehout
Koeimook5	Middeloud bestand van berk en inlandse eik
Koeimook6	Jong berkenbestand gemengd met inlandse eik
Koeimook7	Gemengd bestand met zeer oude Grove den, berk en Inlandse eik
Koeimook8	Oud grove dennenbestand
Koeimook9	Oud grove dennenbestand
Koeimook10	Bestand met zeer oude Grove dennen gemengd met berk

De scores en de berekening van de authenticiteitsindex voor de bestanden uit het bosreservaat Koeimook worden gedetailleerd weergegeven in bijlage 6. In figuur 4.6 worden de bestanden gerangschikt naar stijgende authenticiteitsindex.

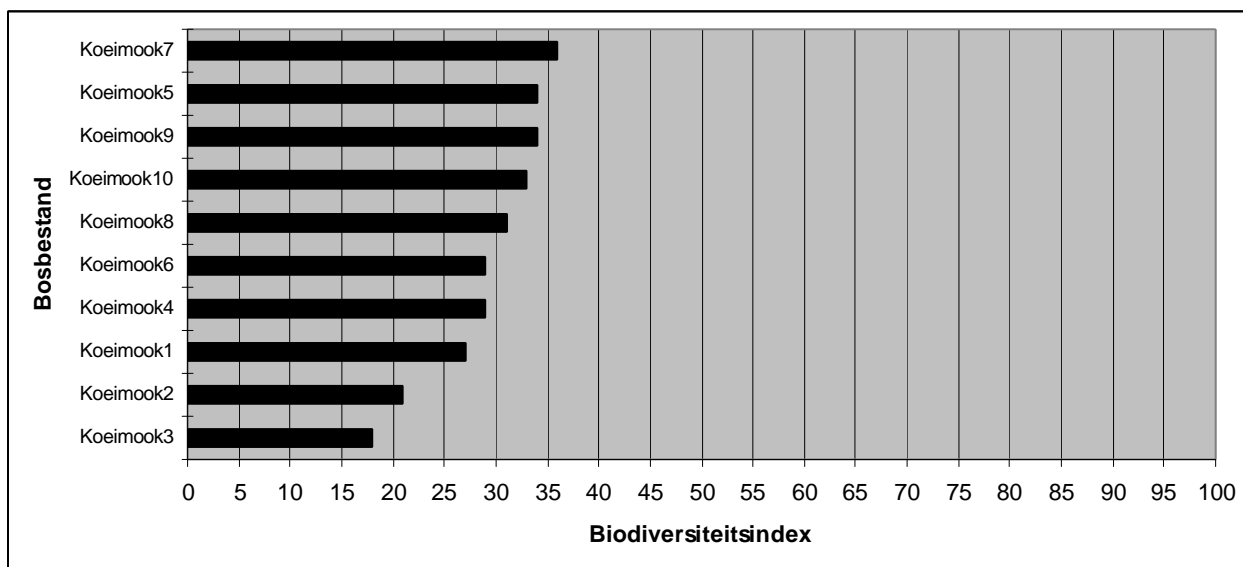


Fig. 4.6. De authenticiteitsindex voor de verschillende bestanden van het bosreservaat Koeimook.

Hieruit kan besloten worden dat homogene man-made bestanden als Koeimook 2 en Koeimook 3 potentieel kunnen evolueren tot het niveau van bestanden als Koeimook 5 en Koeimook 7, waarvan de soortensamenstelling en de bosstructuur dichter aanleunen bij de natuurlijke situatie. Uiteraard zijn deze referentiebestanden zelf nog in volle ontwikkeling waardoor de indexwaarde, die hier berekend werd niet het absoluut maximum inhoudt, maar nog kan stijgen. Zoals reeds hierboven gesteld zal het absolute maximum van de authenticiteitsindex van semi-natuurlijk bos in evenwicht afhankelijk zijn van de standplaats. Waarschijnlijk zal dit absolute maximum lager zijn voor bestanden op armere gronden dan voor bestanden op rijkere gronden, louter en alleen al door de groeipotenties van bomen op beide standplaatsen en de verrekening ervan in de index. Het is daarom belangrijk dat bij de toepassing van de index voor monitoringsdoeleinden per standplaats de gevoeligheid wordt nagegaan en de grootst mogelijke score bepaald kan worden gebaseerd op een aantal semi-natuurlijke bestanden, die dan als referentieniveau kunnen fungeren. Aangezien de bosinventarisatiedata gegeoreferereerd zijn en digitale bodemkaarten bestaan kan deze oefening ook doorgevoerd worden, eens de berekening geautomatiseerd is.

Het verschil tussen de homogene dennenbestanden en de structuurrijke gemengde bestanden bedraagt bijna 20 punten waardoor kan besloten worden dat **de gevoeligheid van de authenticiteitsindex groot genoeg is om gebruikt te worden voor monitoringsdoeleinden.**

Een belangrijke bedenking die hierbij evenwel dient gemaakt, is de snelheid waarmee veranderingen zullen optreden. De evolutie van soortenarme, homogene bestanden naar gemengde structuurrijke bestanden, inclusief grote bomen is een proces dat al vlog tientallen jaren in beslag zal nemen en voor één welbepaalde lokatie bij een tienjaarlijkse herhaling nauwelijks een gewijzigde index zal opleveren. De deelindexen zijn evenwel gevoeliger voor wijzigingen en zullen al op korte termijn duidelijke verschillen geven. Bovendien dient benadrukt dat niet de score voor één proefcirkel van belang is : deze omvat immers slechts de resultaten voor één meetpunt uit een grote set van steekproeven, waarbij de trends in de gehele dataset (dus de ontwikkeling van de index voor het Vlaamse bos) of grote deelsets (private vs. openbare bossen; Kempische vs. Brabantse bossen) van belang zijn voor analyses en het trekken van conclusies.

## **4.7 Toetsing van de authenticiteitsindex aan rechtstreeks gemeten soortenrijkdom voor een aantal organismegroepen**

### **4.7.1 Inleiding**

De authenticiteitsindex werd ontwikkeld vanuit de basisidee dat een rijk en variabel bosbestand een verhoogde biodiversiteit impliceert en berust daardoor grotendeels op 'common sense' en slechts heel zelden op daadwerkelijke onderzoeksresultaten. Niettemin wordt dit principe heel vaak aangenomen en gebruikt bij ontwikkeling van indices voor biodiversiteit : hoe gevarieerder de structuur is, hoe diverser ook de biologische rijkdom zal zijn (Franklin, 1988; Otte, 1989). Een gevarieerde structuur impliceert immers een veelvoud van allerhande uiteenlopende niches, die door verschillende organismen kunnen benut worden (Altenkirch, 1988; Camp, 1994; MacArthur et al., 1962; MacArthur, 1965; Willson, 1974; Franzreb, 1978; Rice et al., 1984).

Het 'Bodemfaunaproject' biedt de mogelijkheid de index en een aantal van zijn componenten te toetsen aan de werkelijk gemeten soortenrijkdom van een aantal diergroepen uit 56 proefbestanden, verspreid over een zeer brede range aan bostypes in Vlaanderen. Op die manier wordt een valorisatie mogelijk van deze index. Een hogere biodiversiteitsscore zou zich in principe moeten weerspiegelen in een hogere soortenrijkdom van de onderzochte diergroepen.

### **4.7.2 Authenticiteitsindexberekening van de bodemfaunaplots**

Op de 56 bosplots (50 officiële<sup>3</sup> en 6 bijkomende) van het 'Bodemfaunaproject' werden de bosstructuur en de vegetatie volgens de methodiek van de bosinventarisatie opgenomen. De metingen vonden plaats gedurende de vegetatieperiodes van de jaren 1998 en 1999. De ruwe datasets worden weergegeven in bijlage 7 en omvatten gedetailleerde gegevens over de algemene bosstructuur, soortensamenstelling, abundanties en afmetingen (omtrek en grondvlak) van bomen en struiken, dood hout hoeveelheden, soortensamenstelling en abundanties van de vaatplanten (volgens de tiendelige schaal van Londo, 1976) en de soortensamenstelling van niet-epifytische mossen. Deze niet-epifytische mossen werden tot op de soort gedetermineerd door Leen Durwael, die ook instond voor de mosdeterminatie in het kader van de bosinventarisatie.

Door De Vos (1999a, b) werden gedetailleerde data verzameld rond de chemische bodemsamenstelling, positionering, e.d. van deze bodemfaunaplots. De nummering van de zes extra plots in deze rapporten verschilt echter van de hier gebruikte nummering. Om verwarring te vermijden worden beide in tabel 4.8 vergeleken.

Tabel 4.8. Vergelijking van de nummering van de zes extra plots tussen deze studie en de rapporten van De Vos (1999a, b).

Nummering De Vos (1999a, b)	Nummering in deze studie
51	46bis
52	46tris
53	49 bis
54	21bis
55	7bis
56	43bis

<sup>3</sup>De 50 officiële plots werden met GPS opgemeten door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (De Vos 1999a). Vervolgens werden in combinatie met de kaarten van de boskartering voor elke plot situeringskaarten aangemaakt op een schaal 1/10.000 (Van Den Meersschaut et al., 1999). Een voorbeeld van dergelijke kaart wordt weergegeven in bijlage 8.

Voor de bodemfaunaplots van Parikebos, Neigembos en Coolhembos (enkel houtige vegetatie) werden de gegevens overgenomen uit de basisinventarisatie van de bosreservaten (Van Den Meersschaut et al., 1996a, b; Van Mechelen et al., 1997d). Deze plots lagen namelijk op dezelfde locaties als de transecten van deze basisinventaris en beide komen wat betreft methodiek en opname-intensiteit zeer goed overeen. Enkel voor de mossen en het liggend dood hout werden bijkomende gegevens verzameld. Een bondige beschrijving van de 56 proefbestanden wordt hieronder gegeven in tabel 4.9.

Tabel 4.9. Beknopte beschrijving van de verschillende bestanden uit het bodemfaunaproject.

Bestand	Plotnr	Beschrijving
Het Kamp	1	Grove den, homogeen middeloud, struiklaag Lijsterbes, dichte kruidlaag, veel liggend dood hout
Beerse heide	2	Grove den, homogeen middeloud, gemengde struikl., geen dood hout
De Inslag	3	Grove den, hom. mid-oud, geen struikl., geen dood hout
Walenbos	4	Eik, hom. mid-oud, gemengde struiklaag, weinig dood hout
Coolhembos	5	Zwarte els met wilg en eik, struiklaag, vrij veel dood hout
Muizenbos	6	Es mid-oud, gemengde struikl., zeer rijke kruidl., geen dood hout
Bos Terrijst(Pepingen)	7	Es + eik, oud, zeer rijke struik- en kruidl., veel dood hout
Bos Terrijst(Pepingen)	7bis	Eik(+ Es), rijke struik- en kruidl., veel dood hout
Burreken	8	Eik (beuk en es), zr rijke struik- en kruidl., weinig dood hout
Withoefse heide	9	Grove den, (niet gebrande stuk), homogeen, jong, geen struik- en kruidl., veel dun dood hout
Withoefse heide	10	Grove den, (gebrande stuk), homogeen, jong, geen struiklaag, pijpenstrootje, veel vrijdun dood hout
Sevendonck	11	Ijl jong bestand van eik en berk, gemengde struikl., weinig d.h.
Kapellebos	12	Zomereik, 100j., gemengde struiklaag, geen dood hout, bramen
Meerdaalwoud	13	Zomereik, 150j., struikl Hazelaar, weinig d.h., rijke kruidl.
Zoniënwood	14	Level2, oud beuk, gem. struikl., weinig d.h., vrijwel kale bodem
Hallerbos	15	Beuk 80j, geen struikl. geen dood hout, boshycint
Zoniënwood	16	Harras, na middelhoutkap : ijl, weinig d.h., veel verjonging, braam
Zoniënwood	17	Harras, gesloten eik, struikl. Haagbeuk, weinig d.h., weinig veg.
Zoniënwood	18	Oud reservaat, zeer oud Beuk, onderet. Beuk, weinig d.h. en veg.
Meerdaalwoud	19	Drie eiken : Jong spontaan berk, geen d. h., gesloten kruidveg.
Meerdaalwoud	20	Bosres. Grote konijnenpijp : Beuk 80j, gem.struikl, zwaar liggend dood hout, gevarieerde kruidlaag
Brakelbos - Nat	21	Gemengd middeloud, rijke struikl. zwaar staand en liggend dood hout, zeer rijke kruidlaag
Brakelbos - Droog	21bis	Beuk 120j, geen struikl, staand dood hout, braam
Liedekerke	22	Berk + eik opslag, gemengde onderet., veel dun dood hout, braam
Pijnven	23	Homogeen Cors.den 50j, geen struikl, geen d.h., gemengde kruidl.
Heiderbos	24	Hom. Grove den 50j., struikl Am. Vk., geen d.h., gemengde kruidl.
Oude Mombeek	25	Hom. populier 25j., geen struikl, dik lig. dood hout, brandnetel
Gellikerheide	26	Hom. ijl Grove den 50j, ingroei Berk & eik, geen d.h., gem.kruidl.
Heiwijk	27	Hom. ijl grove den 50j, ingroei eik&Lb., geen d.h., gem. kruidl.
Pijnven	28	Hom. Cors. den 70j, geen stuikl., weinig d.h., beperkte kruidl.
Grootbroek	29	Berkenopslag 30j, gem. struikl., enkel dun d.h., rijke kruidl.
Grootbroek	30	Opslag Berk+eik&wilg, gem.struikl., enkel dun d.h., rijke kruidl.
Lanklaarderbos	31	Ijl, Berkenopslag 20j, geen struikl., geen d.h. struikheide
Paddepoelebos	32	Po met zware eiken, gemengde struikl., weinig d.h., arme kruidl.
Zandputten	33	Eik 50j, geen struikl., weinig d.h., adelaarsvaren en bramen
Kenisberg-Kruisberg	34	Grove den 50j + am.eik, gemengde struikl., weinig d.h., ad.varen
Aelmoesenelebos I	35	Eik + beuk 80j, gem. struikl., weinig d.h., braam
Aelmoesenelebos II	36	Es + Esdoorn 80j., gem. struikl., weinig d.h., rijke kruidlaag
Buggenhoutbos	37	Beuk 100j., geen struikl., weinig d.h., Adelaarsvaren
Neigembos 7	38	Beuk 80j, Hazelaar, weinig d.h., rijke kruidlaag
Neigembos 7bis	39	Jong Berk+ Lork, gem. struiklaag, geen d.h., braam +...
Parikebos	40	Populier + es 30j, gem. struikl., weinig d.h., zeer rijke kruidl.
Kluisbos	41	Eik + beuk 120j, gem.struikl., rijke kruidl.
Het Leen	42	Eik 100j, gem. struikl., weinig d.h., braam
Bos terrijst Schor.	43	Eik + es, gem. struikl., weinig dood hout, beperkte kruidl.
Bos terrijst Schor nat	43bis	Eik + es, gem. struikl., staand dood hout, rijke kruidl.
Raspallebos	44	Kastanje + eik, gem. struikl., weinig d.h., braam en hyancint
Drongengoed	45	Eik, gemengde struikl., weinig d.h., braam
Wijnendaelebos	46	Level-proefvl.:Beuk 50j, geen struikl., weinig d.h., kale bodem
Wijnendaelebos	46bis	Eik 120j, Struikl= esd & berk, weinig d.h., braam
Wijnendaelebos	46tris	Populier 30j, gem. struikl., staand dood hout, zeer rijke kruidlaag
Houthulstbos	47	Eik 80j, gem.struiklaag, geen d.h., braam
Nieuwenhovenbos	48	Beuk + eik + lork 70j, gem.struikl., geen d.h., braam
Vorte Bossen - Alluv.	49	Eik + es 80j, gem. struikl., weinig d.h., zeer rijke kruidl.
Vorte Bossen - droog	49bis	Eik + beuk 80j, gem. struikl., weinig d.h., Adelaarsvaren + braam
Helleketelbos	50	Eik + kastanje, gem.struikl., dun d.h., braam + varens + hyacint

De berekening van authenticiteitsindex werd manueel doorgevoerd. De index wordt samen met de scores voor de verschillende parameters en deelindexen overzichtelijk weergegeven in tabel 4.11.

Tabel 4.10. Overzicht van de scores voor de parameters en deelindexen en de berekening van de authenticiteitsindex van de 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject'.

Bos	Plot	Bosstructuur					Houtige vegetatie					Kruidvegetatie					Dood hout					score INDEX		
		a	b	c	d	SOM	e	f	g	h	i	SOM	j	k	l	m	SOM	n	o	p	q		r	SOM
Het Kamp	1	2	2	4	1	9	2	0	0	1	1	4	2	2	1	1	6	0	0	0	0	6	6	25
Beerse heide	2	2	1	4	1	8	1	0	0	1	0	2	2	1	1	1	5	1	0	0	0	2	3	18
De Inslag	3	4	1	2	1	8	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	0	0	0	0	4	4	19
Walenbos	4	2	2	4	1	9	2	2	0	1	1	6	2	2	2	1	7	1	0	3	0	2	6	28
Coolhembos	5	2	5	4	5	16	2	0	0	1	0	3	4	3	2	1	10	1	0	0	3	8	12	41
Muizenbos	6	2	2	4	1	9	3	2	0	1	2	8	5	5	2	1	13	0	0	0	0	0	0	30
Bos ter Rijst (Edingen)	7	2	5	4	5	16	3	2	3	1	3	12	3	3	2	1	9	2	0	3	0	2	7	44
Bos ter Rijst (Edingen)	7bis	2	2	4	3	11	4	3	3	1	2	13	2	2	1	1	6	1	0	3	0	4	8	38
Burreken	8	2	2	4	1	9	5	3	0	1	3	12	3	3	1	1	8	0	0	0	0	4	4	33
Withoefse heide	9	4	1	2	1	8	1	0	0	1	0	2	1	1	2	0	4	4	0	0	0	4	8	22
Withoefse heide	10	3	1	2	1	7	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	4	0	0	0	0	4	18
Sevendonck	11	4	1	4	5	14	3	0	0	1	0	4	2	1	1	3	7	1	0	0	0	4	5	30
Kapellebos	12	2	2	4	1	9	2	2	0	1	0	5	1	1	2	0	4	0	0	0	0	2	2	20
Meerdaalwoud	13	2	5	4	1	12	2	2	0	1	2	7	3	2	1	2	8	0	0	0	0	4	4	31
Zoniënwood	14	2	2	4	5	13	1	3	3	1	2	10	2	2	1	1	6	0	0	0	0	4	4	33
Hallerbos	15	2	2	4	1	9	1	1	0	0	0	2	1	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0	15
Zoniënwood	16	3	5	4	5	17	1	1	3	1	5	11	2	2	2	2	8	0	0	0	0	4	4	40
Zoniënwood	17	2	5	4	1	12	1	1	3	1	2	8	1	1	1	0	3	1	0	0	0	4	5	28
Zoniënwood	18	2	5	4	1	12	1	0	5	1	6	13	1	1	1	0	3	0	0	0	0	2	2	30
Meerdaalwoud	19	2	1	2	1	6	1	0	0	0	0	1	2	1	2	1	6	0	0	0	0	2	2	15
Meerdaalwoud	20	2	2	4	5	13	1	1	0	1	1	4	2	1	2	0	5	0	0	0	0	6	6	28
Brakelbos - Droog Station	21	2	5	2	1	10	1	1	5	1	4	12	1	1	0	3	5	4	5	3	0	2	14	41
Brakelbos - Nat Station	21bis	4	1	4	3	12	2	2	0	0	2	6	5	3	2	1	11	1	0	3	0	6	10	39
RTT-domein Liedekerke	22	2	5	4	5	16	3	1	0	0	0	4	1	1	1	1	4	4	0	0	0	4	8	32
Pijvlen	23	4	1	2	1	8	0	1	0	0	0	1	2	2	3	0	7	0	0	0	0	2	2	18
Heiderbos	24	4	1	4	1	10	1	0	0	1	0	2	2	2	3	1	8	0	0	0	0	2	2	22
Oude Mombeek	25	4	1	2	1	8	0	2	0	0	0	2	2	0	0	1	3	0	0	0	0	2	2	15
Gellikerheide	26	4	1	4	1	10	4	1	0	0	1	6	2	1	1	1	5	0	0	0	0	2	2	23
Heiwijk	27	4	1	4	1	10	1	1	0	1	0	3	1	1	1	1	4	0	0	0	0	4	4	21
Pijvlen	28	4	2	2	1	9	0	3	0	1	0	4	1	1	3	0	5	0	0	0	0	4	4	22
Grootbroek	29	2	1	4	1	8	1	1	0	1	0	3	2	2	2	1	7	0	0	0	0	4	4	22
Grootbroek	30	4	1	4	1	10	2	1	0	1	1	5	2	1	1	3	7	1	0	0	0	4	5	27
Lanklaarderbos	31	4	1	2	5	12	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	0	0	0	0	4	4	23
Paddepoelebos	32	2	5	4	3	14	2	3	3	1	3	12	2	1	1	0	4	0	0	0	0	4	4	34
Zandputten	33	4	1	2	1	8	1	1	0	0	0	2	1	1	1	1	4	1	0	0	0	4	5	19
Kenisberg-Kruisberg	34	4	1	4	1	10	1	0	0	1	1	3	1	1	2	2	6	2	0	0	0	4	6	25
Aelmoeseneiebos I	35	2	2	4	5	13	3	1	3	1	3	11	1	1	1	1	4	0	0	0	0	2	2	30
Aelmoeseneiebos II	36	4	2	4	5	15	4	2	0	1	2	9	4	3	2	1	10	3	0	0	0	4	7	41
Buggenhoutbos	37	2	2	2	1	7	1	2	4	0	4	11	1	1	1	3	6	0	0	0	0	4	4	28
Neigembos	38	2	2	4	1	9	1	1	0	0	3	5	2	2	1	2	7	0	0	0	0	2	2	23
Neigembos	39	2	5	4	5	16	3	0	0	0	0	3	1	1	2	3	7	0	0	0	0	4	4	30
Parikebos	40	2	1	4	1	8	2	1	0	0	1	4	4	2	1	1	8	0	0	0	0	4	4	24
Kluisbos	41	4	5	2	3	14	2	2	3	1	1	9	2	1	1	2	6	0	0	0	0	4	4	33
Het Leen	42	4	2	4	1	11	2	3	0	0	4	9	2	1	1	1	5	0	0	0	0	2	2	27
Bos ter Rijst (Schorisse)	43	2	5	4	5	16	4	2	3	1	2	12	3	1	0	1	5	2	1	3	0	4	10	43
Bos ter Rijst (Schorisse)	43bis	2	5	4	5	16	3	2	3	2	3	13	2	2	1	2	7	0	0	0	0	2	2	38
Raspaillebos	44	2	2	4	5	13	2	3	0	1	2	8	2	2	1	1	6	1	0	0	0	4	5	32
Drongengoed	45	2	5	4	5	16	3	1	3	0	2	9	1	1	2	1	5	1	0	0	0	2	3	33
Wijnendaelebos	46	2	1	2	5	10	1	3	0	0	1	5	1	1	1	0	3	0	0	0	0	4	4	22
Wijnendaelebos	46bis	2	5	4	3	14	3	1	3	1	3	11	1	1	0	3	5	0	0	0	0	4	4	34
Wijnendaelebos	46tris	2	1	4	1	8	2	1	5	1	5	14	6	3	1	2	12	2	0	3	0	4	9	43
Houthulstbos	47	2	2	4	1	9	4	2	0	0	2	8	1	1	1	2	5	0	0	0	0	4	4	26
Nieuwenhovenbos	48	2	2	4	5	13	1	2	0	0	2	5	1	1	1	3	6	0	0	0	0	2	2	26
Vorte Bossen - Alluviaal	49	2	2	4	5	13	2	1	0	1	1	5	4	2	2	1	9	0	0	0	0	2	2	29
Vorte Bossen	49bis	4	2	4	1	11	2	3	0	0	2	7	2	1	1	3	7	0	0	0	0	2	2	27
Helleketelbos	50	2	5	4	5	16	3	2	0	1	2	8	1	2	1	1	5	1	0	0	0	4	5	34

Figuren 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 en 4.11 geven een rangschikking van de 56 bosplots in functie van respectievelijk de bosstructuurindex, houtige vegetatie-index, kruidvegetatie-index, dood hout-index en de resulterende authenticiteitsindex.

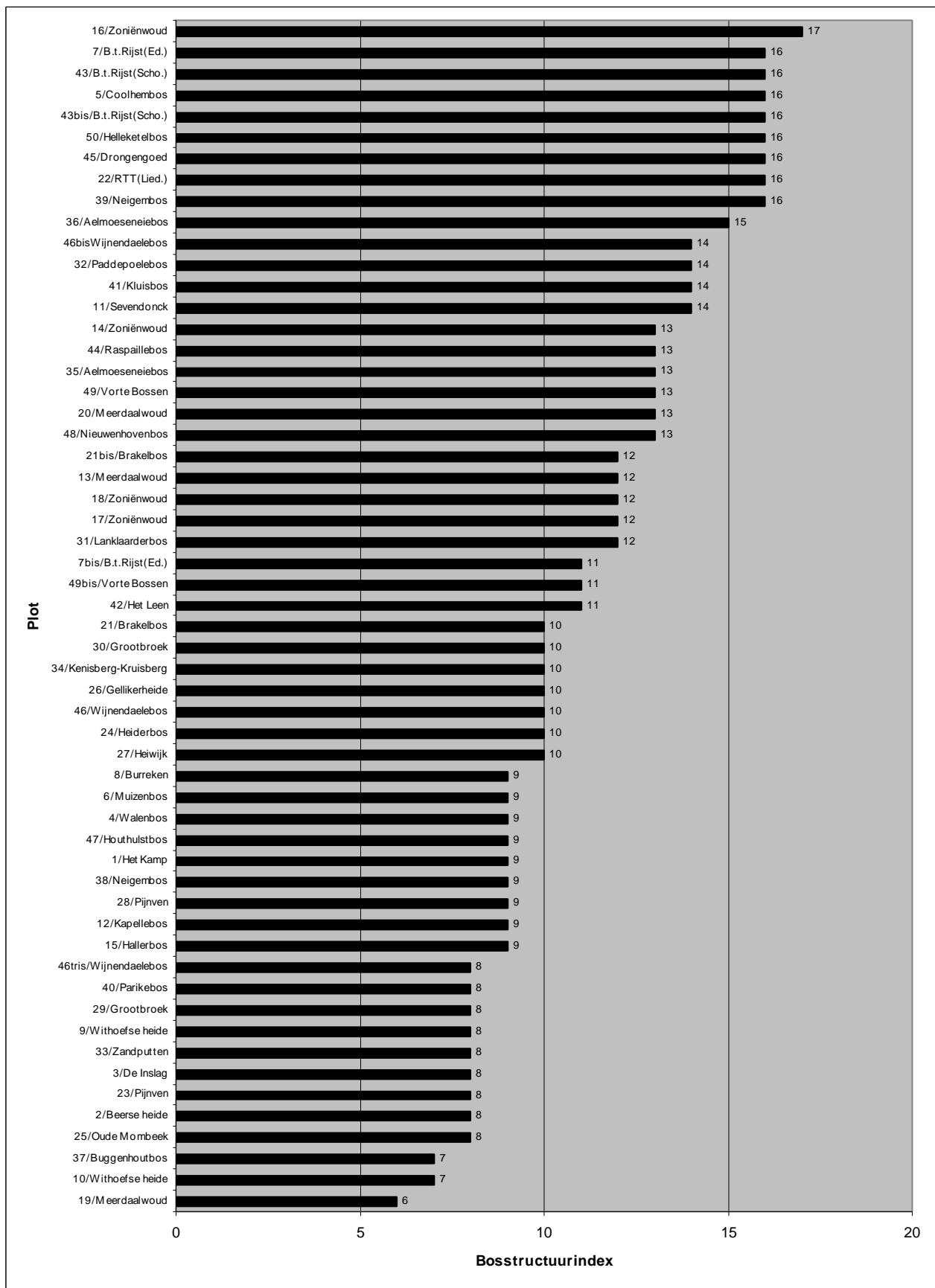


Fig. 4.7. De 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' gerangschikt volgens de bosstructuurindex.

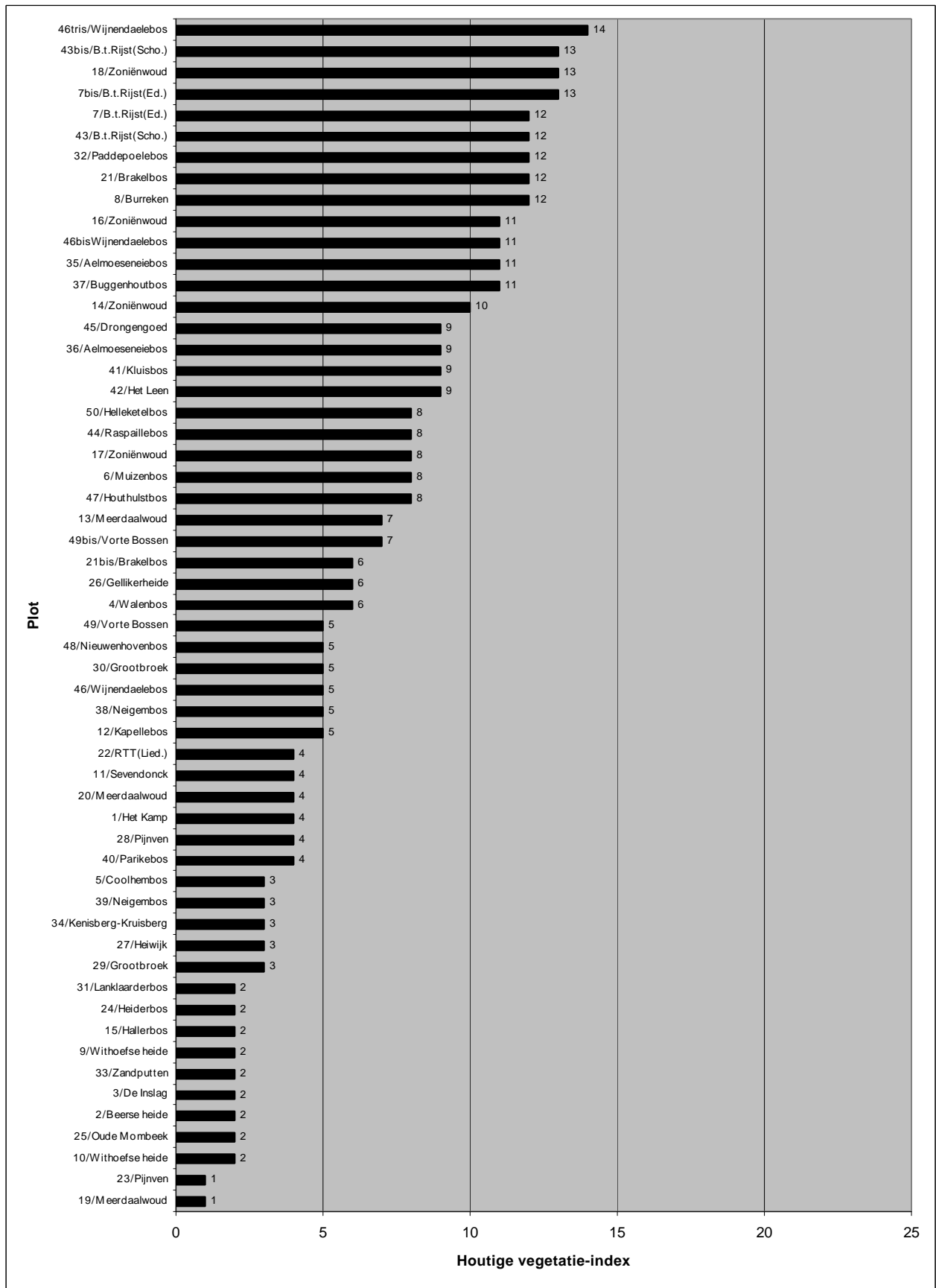


Fig. 4.8. De 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' gerangschikt volgens de houtige vegetatie-index.

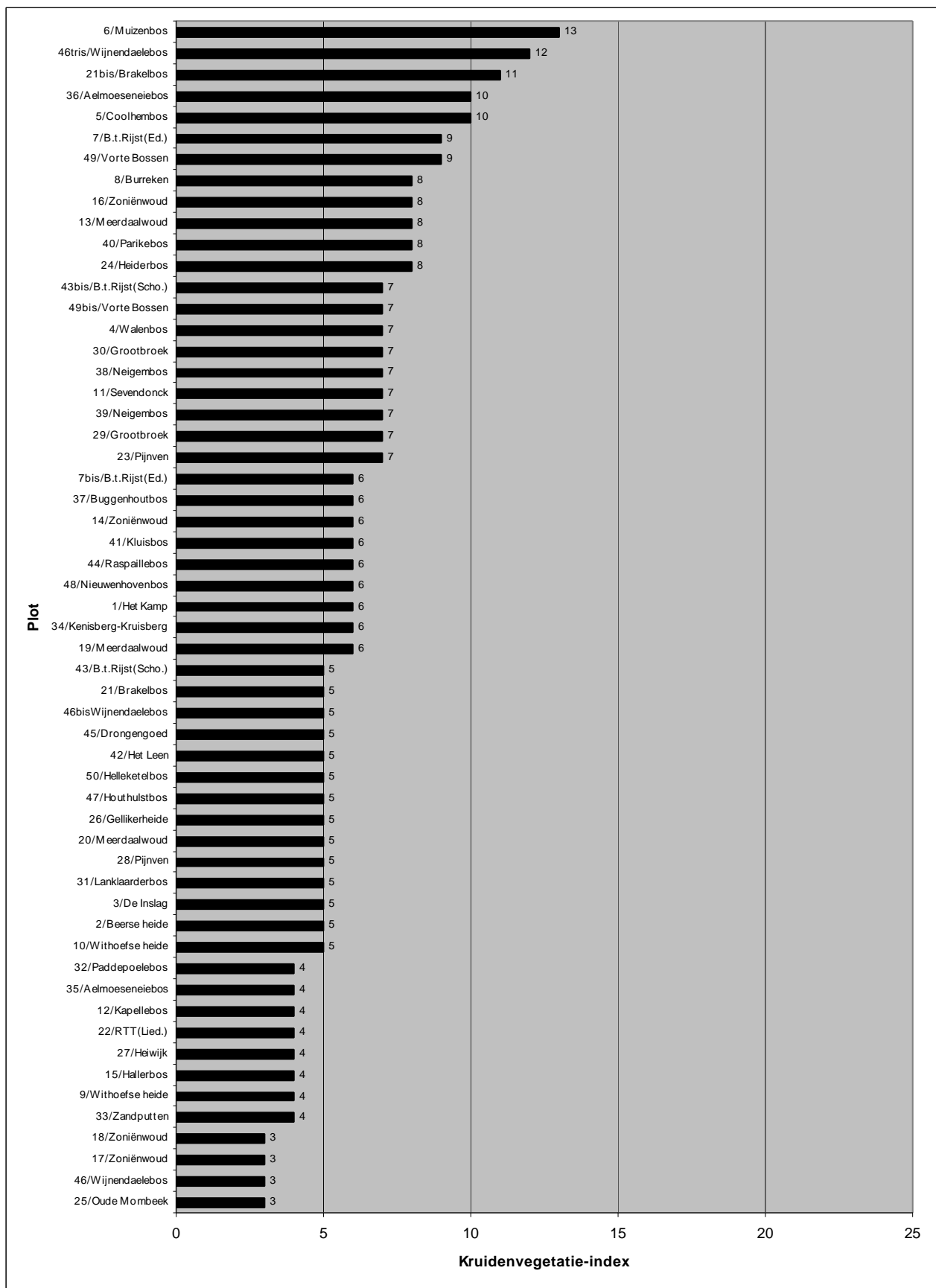


Fig. 4.9. De 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' gerangschikt volgens de kruidvegetatie-index.



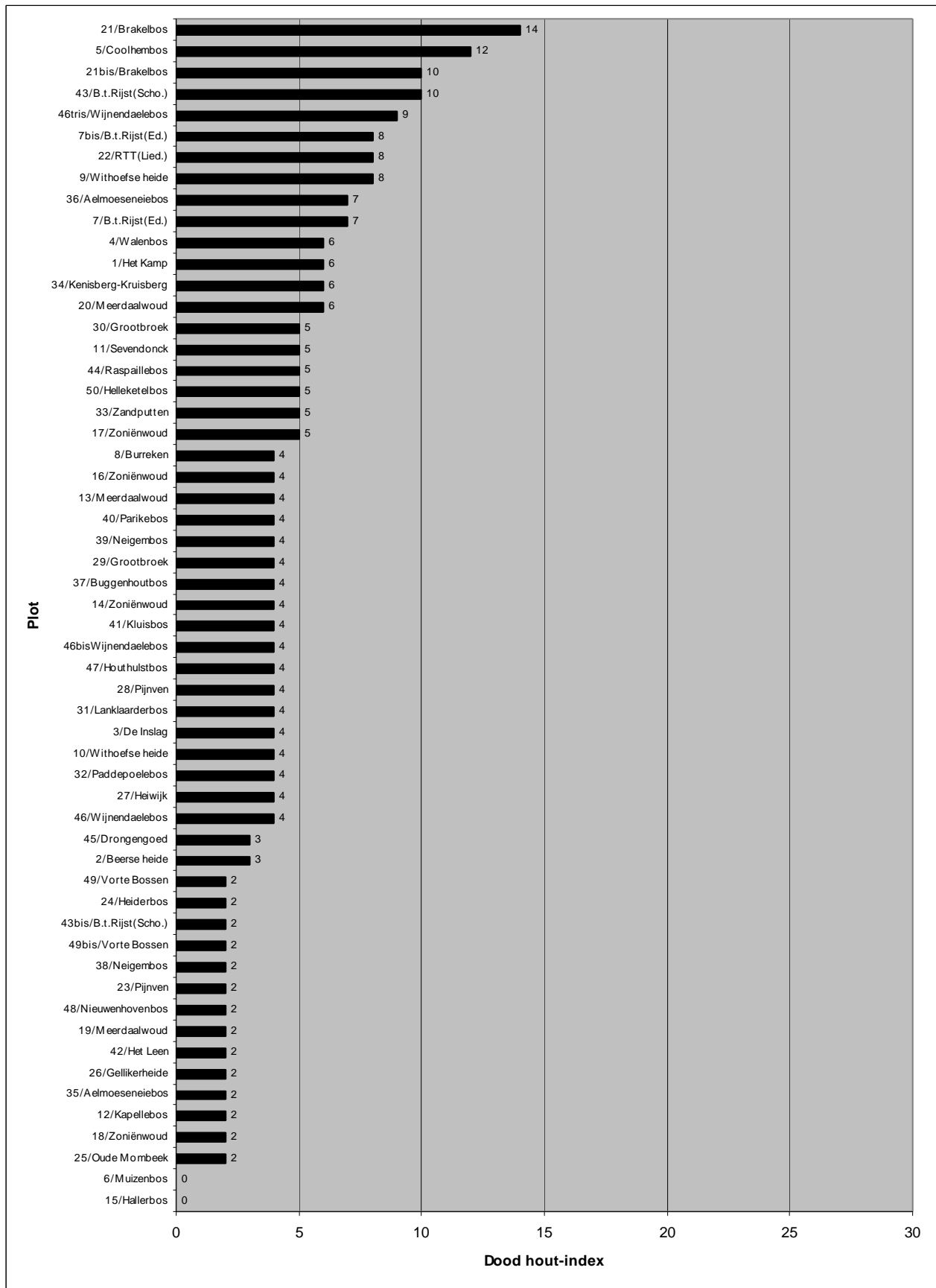


Fig. 4.10. De 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' gerangschikt volgens de dood hout-index.

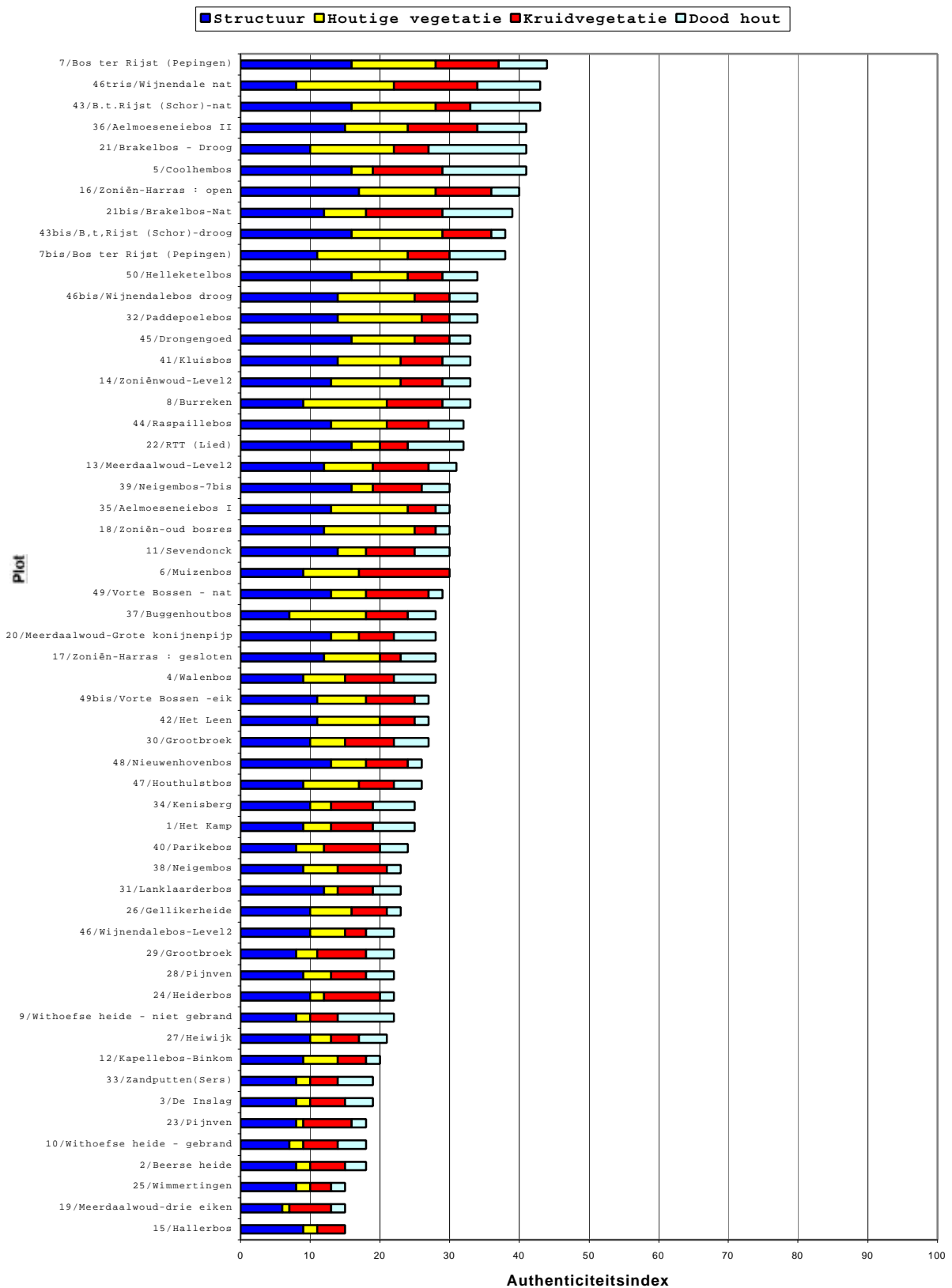


Fig. 4.11. De 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' gerangschikt volgens de authenticiteitsindex.

Uit figuur 4.7 blijkt dat de helft van de bosplots meer dan de helft van de maximale score van de bosstructuurindex behaalt. De bosplots ónder deze grens worden hoofdzakelijk gekenmerkt door hun homogeen karakter. Het zijn vrijwel allemaal bestanden met een bovenetage van één boomsoort en geen struiklaag. De boomsoort op zich varieert dan weer zeer sterk. Zo bestaan deze bestanden uit soorten als Grove en Corsicaanse den, populier, Inlandse eik, Beuk, Gewone es of berk. Geen enkel bosplot bevindt zich in een recente kaalkap zodat alle scores groter zijn dan 1/4 van de maximale score. In tegenstelling tot de andere deelindexen scoren 9 bosplots meer dan 3/4 van de maximale score. Hieruit kan worden geconcludeerd dat heel wat bosbestanden een rijke structuur hebben. Het verschil tussen de maximale en minimale scores bedraagt 11 punten en wijst op een grote variatie in bosstructuur tussen de verschillende bosplots.

Uit figuur 4.8 blijkt een algemeen lage tot vrij lage score voor de houtige vegetatie-index. Slechts 4 bosplots scoren net iets hoger dan de helft van de maximale score. Meer dan de helft van de bosplots scoort nog geen kwart van het maximum. Exact de helft van alle plots scoort lager of juist 1/5 van het maximum. Uit figuur 4.8 valt over de ganse lijn een zeer lage frequentie van hoge scores op. Hoofdrede hiervoor is vooral het ontbreken van dikke tot zeer dikke bomen : zo worden bijvoorbeeld slechts in 16 plots één of meerdere zeer dikke bomen geteld. In slechts 3 gevallen wordt voor deze parameter het maximum behaald. Voor de dikke bomen wordt zelfs in geen enkele plot één van de 2 hoogste scores behaald. In bijna 2/3 van de plots werd natuurlijke verjonging geconstateerd, maar deze is grotendeels weinig soortenrijk. Het verschil tussen de maximale en minimale scores bedraagt 13 punten zodat ook deze deelindex de grote variatie in bosstructuur en samenstelling tussen de plots illustreert.

Uit figuur 4.9 blijkt een algemeen zeer lage tot lage score voor de kruidvegetatie-index. Meer dan driekwart van de bosplots scoort lager dan 1/4 van het maximum, terwijl er slechts één net de helft overschrijdt. Vooral de deelscore voor het aantal soorten vaatplanten en hun zeldzaamheid (zie tabel 4.8) blijkt over het algemeen zeer laag uit te vallen. Slechts drie plots bereiken de helft van de maximale score voor de parameter soortenrijkdom. Het verschil tussen de maximale en minimale scores bedraagt 10 punten, maar de variabiliteit tussen de plots voor deze deelindex dient genuanceerd, gezien de hogere scores maar door een klein aantal plots wordt ingenomen. Hieruit blijkt dat de parameters die de kruidvegetatie-index uitmaken zeer streng zijn gekozen : een lage score betekent hier niet meteen dat de kruidlaag slecht ontwikkeld is.

Uit figuur 4.10 blijkt dat de dood hout-index voor alle bosbestanden extreem laag is en zo een belangrijke invloed heeft op de totaalscore van de authenticiteitsindex. Slechts vier plots bereiken net een derde van de maximale score. Uiteraard is de hoofdreden van dit resultaat in eerste instantie een gevolg van een algemeen gebrek aan dood hout in het Vlaamse bos. Dit dient evenwel genuanceerd aangezien ook nog andere factoren belangrijk zijn bij een evaluatie van het aspect dood hout. Ten eerste is de verspreiding van dood hout in een bos of bestand meestal heel heterogeen en vaak sterk gelokaliseerd. Dit zal de bemonstering van dood hout enorm bemoeilijken en grotendeels overlaten aan het toeval. Zeker in het geval van puntbemonsteringen, zoals bij de methodiek van de bosinventarisatie, is de kans dat vooral staande dode bomen binnen de cirkelplots vallen gering. Voor liggend dood hout is de kans iets groter dat de stammen de cirkelplot zullen snijden, maar toch nog steeds klein.

Dit wordt duidelijk geïllustreerd door faunaplot 18 in het Zoniënwoud. Deze plot is gelegen in een bestand dat deel uitmaakt van het oude bosreservaatsgedeelte waar de hoeveelheid dood hout in het algemeen zeer groot is (tot 100 m<sup>3</sup>/ha volgens Van Den Berge et al., 1990). Dit komt echter helemaal niet tot uiting in de dood hout-index, die voor dit bestand nauwelijks een score van 2/30 haalt en dit om de eenvoudige reden dat er nauwelijks dood hout voorkomt binnen de cirkelplot.

Hieruit blijkt dat de index geenszins kan gebruikt worden als evaluatietool voor dood hout voor het bestand waarin hij gelegen is : het is een score voor een 'steekproefpunt', waarbij enkel de evolutie van de gemiddelde score voor een groot aantal punten een betekenis heeft.

Het verschil tussen de maximale en minimale scores bedraagt 14 punten, maar de variabiliteit tussen de plots dient ook voor deze deelindex genuanceerd, aangezien de hogere scores maar door een klein aantal plots wordt ingenomen. Twee bosplots (Muizenbos en Hallerbos) scoren nul, wat betekent dat zelfs geen dood takhout met diameter groter dan 2 cm werd aangetroffen.

De combinatie van de deelindexen levert uiteindelijk de authenticiteitsindex op, die voor de verschillende bosplots gerangschikt weergegeven wordt in figuur 4.11. Figuur 4.12 geeft op zijn beurt de frequentie van de plots weer in functie van de score van de authenticiteitsindex.

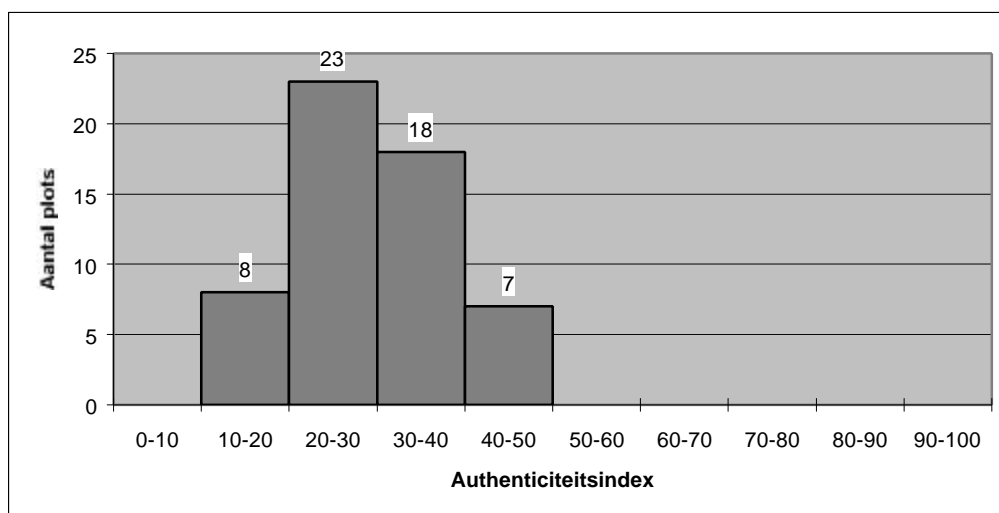


Fig. 4.12. Het aantal plots in functie van de score van de authenticiteitsindex.

Geen enkele plot bereikt de helft van de maximale score. Een verklaring hiervoor is dat de authenticiteitsindex zeer strikt is opgesteld.

Elk van de deelparameters is op een realistische wijze opgesteld, aangezien de maximale score van de meeste parameters gebaseerd is op referentiedata van de beste standplaatsen uit de bosreservaten. Wel is het aannemelijk dat het bos met de maximale kruidenindex niet noodzakelijk ook op de andere indexen het maximum kan scoren.

De globaal lage resultaten laten genoeg ruimte open voor stijging tot een semi-natuurlijk optimum voor elke plot en de opvolging van deze wijzigingen via monitoring.

Opvallend, maar logisch, is de eerder lage score van de plots op zand- en lemige zandgronden (respectievelijk plotnummers 1, 2, 3, 9, 23, 28 en 10, 24, 26, 27, 31, 34 (De Vos, 1999b)). Hun score ligt systematisch beneden een kwart van het maximum. De meeste van deze plots bestaan uit homogene naaldboomaanplantingen, zodat bodem en bestand in zekere zin gerelateerd zijn en het semi-natuurlijk optimum hier hoogstwaarschijnlijk lager zal liggen dan op rijkere bodems.

Niettemin is er ook hier nog heel wat groeiruimte : deze bossen kunnen immers evolueren tot structuurrijke eiken-berkenbossen, vergelijkbaar met de bosplots voor Drongengoed (score 33) en Wijnendale 46bis (score 34).

De laagste scores worden ingenomen door drie plots op rijkere standplaatsen, maar gekenmerkt door hun zeer homogeen karakter en/of jonge leeftijd. De hoogste scores daarentegen wordt ingenomen door sterk ontwikkelde en gevarieerde bestanden op rijke bodems en veelal op vochtige standplaatsen met een rijke flora.

Dit bevestigt nogmaals dat de oorspronkelijke doelstelling van de index wordt gehaald, namelijk een scoresysteem dat een logische vertaling is van structuurrijkdom in bosbestanden, onafgezien van het bodemtype, de voorgeschiedenis en de grootte van het bos.

### *4.7.3 Toetsing van de indexwaarde aan actuele gemeten soortenrijkdom*

Om de waarde van de authenticiteitsindex als indicatorsysteem te evalueren is het raadzaam deze met effectief gemeten biodiversiteit in het bos te confronteren. Aangezien het onrealistisch is de totale biodiversiteit te bepalen blijft dit evenwel beperkt tot een deelaspect ervan.

Voor de 56 bosplots uit het 'Bodemfaunaproject' zijn de gegevens bekend over de diversiteit van verschillende diergroepen die op de bodem werden bemonsterd : loopkevers, spinnen, empididae, boktorren, kniptorren, pissebedden, kortschildkevers, nematoden,... Voor meer details wordt verwezen naar De Bakker et al. (2000a en b), De Bruyn et al. (1999) en De Schutter & Coosemans (1999). De resultaten (soortenrijkdom voor de onderzochte groepen voor de 56 locaties) zijn weergegeven in bijlage 9.

Via grafieken wordt de relatie tussen authenticiteitsindex en soortenrijkdom voor de bemonsterde groepen visueel voorgesteld.

In figuren 4.13 en 4.14 wordt de soortenrijkdom van resp. loopkevers en spinnen voor de 56 bodemfaunaplots uitgezet tegenover de bosplots en dit volgens stijgende indexwaarde. In figuur 4.15 wordt de soortenrijkdom aan loopkevers gekoppeld aan de gesommeerde waarde voor loopkevers en spinnen en de waarde voor alle onderzochte diergroepen samen en dit in volgorde van stijgende indexwaarde.

Uit de figuren blijkt nauwelijks een relatie te bestaan tussen de gevonden soortenrijkdom en de indexwaarde.

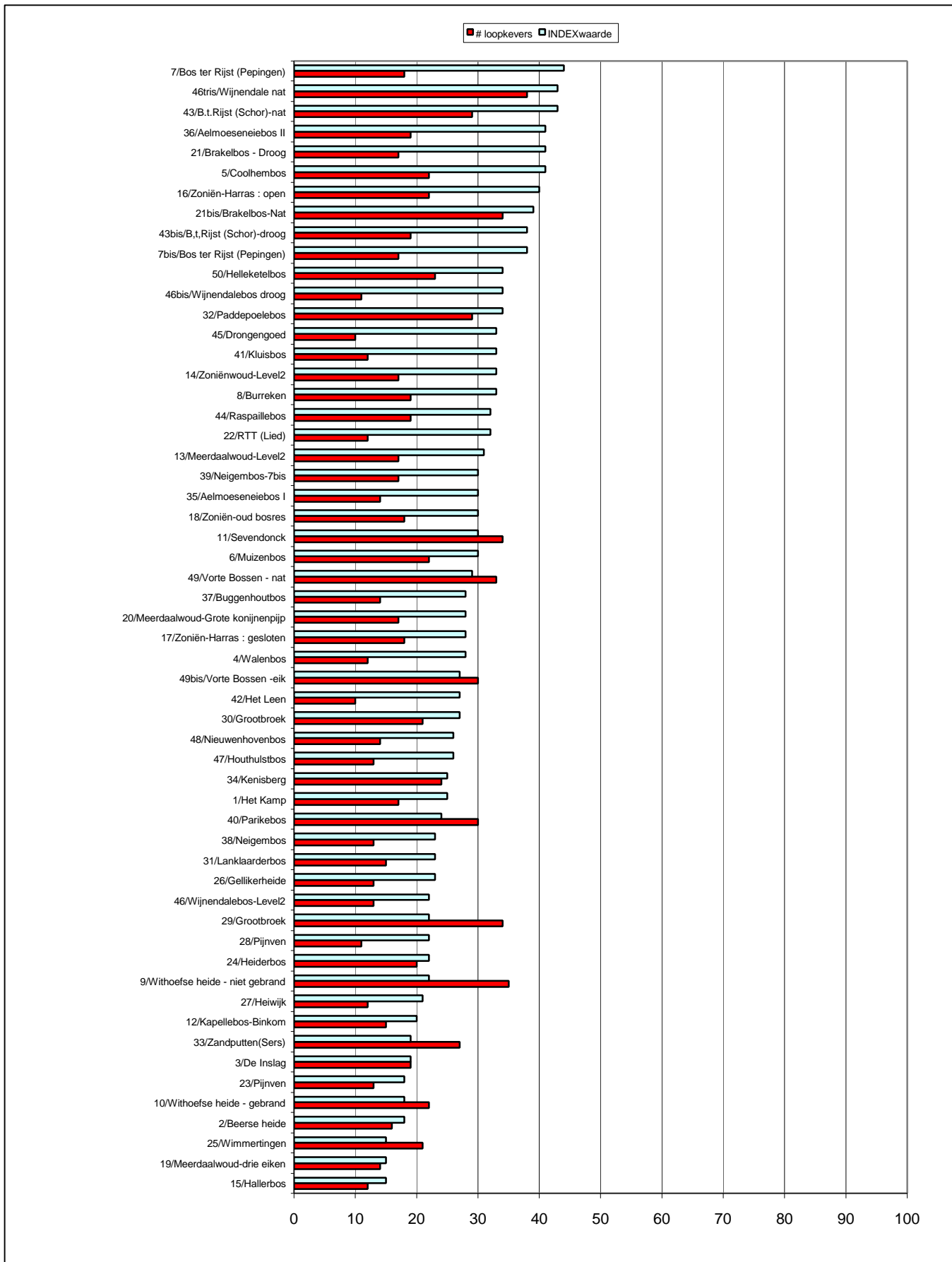


Fig. 4.13 : Relatie tussen soortenrijkdom aan loopkevers en indexwaarde

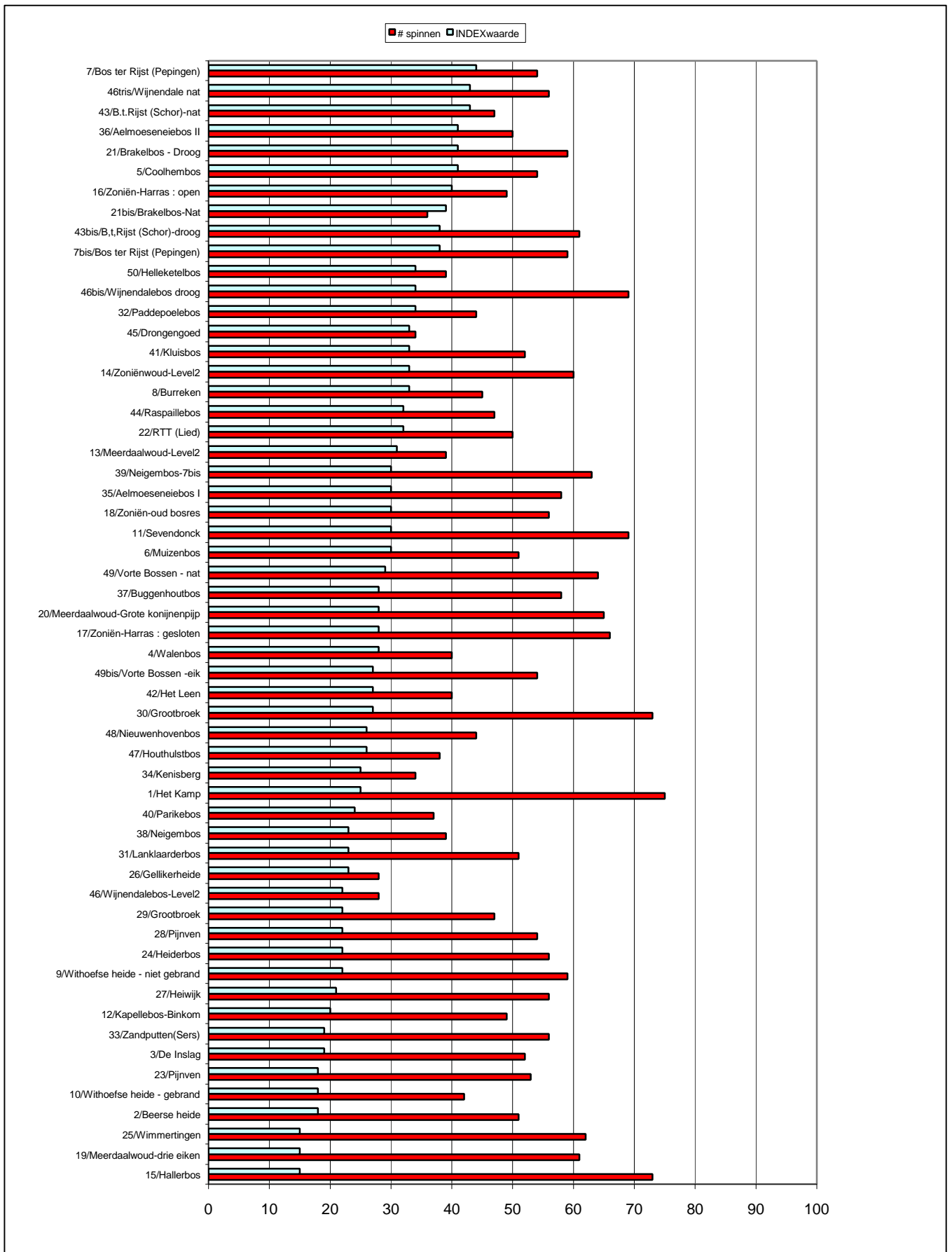


Fig. 4.14 : Relatie tussen soortenrijkdom aan spinnen en indexwaarde

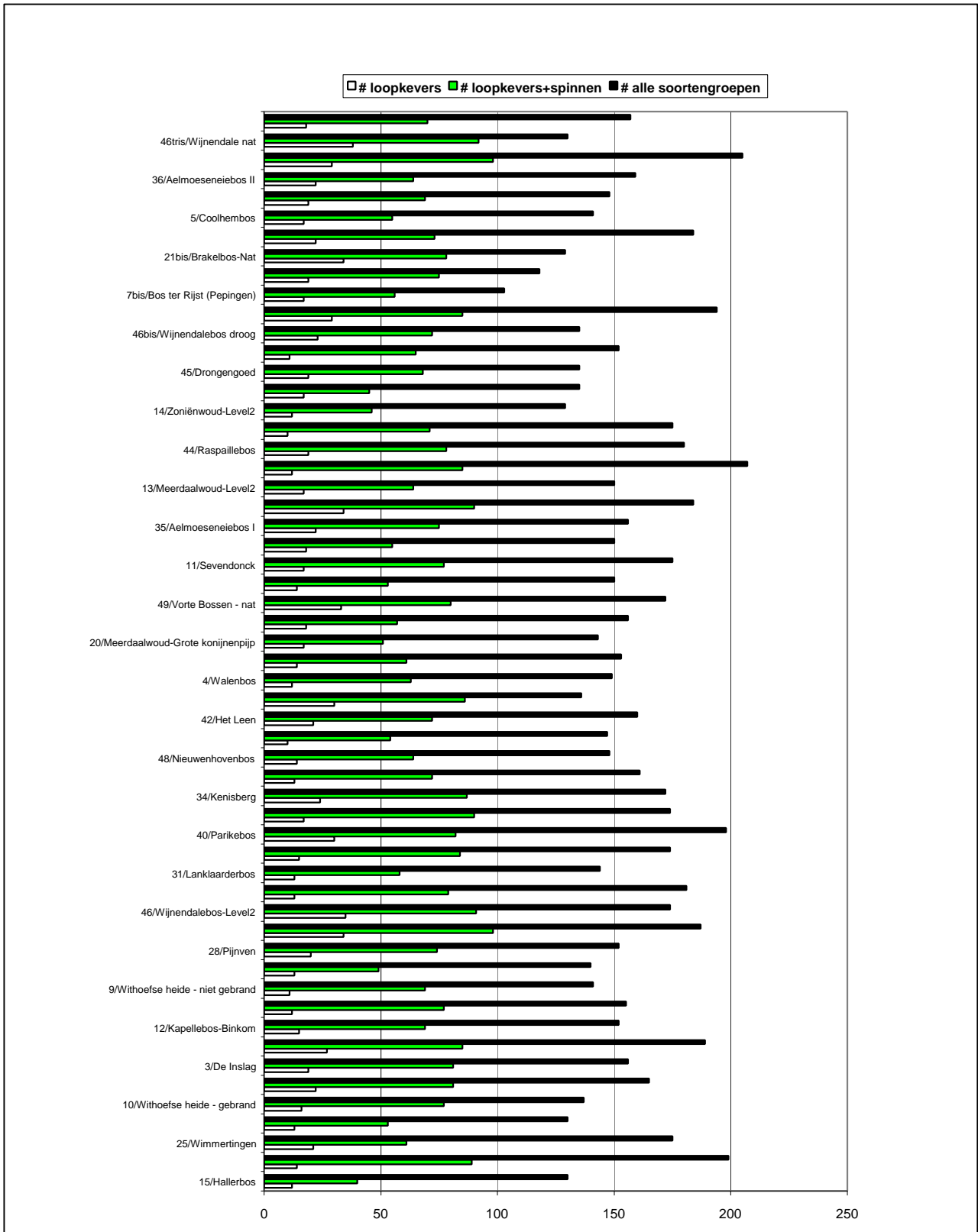


Fig. 4.15 : Soortenrijkdom voor alle soortengroepen naar stijgende indexwaarde



Voor de twee soortenrijkste groepen, met name de spinnen en loopkevers, werd getoetst in hoeverre deze eerste indruk ook statistisch wordt bevestigd : via lineaire regressietechnieken werd nagegaan of de authenticiteitsindex al dan niet gecorreleerd is met de diversiteit aan loopkevers, spinnen en beide diergroepen samen. Voorts werd nagegaan of ook bepaalde deelaspecten van de index, zoals de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten, bomen en struiken en mossen onderling met deze diergroepen gecorreleerd zijn. De basisgegevens voor deze berekeningen zijn terug te vinden in bijlage 9.

De resultaten van de lineaire regressies worden in matrixvorm weergegeven in tabel 4.11.

Tabel 4.11. Overzicht van de matrix met de probabiliteitsniveaus van het model na lineaire regressie tussen de diversiteit aan loopkevers, spinnen en beide samen met de authenticiteitsindex en de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten, bomen en struiken en mossen.

<b>Auth.index</b>	*						
<b>Loopkevers</b>	0,11346	*					
<b>Spinnen</b>	0,26128	0,35777	*				
<b>Loopkevers + spinnen</b>	0,94695	-	-	*			
<b>Vaatplanten</b>	-	0,00012***	0,77623	0,09502	*		
<b>Bomen</b>	-	0,78515	0,12956	0,18071	0,05319	*	
<b>Mossen</b>	-	0,95039	0,37416	0,83000	0,14981	0,05098	*
	<b>Auth.- Index</b>	<b>Loopkevers</b>	<b>Spinnen</b>	<b>Loopkevers + spinnen</b>	<b>Vaatplanten</b>	<b>Bomen</b>	<b>Mossen</b>

Deze analyse bevestigt wat ook al uit de figuren kon worden afgeleid, namelijk dat de authenticiteitsindex totaal niet gecorreleerd is met de diversiteit van de spinnen en loopkevers, noch met de combinatie van beide.

M.a.w. een hogere score van de authenticiteitsindex impliceert of verklaart geen hogere soortenrijkdom, althans niet voor deze diergroepen, zelfs niet voor beide taxa samen. Deze laatste is in tegendeel nog het minst uitgesproken van allemaal, wat in feite opmerkelijk is, daar een groter spectrum van de globale biodiversiteit wordt aangesproken.

Uit figuur 4.16 blijkt echter ook dat er geen verband is tussen de soortenrijkdom voor de loopkevers en die voor spinnen : plots met een lage soortenrijkdom aan loopkevers kunnen voor wat betreft de spinnen zowel tot de soortenrijkste als de soortenarmste plots behoren.

Wat betreft de relatie tussen de verschillende taxa onderling werd enkel een uiterst significante correlatie tussen de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten en loopkevers gevonden. Hiermee wordt uitsluitend bedoeld dat het model uiterst significant is. De rechte, die voortvloeit uit de lineaire regressie, heeft echter een  $r^2$  van slechts 0,2408 als gevolg van de grote spreiding van de puntenwolk en is daarom weinig waardevol. Een ecologische verklaring voor deze correlatie is moeilijk hard te maken aangezien loopkevers grotendeels predatoren zijn (Freude et al., 1976), waardoor een directe link met kruidachtige vaatplanten niet evident is. Men kan enkel vermoeden dat een grote diversiteit aan kruidachtige planten kan leiden tot een grote diversiteit aan plantenetende invertebraten, die op hun beurt tot prooi dienen van de loopkevers.

De relatie tussen het aantal bomen en het aantal kruidachtige vaatplanten en mossen is niet significant, maar situeert zich juist boven de significantiedrempel. Hierbij wordt bovendien een omgekeerde relatie gesuggereerd tussen het aantal boomsoorten en het aantal mossoorten.

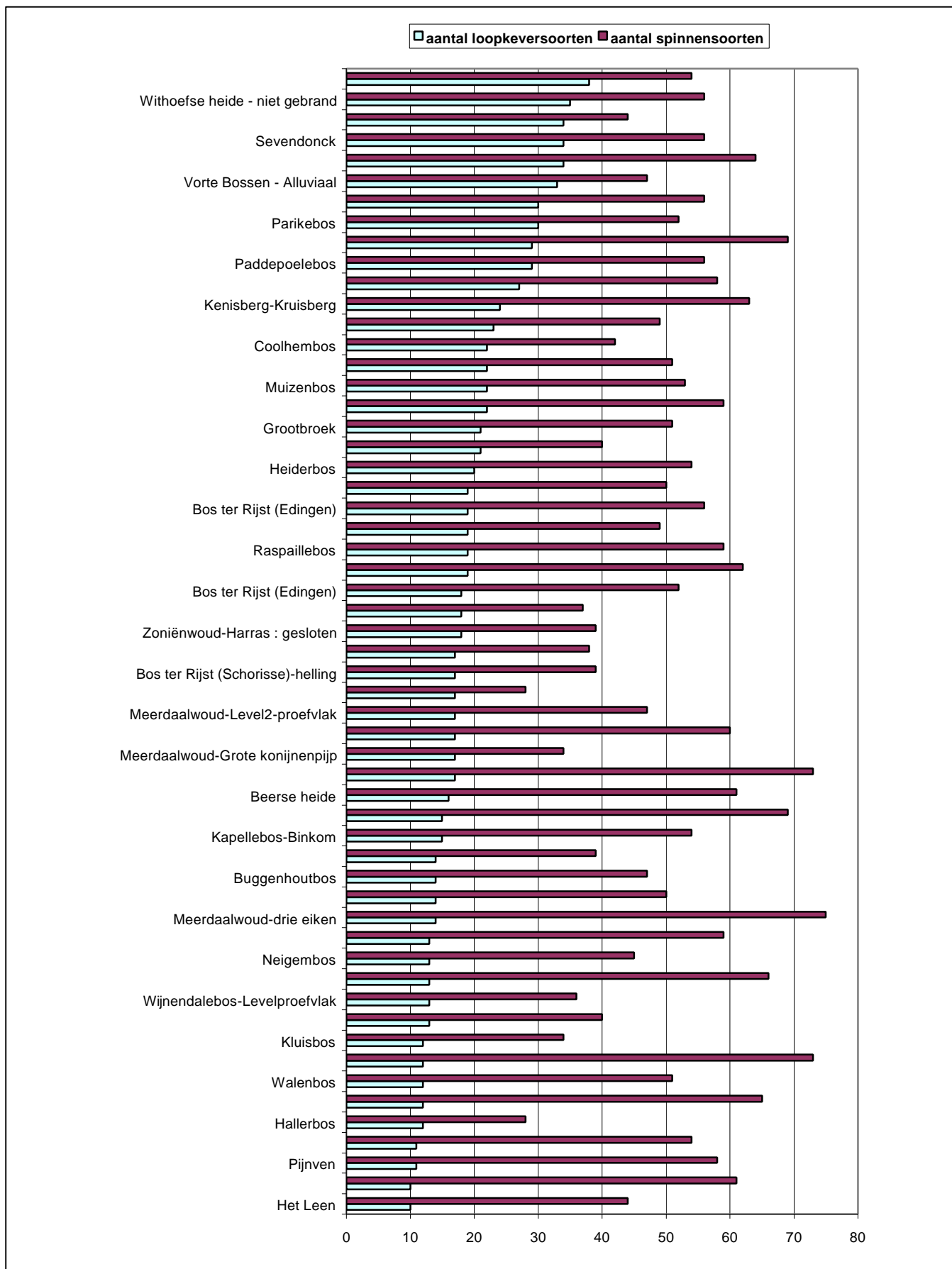


Fig. 4.16: Relatie tussen soortenrijkdom aan spinnen en loopkevers voor de 56 plots

Deze eerder bescheiden resultaten kunnen mogelijk een gevolg zijn van de grote variabiliteit tussen de verschillende bosplots inzake bijvoorbeeld bosgeschiedenis en standplaats. Daarom werden uit de dataset van 56 bosplots verder twee nieuwe datasets afzonderlijk onderzocht, waarbij deze variabiliteit toch in zekere mate wordt beperkt. De eerste dataset groepeerde alle oude bosplots (vrij zeker onafgebroken bos sinds de tijd van de Ferrariskaart, circa 1775) op rijkere standplaatsen (meer dan driekwart van de plots op zware zandleem tot lichte klei (De Vos, 1999b)) uit Oost- en West-Vlaanderen en Brabant. Hiervoor werden 31 bosplots weerhouden, nl. :

7	15	20	36	41	46tris	50
7bis	16	21	37	42	47	
12	17	22	38	44	48	
13	18	34	39	46	49	
14	19	35	40	46bis	49bis	

Aangezien de bosgeschiedenis algemeen wordt erkend als één van de belangrijkste factoren, die de samenstelling en de diversiteit van de bosfauna bepaalt, zouden in theorie de kansen voor een betere relatie tussen de authenticiteitsindex en de onderzochte fauna-elementen moeten vergroten. Daarom werden opnieuw bij middel van een lineaire regressietechniek deze mogelijke relaties onderzocht. Tabel 4.12 geeft hiervan de resultaten.

Tabel 4.12. Overzicht van de matrix met de probabiliteitsniveaus van het model na lineaire regressie tussen de diversiteit aan loopkevers, spinnen en beide samen met de authenticiteitsindex en de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten, bomen en struiken en mossen en dit voor de bosplots uit oud bos in Oost- en West-Vlaanderen en Vlaams Brabant.

<b>Auth.index</b>	*						
<b>Loopkevers</b>	<b>0,03578*</b>	*					
<b>Spinnen</b>	0,91122	0,52373	*				
<b>Loopkevers + spinnen</b>	0,25331	-	-	*			
<b>Vaatplanten</b>	-	<b>0,00001***</b>	0,79347	<b>0,02389*</b>	*		
<b>Bomen</b>	-	0,94253	<b>0,04874*</b>	0,11119	0,27212	*	
<b>Mossen</b>	-	0,29365	0,80184	0,45976	<b>0,02958*</b>	0,68150	*
	<b>Auth.-index</b>	<b>Loopkevers</b>	<b>Spinnen</b>	<b>Loopkevers + spinnen</b>	<b>Vaatplanten</b>	<b>Bomen</b>	<b>Mossen</b>

Hieruit blijkt een significante correlatie tussen de authenticiteitsindex en het aantal loopkevers. M.a.w. een hogere score van de authenticiteitsindex impliceert of verklaart dit keer wel een hogere diversiteit aan loopkevers. De regressierechte zelf heeft met een  $r^2 = 0,1432$  echter weinig waarde. De authenticiteitsindex is daarentegen totaal niet gecorreleerd met de spinnendiversiteit noch met de diversiteit van beide taxa samen. Opnieuw is de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten uiterst significant gecorreleerd met de diversiteit aan loopkevers. Dit maal bereikt de  $r^2$  een opmerkelijke waarde van 0,5044 en wint de regressierechte ( $\#loopkevers=12,5658+0,78292*\#vaatplanten$ ) aan betekenis. De diversiteit aan kruidachtige vaatplanten is bovendien ook significant gecorreleerd met het aantal soorten loopkevers en spinnen samen ( $r^2=0,1639$ ) en met het aantal mossoorten ( $r^2=0,153$ ). Deze correlatie met beide taxa samen is uitsluitend te wijten aan de diversiteit aan loopkevers, aangezien de relatie met enkel de spinnenfauna totaal niet significant gecorreleerd is. Ten slotte wordt ook een significante correlatie vastgesteld tussen het aantal boomsoorten en de diversiteit aan spinnen, alhoewel deze relatie zich net onder de significantiedrempel bevindt. De waarde van deze relaties is hoger in te schatten dan voor alle bodemfaunaplots samen. Hier werden immers een aantal ecologisch belangrijke factoren (bosgeschiedenis en standplaats) min of meer constant gehouden. De plots worden daardoor vergelijkbaarder, wat zich bijgevolg uit in meer gevonden significante correlaties.

De tweede dataset groepeert alle bodemfaunaplots op zandgronden (De Vos, 1999b) in de provincies Limburg en Antwerpen. Dit zijn tevens recente bebossingen (bos ten vroegste sinds de Vandermaelenkaart, circa 1850). Op die manier werden 11 plots weerhouden, nl. plots 1, 2, 3, 9, 10, 23, 24, 26, 27, 28 en 31.

Opnieuw werden dezelfde relaties onderzocht met een lineaire regressietechniek. De resultaten hiervan worden weergegeven in tabel 4.13.

Tabel 4.13. Overzicht van de matrix met de probabiliteitsniveaus van het model na lineaire regressie tussen de diversiteit aan loopkevers, spinnen en beide samen met de authenticiteitsindex en de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten, bomen en struiken en mossen en dit voor de bosplots uit recent bos op zandbodems in Limburg en Antwerpen.

<b>Auth.index</b>	*						
<b>Loopkevers</b>	0,98607	*					
<b>Spinnen</b>	0,05329	0,07009	*				
<b>Loopkevers + spinnen</b>	0,12580	-	-	*			
<b>Vaatplanten</b>	-	0,35910	0,14895	0,05740	*		
<b>Bomen</b>	-	0,86711	0,05227	0,15629	0,91603	*	
<b>Mossen</b>	-	0,88207	0,00847**	0,02974*	0,79070	0,0146*	*
	<b>Auth.-index</b>	<b>Loopkevers</b>	<b>Spinnen</b>	<b>Loopkevers + spinnen</b>	<b>Vaatplanten</b>	<b>Bomen</b>	<b>Mossen</b>

Uit tabel 4.13 blijkt dat de authenticiteitsindex niet significant gecorreleerd is met één van beide faunataxa, noch met beide samen. De relatie met de spinnendiversiteit bevindt zich nochtans op het randje van de significantiedrempel. De significante correlatie tussen de diversiteit aan kruidachtige vaatplanten en loopkevers uit de twee vorige datasets komt voor deze standplaatsen niet tot uiting. Opmerkelijk is de significante correlatie van de mosdiversiteit met de diversiteit aan spinnen ( $r^2=0,5555$ ), loopkevers en spinnen samen ( $r^2=0,425$ ) en bomen en struiken ( $r^2=0,5021$ ). Deze relaties zijn bovendien omgekeerd evenredig. M.a.w. hoe groter het aantal mossoorten hoe kleiner het aantal spinnen, spinnen en loopkevers samen en bomen en struiken. Ook de relaties bomen vs. spinnen en kruidachtige vaatplanten vs. loopkevers en spinnen samen bevinden zich rond de significantiedrempel.

#### 4.7.4 *Discussie*

Algemeen kan besloten worden dat de toetsing van de authenticiteitsindex aan de werkelijke soortenrijkdom (aan de hand van de bodemfaunagegevens) vrij teleurstellende resultaten opleverde. Slechts in één geval werd een significante correlatie vastgesteld met de loopkeverdiversiteit en dit voor oude bossen op rijkere standplaatsen. Nog opmerkelijker is het feit dat zelfs de combinatie van beide diergroepen geen verhoogde kans tot significante correlatie induceert.

Verschillende redenen kunnen worden aangegeven voor deze tegenvallende resultaten :

1. De bemonsterde diergroepen vormen slechts een kleine fractie van de globale faunadiversiteit in bossen, waardoor mogelijk een vertekend beeld wordt verkregen. De gebruikte methodiek, via pitfalls en kleurvallen op de bodem, is vooral bedoeld om bodembewonende organismen te bemonsteren. De index daarentegen is vooral toegespitst op structurele parameters : de soortengroepen die door deze parameters sterk worden beïnvloed, zoals vogels, kleine zoogdieren en boomkruinbewonende insecten werden bij de bodemfaunaplots niet bemonsterd. Indien broedvogelinventarisaties en bemonsteringen met venstervallen aan de bemonstering waren toegevoegd waren wellicht andere resultaten bekomen.
2. De bestudeerde soortengroepen, in het bijzonder spinnen en loopkevers, zijn zeer sterk gebonden aan microstructuren van de bodem : humusvorm, volume en heterogeniteit van het bladstrooisel, samenstelling en structuur van de kruid- en moslaag) (Irmler & Heidemann, 1988; Schultz, 1998). Zij worden weinig of niet beïnvloed door macrostructuren. Zo stelden verschillende onderzoekers reeds vast dat er nauwelijks verschil is qua soortenrijkdom tussen beheerde bossen en bosreservaten (die nochtans veel structuurrijker zijn) zeker voor wat betreft groepen als loopkevers en spinnen (Martikainen et al., 2000; Köhler, 1996; Bücking, 1997). Soortengroepen die wél duidelijk gelinkt zijn aan macrostructuren in bossen, zoals vogels, zoogdieren en bepaalde insectengroepen van het boomkruinstratum, of een welbepaald deelaspect (xylobionte kevers en dood-hout-index) werden daarentegen niet opgenomen in het bodemfaunaproject. Hier waren wellicht wel relaties te vinden tussen structuurrijkdom en soortenrijkdom- en dichtheid, zoals blijkt uit talloze voorbeelden uit de literatuur (o.a. MacArthur et al, 1962; Rice et al, 1984; Willson, 1974,...).
3. De verschillende soortengroepen resulteren in sterk tegenstrijdige resultaten : bosplots die rijk zijn aan loopkevers kunnen zeer arm zijn aan spinnen en vice versa. Ook andere onderzoekers kwamen tot deze conclusie (o.a. Oliver & Beatty, 1996). Het is dan ook evident dat er nauwelijks correlaties kunnen worden gevonden tussen de gesommeerde totale soortenrijkdom en de bestudeerde parameters, en dat er duidelijk andere factoren dan de bestudeerde parameters sterk bepalend zijn voor het specifieke voorkomen van bodembewonende arthropoden.
4. De gevonden soortenrijkdom wordt niet getoetst aan zijn bosgebondenheid. M.a.w. bosplots in sterk versnipperde bossen of nabij bosranden kunnen een grote influx kennen van toevallig aanwezige, niet bosgebonden soorten, die vanuit aangrenzende akkers, weilanden, heiden,... het bosbestand zijn binnengekomen, wat kan resulteren in een hogere totale soortenrijkdom. Ook werd geen onderscheid gemaakt naar habitatspecificiteit of zeldzaamheid van de gevonden soorten. Zo stelde Desender (mond.med.) bijvoorbeeld vast dat de soortenrijkdom aan loopkevers in het Zoniënwoud zeer laag is, maar dat alle gevonden soorten zeer sterk bosgebonden soorten zijn, waaronder een aantal rode lijst-soorten. Deze soortenrijkdom is veel 'waardevoller' dan die van sterk versnipperde bossen met weliswaar veel soorten, maar dan enkel algemene, niet sterk aan bos gebonden soorten.

5. De geografische ligging van de bosplots kan eveneens een invloed uitoefenen op de soortenrijkdom : sommige ecoregio's zijn immers opvallend rijker voor specifieke soortengroepen dan andere.
6. Het verhoogde aantal correlaties na opsplitsing van de globale dataset illustreert het belang van de aspecten bosgeschiedenis en standplaats. Bodemtype, en daarmee samengaand voedselrijkdom, evenals het historisch landgebruik en beheer hebben, zoals reeds eerder gesteld, een enorme invloed op de soortenrijkdom. Dit wordt ook bevestigd door De Bakker et al (2000a), die wijzen op het belang van de ontkoppeling van deze belangrijke factoren als voorwaarde voor een zinvolle interpretatie in faunistische studies. Zoals reeds eerder aangehaald zijn deze factoren niet via het beheer bij te sturen en daarom ook niet opgenomen in de index.

## 4.8 Conclusie

De bosstructuur laat toe bossen te onderscheiden met natuurlijke patronen en processen en geeft een indicatie van zones met een belangrijk potentieel voor hoge biodiversiteit, door de aanwezigheid van een zeer grote verscheidenheid aan habitatten (Dudley & Jeanrenaud, 1998).

Structuurparameters bewijzen echter niet noodzakelijk dat een bos ook effectief een hoge biodiversiteit heeft. Belangrijke invloeden uit het verleden (vormen van menselijk gebruik en verstoring,...) die nauwelijks uit de huidige structuur kunnen worden afgeleid, kunnen een uiterst significante invloed hebben op de effectieve soortenrijkdom. Ook factoren als fragmentatie, bosoppervlakte, bodem-, humus- en strooiseltype zullen een belangrijke invloed uitoefenen op de effectieve soortenrijkdom in een bos.

De mate waarin de potentiële rijkdom ook effectief wordt vertaald in een hoge effectieve soortenrijkdom, is niet via eenvoudige relaties te voorspellen en vereist meer gedetailleerde studies.

De tegenvallende resultaten bij de valorisatie van de ontwikkelde authenticiteitsindex a.d.h.v. de loopkever- en spinnendiversiteit vormen hiervan een duidelijke illustratie.

Dit betekent echter geenszins dat de index hiermee totaal nutteloos is geworden. Hij dient echter herleid tot zijn essentie : het is géén index van de effectief aanwezige soortenrijkdom, maar wel een goede barometer voor de evaluatie van het dagdagelijkse bosbeheer in functie van het aspect biodiversiteit. De parameters, waaruit de index werd samengesteld, werden immers in die optiek gekozen (d.i. belangrijke aspecten die eigen zijn aan natuurlijke bossen en gevoelig zijn voor beheermaatregelen).

Zo zullen belangrijke, voor de diversiteit nefaste beheeropties, zoals homogenisering, zich dadelijk weerspiegelen in een daling van de authenticiteitsindex. Anderzijds zullen beheermaatregelen als omvorming van homogene bestanden, verlengen van de omlooptijd, behoud van dood hout,... op middellange termijn positief inwerken op de authenticiteitsindex.

Door de ontwikkeling van de index af te stemmen op de data uit de bosinventarisatie wordt de praktische toepassing ervan onmiddellijk en zonder veel extra werk mogelijk. Na automatisering van de berekeningen, kan voor 1500 punten van de bosinventaris de index worden berekend en beschikt men over een basisdataset voor de monitoring van de inspanningen inzake bosbiodiversiteit op het niveau Vlaanderen.

Bij de tienjaarlijkse heropname van de bosinventaris kan immers ook automatisch een herberekening van de index gebeuren, wat de mogelijkheid geeft om trends van natuurgericht bosbeheer (dood hout, structuurrijkdom,...) op een objectieerbare manier te evalueren.

Verdere verfijningen zijn hierbij mogelijk : zo kan per bostype/bodentype de grootst mogelijke score worden bepaald gebaseerd op een aantal semi-natuurlijke bestanden, die dan als referentieniveau kunnen fungeren. Aangezien de bosinventarisatiedata gegeorefereerd zijn en digitale bodemkaarten bestaan kan deze oefening GIS-matig doorgevoerd worden. Verder kan ook een afzonderlijke evaluatie worden gedaan, waarbij bijvoorbeeld een onderscheid wordt gemaakt naar eigendomsstatuut (domeinbossen, privé-bossen,...) en beschermingsstatuut (reservaten). Ook wordt de mogelijkheid geboden om de vier aspecten van de index afzonderlijk te volgen en te evalueren.

Dat de ontwikkelde authenticiteitsindex ook op internationale waardering kan rekenen wordt geïllustreerd door het feit dat zowel Ferris & Humphrey (1999) als Solagro (1999) de methodiek van de Vlaamse authenticiteitsindex als voorbeeld aangeven van een performant indicatorsysteem op basis van gemakkelijk meetbare structurele en compositionele parameters.

# **5 Niveau 1 : basisindex : vereenvoudigde methodiek voor de evaluatie van de potentiële biodiversiteit in bossen**

## ***5.1 Inleiding***

De authenticiteitsindex, beschreven in hoofdstuk 4, gaat uit van een scoresysteem en een berekening voor een bosbestand op basis van proefvlakgegevens en vereist een vrij grondige kennis van vaatplanten en mossen. Deze methodiek combineert indirecte indicatoren (systeembenadering) met directe bepalingen van soortenrijkdom, in casu van vaatplanten en mossen (soortbenadering).

De hieronder ontwikkelde benadering voor de opname en monitoring van biodiversiteit situeert zich eveneens op de ruimtelijke schaal van het bosbestand, alleen zijn geen proefvlakken of een uitgebreide soortenkennis vereist. De methodiek is gebaseerd op louter structurele en compositionele kenmerken of indicatoren (systeembenadering).

De achterliggende gedachte bij deze benadering is dezelfde als die bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex in hoofdstuk 4, nl. hoe gevarieerder de bosstructuur en -samenstelling, hoe diverser ook de biologische rijkdom (cfr. 4.1).

De hier ontwikkelde methodologie is dan ook grotendeels een vereenvoudiging van de authenticiteitsindex (index niveau 2). De resultaten van de index liggen logischerwijze in dezelfde lijn.

Aangezien slechts een beperkte kennis van (boom)soorten vereist is en geen aanvullende metingen in proefvlakken noodzakelijk zijn (beperkte inspanning), biedt deze methode ruime toepassingsmogelijkheden voor (privé)bosbeheerders.



## **5.2 Ontwikkeling van een indicatorsysteem voor biodiversiteit op basis van bosstructuur en -samenstelling**

Habitatcomplexiteit en structuurheterogeniteit worden algemeen beschouwd als belangrijke indicatoren voor biodiversiteit (cfr. 4.5.3). De ontwikkeling van het hierna volgende indicatorsysteem voor biodiversiteit in bossen is hier dan ook op gebaseerd. Voor een globale en gedetailleerde argumentatie van dit concept wordt integraal verwezen naar Hoofdstuk 4.

De bepalende factor bij de ontwikkeling van het indicatorsysteem op niveau 1 is eenvoud en efficiëntie en dit met het oog op gebruiksvriendelijkheid voor elke bosbeheerder. Daarom werd een methode ontwikkeld die geen permanente proefvlakken, noch metingen of identificaties van soorten (behalve boomsoorten) vereist. Het uitgangspunt is een beschrijvende beoordeling van het bosbestand op basis van gemakkelijk visueel in te schatten kenmerken. Hoewel onderhevig aan subjectiviteit zijn deze kenmerken zo algemeen en grof opgevat, dat fouten geminimaliseerd worden. De kenmerken zijn van structurele en compositionele aard en worden tot een minimum beperkt. Aangezien het indicatorsysteem monitoring en evaluatie van het bosbeheer moet toelaten, werd gekozen voor veranderlijke parameters of indicatoren, die beïnvloedbaar zijn door het beheer. Hiermee wordt hetzelfde uitgangspunt overgenomen als bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex (cfr. Hoofdstuk 4). Zo heeft het weinig zin om bijvoorbeeld bronnetjes of beekjes, of belangrijke factoren als bosoppervlakte, historiek en bodemtype als indicator te gebruiken aangezien dit statische ecosysteemcomponenten zijn, die wel een grote invloed uitoefenen op de biodiversiteit van het geheel, maar normaal gezien niet of nauwelijks onderhevig zijn aan het gevoerde bosbeheer.

Het **biodiversiteitsindicatorsysteem op niveau 1** is opgebouwd rond een set van **indicatoren** en berust op een gestandaardiseerde berekening volgens een **scoresysteem** (Fig. 5.1). De maximale score bedraagt 91. De gewichten werden evenredig verdeeld zoals in niveau 2, zodat de beide indicatorsystemen perfect compatibel zijn.

### **5.2.1 Indicatoren van de bosstructuur**

De bosstructuur wordt geëvalueerd aan de hand van vier indicatoren en heeft een maximumscore van 20 (vergelijkbaar met niveau 2). De eerste maat voor de horizontale bosstructuur is de aanwezigheid van **openingen in het kronendak**. Gestuurd door microklimatologische condities (verhoogde lichtinval, rechtstreekse regenwaterdoorval, ...) zorgen gaten in het kronendak voor afwisseling in het ecosysteem en verhoogde overlevingsmogelijkheden voor specifieke organismen. Basisscore (bij gesloten kronendak of oppervlakte van de openingen minder dan 1/3) bedraagt hier 2. Een maximum score krijgen bestanden met een halfopen opperetage (1/3 tot 2/3 openingen). Een nog ijler bestand krijgt score 3. Het spreekt vanzelf dat kaalvlaktes hier score 0 krijgen.

Een tweede maat voor de horizontale bosstructuur is de **menging in de boomlaag**. Individueel gemengde bestanden worden hierbij het hoogst ingeschat; homogene bosbestanden het laagst.

Als maat voor de **verticale bosstructuur** wordt hier geopteerd voor de gelaagdheid of de **etageopbouw** van het bosbestand. Een meerlagige verticale bestandsopbouw wordt algemeen als positief factor beschouwd voor de diversiteit.

Een laatste belangrijke structuurparameter is de **leeftijdsstructuur** van het bestand. Hierbij worden een viertal, gemakkelijk op het terrein te identificeren types onderscheiden :

Jongwas-staakhout : jonge aanplantingen of natuurlijke verjongingen, sterke hoogtegroei, sterfte door stamtaalreductie

Jong-oud boomhout : na culminatie van de hoogtegroei tot aan de culminatie van de aanwas (het bestand is kaprijp) : voor de meeste bostypes betekent dit een leeftijd van het bestand tussen 50 en 100 tot 150 jaar.

Oud-aftakelend : dit zijn bestanden die meer dan kaprijp zijn : de aftakelingsfase treedt in : natuurlijke sterfte,...

Ongelijkjarig : bestanden waarbij deze verschillende fases in intieme menging door elkaar voorkomen (plenterstructuur).

De oude, aftakelende bestanden worden hierbij het hoogst ingeschat : het zijn immers niet alleen zeer zeldzame situaties in beheerde bossen, bovendien worden zij vaak als de belangrijkste sites voor het behoud van de diversiteit in bossen genoemd.

**Impact van exoten** : exoten hebben vaak een negatieve invloed op de totale soortenrijkdom in het bosbestand door hun vaak sterk dominante karakter en het feit dat er nauwelijks andere organismen aan gebonden zijn (zie ook niveau 2). In de index is de impact van deze exoten als volgt verwerkt : indien zij niet dominant voorkomen, wordt hun aanwezigheid als neutraal beoordeeld; indien zij de boom- of kruidlaag gaan domineren en daardoor de inheemse soorten sterk gaan hinderen in hun ontwikkeling, worden zij negatief geëvalueerd en worden telkens 3 punten afgetrokken. Hierbij gaan we er van uit dat de beheerder onderscheid kan maken tussen inheemse bomen (zie bijlage 1) en de belangrijkste uitheemse soorten (naaldhout, Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik).

## 5.2.2 *Indicatoren van de boomlaag*

Zoals reeds bij de index niveau 2 werd aangetoond, zal de **boomsoortenrijkdom** een rechtstreekse invloed hebben op de diversiteit. Bij de ontwikkeling van deze index gaan wij er van uit dat de beheerder in staat is de boomsoorten van elkaar te onderscheiden op basis van morfologische kenmerken, zonder ze noodzakelijk op soort te kunnen brengen (het principe van pseudo-species). Voor het inschatten van het aantal soorten dienen de soorten zelf dus niet gekend te zijn. De klassenindeling voor het **aantal boomsoorten** is een vereenvoudiging van niveau 2. Het aantal soorten wordt hier ingeschat voor het volledige bosbestand, waarbij struiklaag, boven- en nevenetage samen worden genomen. De kans dat daardoor meer soorten voorkomen is groter dan in een beperkte plot (zie niveau 2) Soortenrijke bestanden (>7 soorten) krijgen hier de maximumscore van 5.

**Dikke** (diameter tussen 40 en 80 cm) **en zeer dikke bomen** (diameter groter dan 80 cm) zijn van uitzonderlijk belang voor tal van organismen (zie ook 4.4.3) en worden daarom steeds vermeld als belangrijke indicatoren voor biodiversiteit. De aantallen uit Fig. 5.1 worden uitgedrukt per hectare en zijn gemiddelde schattingen voor het respectievelijke bosbestand. Dit is ook de reden waarom met grote klassenbreedtes wordt gewerkt.

Ongeacht hun aantallen is het feit dat zeer zware sortimenten voorkomen in het bestand reeds waardevol. Dit is de reden waarom de klasse met de laagste dichtheden reeds een hoge score bekommt. Het onderscheid tussen dikke en zeer dikke bomen, voor wat betreft de klassenindeling in aantallen per hectare, heeft te maken met de individuele groei ruimte van de bomen. Dit verschil bedraagt hier een factor 4. De groei ruimte van een boom met een diameter van 80 cm is immers ongeveer vier keer zo groot als van een boom met een diameter van 40 cm.

Een laatste belangrijke factor in de boomlaag is de **natuurlijke verjonging** : een soortenrijke, continue verjonging van het bestand biedt immers een belangrijke garantie voor de toekomstige ontwikkeling van een soortenrijk en structuurrijk bosbestand. Enkel inheemse soorten worden hier meegeteld; exoten gelden in de verjonging als neutraal : enkel wanneer zij doorgroeien en de struik- of boomlaag gaan domineren worden zij als problematisch beschouwd (zie indicatoren bosstructuur).

### 5.2.3 Indicatoren voor kruidenvegetatie

Bij de ontwikkeling van de indicatoren voor kruidlaag was een koppeling aan het niveau 2 problematisch : een correcte inschatting van het aantal soorten vaatplanten en hun zeldzaamheid (samen goed voor een maximumscore van 17) is niet mogelijk zonder een gedegen plantenkennis. Bij de ontwikkeling van de index niveau 1 gaan wij echter uit van eindgebruikers die niet over die plantenkennis beschikken. Wat betreft de **soortenrijkdom** kan een vereenvoudiging van de score voor het aantal soorten worden doorgevoerd. Opnieuw gaan wij uit van het principe van de pseudo-soorten : de waarnemer onderscheidt op basis van morfologische kenmerken, zoveel mogelijk verschillende pseudo-soorten. Deze ruwe benadering vereist derhalve een sterke vereenvoudiging van het aantal klassen (minder dan 5, meer dan 5 en meer dan 20). De categorie '**zeldzaamheid**' kan niet worden ingevuld zonder soortenkennis. Uit de resultaten voor deze factor voor de 56 faunaplots blijkt nu dat 33 van de 56 plots hier score 1 halen, 15 plots hebben score 2, slechts 6 plots halen score 3 en één plot score 5. Scores van 2 en meer worden hierbij enkel gehaald bij soortenrijke plots.

In niveau 1 worden soortenrijkdom en zeldzaamheid samen geëvalueerd via één score. Om consequent te zijn met de scores voor niveau 2, zijn de toegekende scores hier het gemiddelde voor de samengevoegde klassen, namelijk 1 resp. 4 en 8, met een correctie voor de factor zeldzaamheid, waardoor bij de respectievelijke klassen een score van 1, resp. 2 en 2 wordt opgeteld, resulterend in scores 0, 2, 6 en 10.

Ook voor het toekennen van een consequente score voor de **moslaag**, zonder de vereiste soortenkennis van niveau 2, wordt beroep gedaan op de resultaten voor de 56 faunaplots.

Voor het aantal mossen werden hier volgende scores gevonden : 33 plots met score 1, 18 plots met score 2 en 3 plots met score 3.

Vereenvoudigd betekent dit dat aanwezigheid van mossen op de bosbodem (onafgezien van het aantal soorten) hier een standardscore 2 meekrijgt.

Voor de **bodembedekking** door kruid- en moslaag wordt een vereenvoudiging van de klassen doorgevoerd tot 3, gemakkelijk op het terrein te onderscheiden, klassen.

Opgemerkt dient te worden dat de theoretische maximumscore voor deze deelfactor slechts 16 bedraagt en niet 25 zoals vooropgesteld. Dit is het rechtstreeks gevolg van de koppeling van niveau 1 aan de score-indeling van niveau 2. Deze situatie lijkt problematischer dan ze is : onderschattingen in niveau 1 (met discordanties t.o.v. niveau 2 tot gevolg) zullen slechts zeer uitzonderlijk voorkomen : scores boven de 16 zullen immers ook in niveau 2 slechts zeer zelden voorkomen (voor de 56 faunaplots was de maximumscore 13).

### 5.2.4 Indicatoren voor dood hout

Voor wat betreft het belang van dood hout als biodiversiteitsindicator in boscystemen wordt verwezen naar de bespreking bij niveau 2. In eerste instantie worden **staand en liggend dood hout** van elkaar onderscheiden. Beide vormen geven immers aanleiding tot verschillende microhabitaten waaraan specifieke organismen zijn gekoppeld. Aan beide elementen wordt, overeenkomstig niveau 2, een maximumscore van 15 toegekend.

Bij de indeling van de score ligt de nadruk op de **vormenrijkdom** en de aanwezigheid van **dikke tot zeer dikke sortimenten** staand en liggend dood hout. Deze hebben immers een grote, zeer specifieke invloed op de soortenrijkdom aan dood hout bewonende organismen.

Voor wat betreft de vormenrijkdom worden vier diameterklassen onderscheiden:

1.  $\emptyset < 20$  cm
2.  $20 \text{ cm} < \emptyset < 40$  cm
3.  $40 \text{ cm} < \emptyset < 80$  cm
4.  $\emptyset > 80$  cm

Indien zeer zware sortimenten voorkomen krijgt het bestand een zeer hoge score voor de dood hout-factor toegekend. Hierbij wordt er van uitgegaan dat, indien zeer zwaar dood hout voorkomt, ook alle kleinere sortimenten logischerwijze zullen voorkomen (al is het maar als takhout van de staande of liggende zware dode boom).

Het aspect hoeveelheid dood hout wordt op een eenvoudige wijze geëvalueerd : indien per ha meer dan 10 dode stammen voorkomen met een diameter van  $>40$  cm dan wordt een extra score van 3 punten toegekend. Dit komt overeen met een hoeveelheid dood hout van minstens  $15 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

Een bestand dat de maximumscore krijgt toegekend omvat minstens één staande en één liggende dode boom van meer dan 80 cm diameter en een totale hoeveelheid dood hout van minstens  $30 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

Het scoresysteem voor dood hout in niveau 1 is een stuk minder precies als in niveau 2, omdat wordt uitgegaan van visuele waarnemingen zonder proefvlak. Anderzijds wordt bij niveau 1 het totale bosbestand in beschouwing genomen, waardoor de problematische toevalsfactor uit niveau 2 wegvalt. We kunnen besluiten dat de ruwe schatting van de dood-hout factor via niveau 1 een juister beeld zal geven voor het gehele bestand, maar anderzijds minder gevoelig is voor subtiele veranderingen.

BOSSTRUCTUUR	Score	BOOMLAAG	Score	KRUID- EN STRUIKLAAG	Score	DOOD HOUT	Score
Maximale score :	20	Maximale score :	25	Maximale score :	16	Maximale score :	30
<u>Kronendak</u>		<u>Aantal boomsoorten</u>		<u>Soortenrijkdom</u>		<u>Staand dood hout</u>	
Gesloten	2	1-2	1	kruidlaag			
Openingen 1/3 tot 2/3	4	3-7	3	Geen kruidlaag	0	Niet aanwezig	0
Openingen > 2/3	3	> 7	5	Soortenarme kruidlaag	2	Max. diameter. 20 cm	2
				Soortenrijke kruidlaag	6	Max. diameter. 40 cm	5
<u>Aantal etages</u>		<u>Aantal zware bomen</u>		(>5 'soorten')		Max. diameter. 80 cm	8
1 etage	2	per ha (DBH 40-80 cm)		Zeer soortenrijke kr.	10	Max. diameter >80 cm	12
meerlagig (struiklaag of continu)	4	Geen	0	(>20 'soorten')			
		1-50	1			Indien grote	
		50-200	3	<u>bodembedekking door</u>		hoeveelheid zwaar	
<u>Menging boomlaag</u>		> 200	6	<u>Kruidlaag en mossen</u>		hout (>10 exemplaren	
Homogeen=1 soort 100%	1			1-25%	2	van >40 cm per ha)	+ 3
Beperkte bijmenging (max. 10%)	2	<u>Aantal zeer zware bomen per ha</u>		25-90 %	4		
Groepsgewijs	3	(DBH > 80 cm)		volledig	2		
Individueel	5	Geen	0	<u>Mossen op de bosbodem</u>		<u>Liggend dood hout</u>	
		1-50	6	Neen	0		
<u>Leeftijd-ontwikkeling</u>		> 50	10	Ja	2	Niet aanwezig	0
Jongwas-staakhout	2					Max. diameter. 20 cm	2
Jong / oud boomhout:		<u>Natuurlijke</u>				Max. diameter. 40 cm	5
Optimale fase-kaprijp	4	<u>verjonging van</u>			16	Max. diameter. 80 cm	8
Oud - aftakelend	7	<u>inheemse soorten</u>				Max. diameter >80 cm	12
Ongelijkjarig	5	Geen	0				
		1-5 soorten	2			Indien grote	
	20	> 5	4			hoeveelheid zwaar	
						hout (>10 exemplaren	
Impact aandeel exoten			25			van >40 cm per ha	+ 3
<u>In de boomlaag :</u>							
Niet dominant	0						
Dominant (N of G > 50%)	- 3						20
<u>In de struiklaag :</u>							
Niet dominant	0						
Dominant (> 50 % bedekkend)	- 3						

Fig. 5.1. Overzicht van de basisindex voor evaluatie van potentiële biodiversiteit (niveau 1 - systeembenadering)

## **5.3 Toetsing van de doelstelling aan de hand van testcases**

De ontwikkeling van de authenticiteitsindex (hoofdstuk 4) ging vooraf aan de ontwikkeling van het biodiversiteitsindicatorsysteem voor niveau 1 uit 3.2. Twee van de drie testcases van de authenticiteitsindex worden hier overgenomen. Gemakkelijkheidshalve wordt voor gedetailleerde beschrijvingen dan ook consequent verwezen naar hoofdstuk 4.

### **5.3.1 Doelstelling**

De hoofddoelstellingen uit niveau 2 blijven dezelfde, nl.

1. Toetsen of het diversiteitsindicatorsysteem (niveau 1) de verschillende Vlaamse bostypes en de variabiliteit in bossamenstelling en -structuur op een logische manier weerspiegelt (Testcase 1).
2. Toetsen of dit diversiteitsindicatorsysteem gevoelig genoeg is om veranderingen in deze bossamenstelling en -structuur op te sporen in het kader van monitoringsdoeleinden (Testcase 2).

Een derde doelstelling is nagaan in hoeverre beide niveaus (basisniveau en standaardniveau) op elkaar zijn afgestemd en derhalve vergelijkbare resultaten opleveren.

Hiervoor worden voor dezelfde testcases de rangschikkingen van de opnameplots vergeleken met de rangschikkingen bekomen met de authenticiteitsindex.

### **5.3.2 Testcase 1**

Testcase 1 werd gebaseerd op één van de twee in niveau 2 vermelde datasets, nl. de dataset met gegevens uit de bosbouwkundige en fytosociologische basisinventarisaties uit de bosreservaten (Van Den Meersschaut et al., 1996a,b,c; Vanmechelen et al., 1997a,b,c). Voor een beknopte bestandsbeschrijving en argumentatie voor de keuze van deze plots wordt verwezen naar hoofdstuk 4 in het algemeen en naar tabel 4.5 in het bijzonder. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de gegevens waarop de berekening is gebaseerd grotendeels afkomstig zijn uit een proefplot van 10 tot 20 are, en niet voor het volledige bosbestand gelden. De beschrijvende fiche die wel voor heel het bestand werd opgemaakt en ook in de inventaris is opgenomen, biedt evenwel de mogelijkheid om op de belangrijkste punten correcties door te voeren. De gegevens zijn daarom niet volledig correct maar wel indicatief voor het bestand en kunnen dan ook zo worden gebruikt als testcase. De bestanden werden daarom niet opnieuw bezocht voor een herevaluatie op basis van het totale bestand. De berekeningen zijn opgenomen in bijlage 5. Figuur 5.2 geeft de resultaten voor de berekening van de basisindex (niveau 1) en de authenticiteitsindex (niveau 2) voor de bestanden uit de bosreservaten. De bestanden zijn gerangschikt naar stijgende totaalscore (niveau 1 + niveau 2).

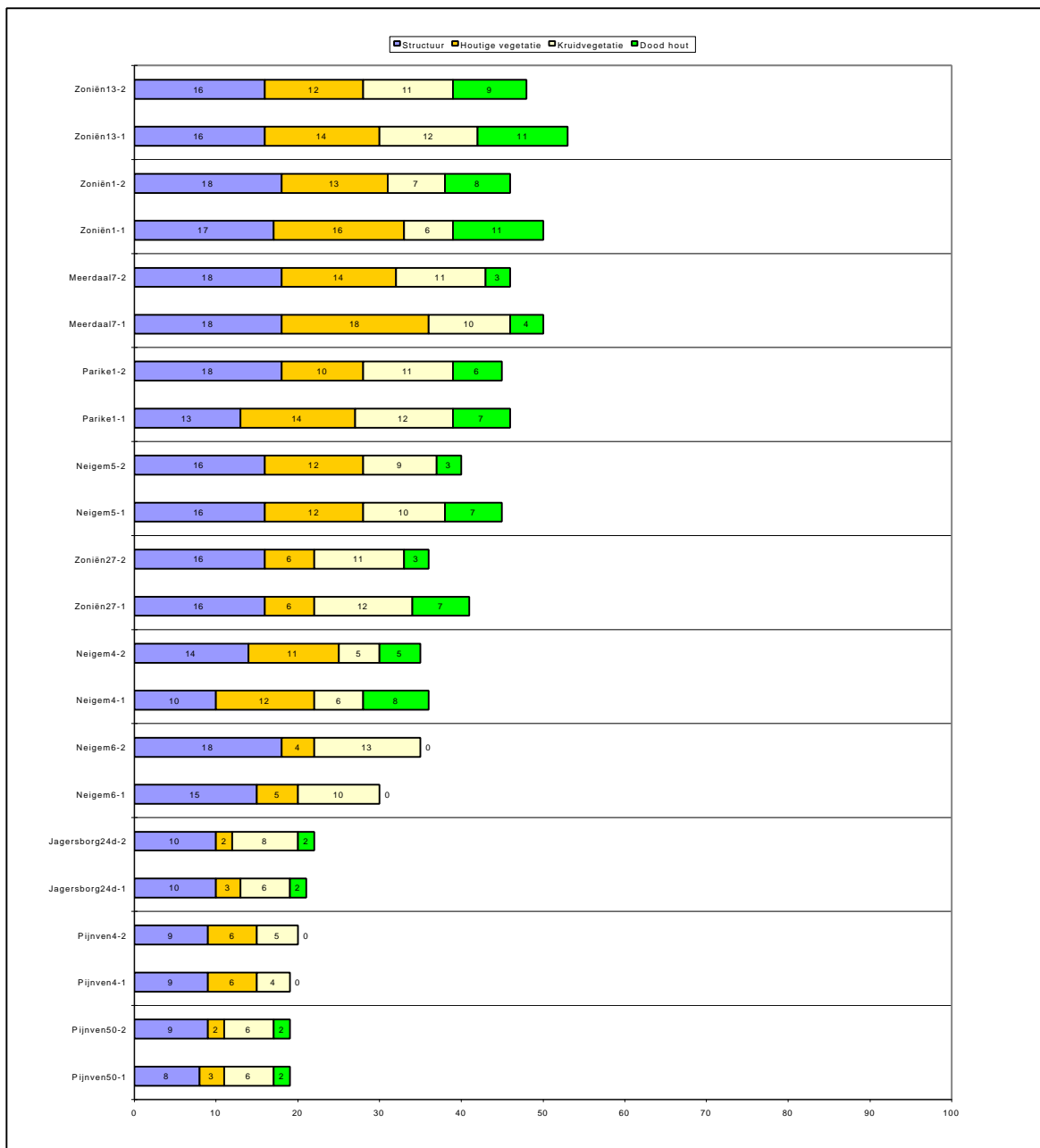


Fig. 5.2. Vergelijking berekening niveau 1 (vb. Pijnven50-1) en niveau 2 (vb. Pijnven50-2) voor de bestanden uit de bosreservaten

Uit figuur 5.2 blijkt dat de eindscore en de scores voor de deelindexen sterk overeenkomen tussen de authenticiteitsindex en de basisindex. De score voor niveau 1 verschilt maximaal 5 punten met de scores voor niveau 2. Hieruit kan worden besloten dat de index niveau 1 inderdaad vrij consequent is met de index niveau 2, wat één van de hoofddoelstellingen was. Ook de resultaten van de deelindexen liggen in dezelfde lijn.

Ook voor de andere twee doelstellingen is het resultaat bevredigend : **Aangezien de scores zeer gelijklopend zijn worden de bestanden ook vrijwel in dezelfde volgorde gerangschikt als in niveau 2.**

Het verschil tussen het bestand met de hoogste en de laagste score bedraagt zowat 35 punten, waardoor genoeg ruimte gecreëerd wordt voor een zinvolle opsplitsing van bestanden naar hun diversiteitsstatus.

### 5.3.3 Testcase 2

Testcase 2 werd integraal gebaseerd op de in 4.6.3 vermelde dataset, nl. de dataset met gegevens uit de basisinventarisaties voor het bosreservaat Koeimook in Postel (Viane et al 1997). Voor een beknopte bestandsbeschrijving en argumentatie voor de keuze van dit bosreservaat wordt verwezen naar 4.6.3 in het algemeen en naar tabel 4.7 in het bijzonder. Dezelfde randbemerking als in 5.3.2 geldt ook hier.

De scores en de berekening op basis van het biodiversiteitsindicatorsysteem voor de bestanden uit het bosreservaat Koeimook worden gedetailleerd weergegeven in bijlage 6.

Figuur 5.3 geeft de resultaten voor de berekening van de basisindex (niveau 1) en de authenticiteitsindex (niveau 2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook in Postel.



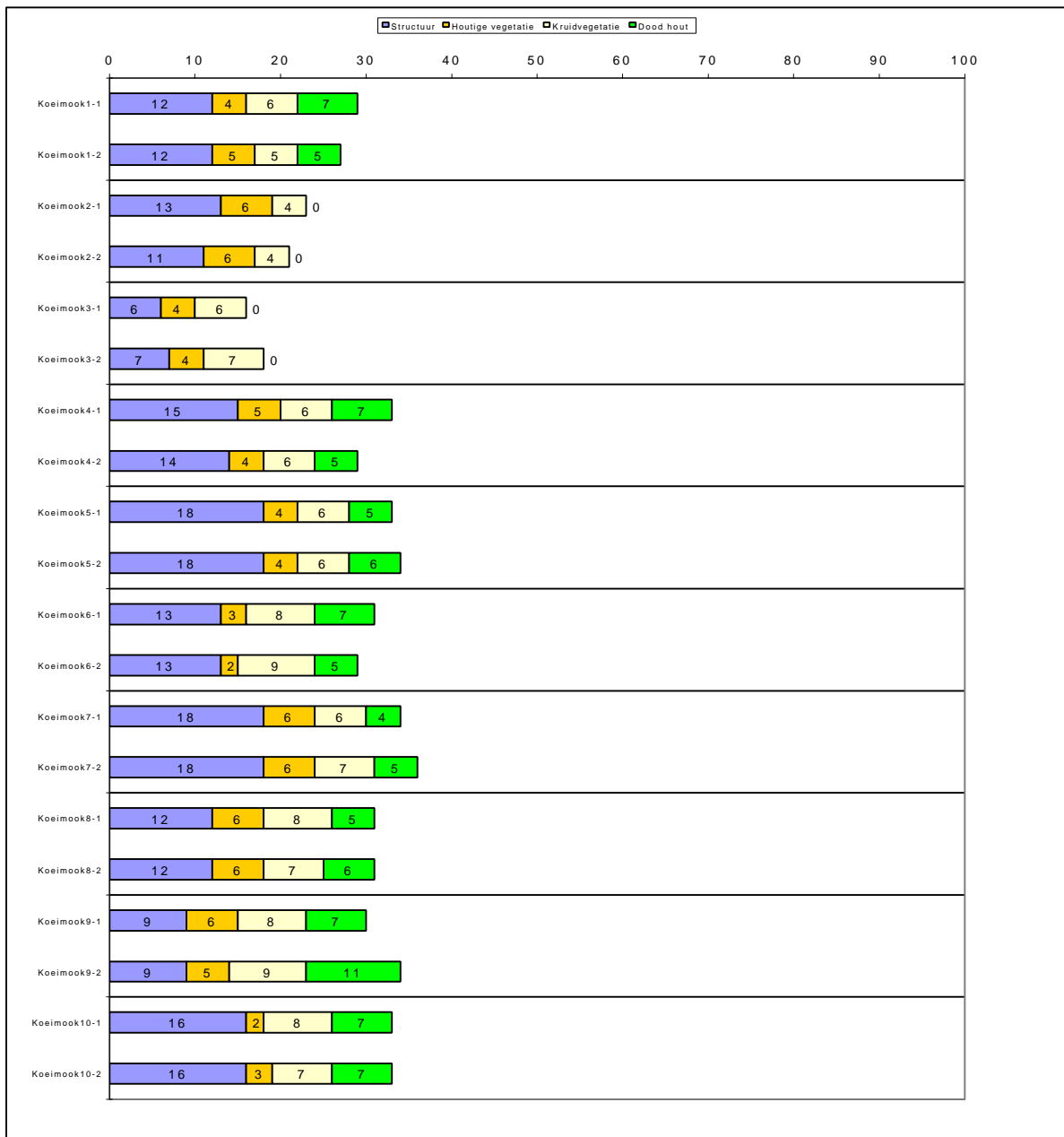


Fig. 5.3. Vergelijking van de berekening niveau 1 (vb. Koeimooik10-1) en niveau 2 (vb. Koeimooik10-2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook in Postel

Net als bij casestudy 1 kunnen we besluiten dat de scores voor beide indexsystemen volledig in dezelfde lijn liggen, zelfs voor de deelindexen. Ook hier liggen de scores telkens zeer dicht bijeen : het verschil bedraagt maximaal 4 punten. De onderlinge volgorde wordt evenwel grondig dooreengegoid; dit heeft echter alles te maken met het feit dat de eindscores voor de zeven best scorende bestanden dicht bij elkaar liggen. Deze bestanden zijn ook in werkelijkheid naar structuurrijkdom aan mekaar gewaagd.

Belangrijker is dat **de opvallend structuurarmere bestanden effectief ook nu laag scoren en in dezelfde logische volgorde worden weergegeven**. Daar is, naar structuurdiversiteit, ook nog grote verbetering mogelijk.

De verschillen tussen de laagste en de hoogste score zijn ook hier voldoende groot om veranderingen voldoende duidelijk te vertalen in een veranderende score. Met andere woorden : **de gevoeligheid van het systeem is groot genoeg om gebruikt te worden voor monitoringsdoeleinden**.

## **5.4 Conclusie**

Het hier ontwikkelde basisindicatorsysteem voor de bepaling van diversiteit in bossen is gebaseerd op een louter systeembenadering, waarbij enkel gebruik gemaakt wordt van eenvoudig in te schatten structurele en compositionele bestandsparameters, zonder het gebruik van proefvlakken en zonder dat een uitgebreide soortenkennis vereist is.

Het systeem slaagt erin de verschillende bostypes met hun verschil in bosstructuur en samenstelling op dezelfde logische wijze te weerspiegelen als bij niveau 1. Bovendien blijkt het systeem gevoelig genoeg om verschillen in structuurrijkdom op een duidelijke wijze te weerspiegelen. Niettemin dient toegegeven dat de zeer brede klassenindelingen, die aan de basis liggen van de score, het onmogelijk maken om subtiele wijzigingen te vertalen in een gewijzigde score. De mogelijkheden van deze index als tool om veranderingen te detecteren (en aldus als monitoringstool te worden gebruikt) zijn dus eerder beperkt. Hier biedt de authenticiteitsindex (niveau 2) meer mogelijkheden. Waar deze index wel zijn nut kan bewijzen is als 'checklist' van belangrijke structuurkenmerken voor de biodiversiteit : door het toekennen van een score aan alle belangrijke deelaspecten van de structurele diversiteit wordt de beheerder direct geconfronteerd met de sterke en zwakke punten voor de bosbestanden die hij beheert, en zal al doende hiervoor de nodige aandacht verkrijgen. Het vormt aldus een handig instrument voor de bosbeheerder voor de evaluatie van het gevoerde beheer inzake behoud en bevordering van de biodiversiteit.

# 6 Niveau 3 : Gestandaardiseerde methodiek voor rechtstreekse bepaling van de soortenrijkdom van geselecteerde soortengroepen

## 6.1 Inleiding

Een laatste benadering voor het bepalen van de biodiversiteit in boscystemen gaat uit van een rechtstreekse bepaling van de soortenrijkdom door het, op een gestandaardiseerde wijze, inventariseren van soorten.

In 4.1 werd reeds aangehaald dat een dergelijke benadering fundamentele problemen met zich brengt, indien men een absolute beoordeling van de soortenrijkdom nastreeft. Het is immers praktisch onmogelijk de totale diversiteit aan organismen stuk voor stuk op te meten.

### 6.1.1 Indicatorsoortenbenadering

Een zeer aantrekkelijk alternatief, althans theoretisch, is het gebruik van indicatorsoorten(groepen). Dit houdt in dat één of meerdere soorten(groepen) indicatief of representatief zouden zijn voor de volledige biodiversiteit van een (bos)ecosysteem (Noss, 1998).

Hierbij worden vijf categorieën van soorten onderscheiden in het kader van natuurbehoud en intensieve monitoring (Noss, 1990) :

- ecologische indicatoren : soorten die het effect van bepaalde perturbaties signaleren en als vertegenwoordigers optreden voor andere soorten met gelijkaardige habitatvereisten,
- sleutel- of hoeksteensoorten (keystone species) : soorten met een cruciale functie of werking in een ecosysteem, waarmee veel andere soorten een functionele relatie onderhouden; soorten die determinerend zijn voor het voortbestaan van het ecosysteem zelf (bv. boomsoorten in een boscysteem),
- paraplusoorten (umbrella species) : soorten met hoge habitatvereisten (bv. grote areaalvereisten), waarvan de bescherming automatisch ook de bescherming van zeer veel andere soorten garandeert (bv. wolven en bruine beren),
- vlaggeschip soorten (flagship species) : populaire, charismatische soorten, die kunnen ingezet worden als symbool voor belangrijke en grootschalige beschermingsprogramma's (bv. panda's),
- kwetsbare soorten (vulnerables): zeldzame of genetisch verarmde of weinig vruchtbare of sterk bejaagde soorten of soorten met zeer variabele populatiedichtheden of bijna uitgestorven soorten in antropogene landschappen,...

Opvallend is dat het concept van dergelijke indicatoren nauwelijks wetenschappelijk werd onderzocht of getoetst (Simberloff, 1998). Met andere woorden ook deze benaderingen berusten grotendeels op intuïtie en blijven daardoor speculatief.

Enkele redenen worden opgesomd in 4.1. Eén van die redenen situeert zich op het niveau van het principe van een indicator zelf, nl. dat hij significant gecorreleerd is met de diversiteit van andere taxa.

Dit veronderstelt een grondige kennis van deze correlaties. Het gebruik van indicatoren voor bosbiodiversiteit wordt echter geconfronteerd met een algemeen gebrek aan deze kennis (EWGRB, 1997; McKenney et al., 1994). De onderliggende ecologische mechanismen, zoals de processen die zich in het ecosysteem afspelen en de relatieve functies van de organismen erin, blijven grotendeels onbekend (Innes et al., 1998).

Bestaand onderzoek over dit onderwerp suggereert bovendien dat het gebruik van enkele soorten of de soortendiversiteit van één of een combinatie aan taxa geen betrouwbare indicatie oplevert over de soortendiversiteit van de meeste andere taxa (Jonsson, 1998; Nilsson et al., 1995; Oliver & Beattie, 1996; Prendergast et al., 1993; Saetersdal et al., 1993; Williams & Gaston, 1994). Ook de resultaten van het eigen onderzoek in 4.7.3 staven dit.

Ook Van Dyck et al (1999) wijzen hierop in het kader van de ontwikkeling van een monitoringssysteem voor het evalueren van het terreinbeheer in natuurreserveaten. Volgens hen krijgen soorten vaak het etiket van indicator opgeplakt zonder een precieze invulling van deze term. Het beheer wordt afgestemd op één of hooguit enkele soorten met het oog op de bescherming van één of meerdere habitatten. De aanwezigheid van de indicatorsoort wijst op specifieke milieuomstandigheden (ecologische indicatoren), of hangt samen met de aanwezigheid van vele andere soorten (paraplusorten).

Als alternatief voor de 'indicatormethode' wordt tegenwoordig teruggevallen op multisoortenmonitoring (Lambeck, 1997; Van Dyck et al., 1999).

## **6.1.2 Multisoortenmonitoring**

Onder multisoortenmonitoring wordt verstaan 'het monitoren van taxonomisch verschillende soortengroepen'. Doordat de soortengroepen zelf, maar ook hun componenten (= individuele soorten), variabele eisen stellen, kan volgens De Blust et al. (1999), door monitoring van hun totaliteit informatie bekomen worden over de heersende en veranderende habitat- en omgevingskwaliteit. Volgens Van Dyck et al. (1999) biedt het opstarten van dergelijke multisoortenmonitoring goede perspectieven voor een kritische evaluatie van de toestand van de natuur.

## **6.1.3 Multisoortenmonitoring in bossen**

### **6.1.3.1 Doelstelling**

In niveau 3 van dit project (soortbenadering) wordt getracht om een gestandaardiseerde methodiek te formuleren om op herhaalbare wijze de actuele soortenrijkdom van een aantal geselecteerde soortengroepen voor een welbepaald bos(bestand) te bepalen.

Toepassingsdomein :

Deze methodiek voor multisoortenmonitoring is zeer arbeidsintensief en derhalve niet bedoeld voor een algemene toepassing op het niveau van het Vlaamse Gewest, maar focust op specifieke bosgebieden die op een intensieve manier worden bemonsterd (integrale en gerichte bosreservaten, natuurreserveaten en specifieke casestudies in pilootbossen in het kader van onderzoeksprojecten).

De selectie van de soortengroepen gebeurt aan de hand van een aantal criteria, die geënt werden op de Vlaamse situatie.

Hierna volgen een aantal selectiecriteria, die van belang zijn bij de keuze van de soortengroepen (Albrecht, 1990; Dorow et al., 1992; Rauh, 1993; Trautner, 1992).

### **6.1.3.2 Ecologische keuzecriteria :**

1. ecosysteemrelevantie : de soortengroepen moeten algemeen en abundant vertegenwoordigd zijn in boscystemen, en zijn karakteristiek voor boscystemen en hun structuuraanbod. Bovendien omvatten de groepen samen een hoge taxonomische en ecologische diversiteit, waarbij alle compartimenten van het boscysteem (bodem-, strooisel-, kruid-, struik- en boomlaag) worden omvat door minstens één van de geselecteerde groepen. Volgens De Blust et al. (1999) is het aangewezen om groepen te volgen, die zoveel mogelijk functionele kenmerken en trofische niveaus omvatten en model kunnen staan voor verschillend habitatgebruik en verschillen in habitattype en -kwaliteit.
2. areaalgrootte : de geselecteerde groepen hebben een areaalgrootte die overeen komt met het onderzochte gebied : binnen het onderzochte gebied kunnen leefbare populaties voorkomen
3. natuurlijke populatiwijzigingen : de soortengroepen zijn gevoelig voor veranderingen in het ecosysteem : aangezien de resultaten bedoeld zijn voor monitoringsdoeleinden moeten ecosysteemveranderingen een invloed hebben op populatiegroottes en soortensamenstelling van de geselecteerde

groepen. Deze populaties mogen anderzijds niet al te sterk door toevalsfactoren en niet-ecosysteemgebonden factoren (zoals soorten met cyclische of onregelmatige populatie-explosies)

### **6.1.3.3 Methodologische criteria**

1. bestaande kennis : enkel die soortengroepen komen in aanmerking waarvan voldoende kennis bestaat omtrent:

- determinatie (gidsen en professionele expertise),
- verspreiding en zeldzaamheid (atlas, Rode Lijsten,...),
- autecologie.

2. praktische aspecten betreffende de bemonstering :

- de gestandaardiseerde bemonstering moet qua menselijke inzet haalbaar zijn,
- er moet een bemonsteringsmethodiek mogelijk zijn, die vergelijkbare resultaten oplevert; deze methodiek moet toelaten om op een gestandaardiseerde manier soortensamenstelling, dichtheid en dominantiestructuur van de soortengroep te registreren,
- de bemonstering zelf mag geen wijzigingen of beschadigingen aan het ecosysteem teweegbrengen, ook de populaties van de bemonsterde organismen mogen er niet significant door verstoord worden.

3. praktische aspecten van de determinatie :

Determinaties moeten mogelijk zijn mits beperkte inzet van financiële en menselijke middelen. De determinatie van bepaalde diergroepen of individuele soorten vereist vaak omslachtige en tijdrovende technieken (bv. geslachtspreparaties bij zeer kleine individuen, microscopie e.d.) De geselecteerde groepen omvatten soortengroepen die zo weinig mogelijk gebruik maken van dergelijke technieken en een beperkte kans op foute determinatie hebben.

De grootste flessenhals bij de selectie van soortengroepen is de bestaande ecologische kennis. Deze is op professionele basis beperkt tot een aantal specifieke groepen. Op amateursniveau is het aantal bestudeerde groepen waarschijnlijk uitgebreider, maar hierop op professionele (contractuele) basis beroep doen, is niet zonder risico, daar de tijd voor determinatie noodgedwongen beperkt blijft tot vrijetijdsbesteding en de betrouwbaarheid van de determinaties niet altijd gegarandeerd is.

Voor vele groepen is de bestaande kennis sterk verouderd en naar verspreidingsgegevens toe bovendien vol hiaten. Zo is het algemeen gekend dat voor bepaalde diergroepen slechts lokale gegevens beschikbaar zijn, die ruimtelijk geconcentreerd liggen in het werkgebied van de onderzoekers. Tenslotte dient vastgesteld dat zelfs van de beter onderzochte groepen de kennis van de autecologie van de individuele soorten vaak beperkt is.

Op basis van deze selectiecriteria werden voor de Vlaamse bossen een aantal soortengroepen weerhouden en hieronder besproken. Deze worden gevolgd door een bespreking van een aantal specifieke bemonsteringstechnieken. Tenslotte worden een aantal standaardproefopstellingen voorgesteld.

Voor iedere diergroep (of cluster van groepen) bestaan immers specifieke vangstechnieken en/of observatiemethodes. Hierover bestaat uitgebreide literatuur (o.a. Dorow et al., 1992; Hilt, 1992; Köhler, 1996; Økland, 1995; Rauh, 1993; Trautner, 1992).

In de volgende beschrijving worden enkel de principes kort besproken. Voor verdere details wordt verwezen naar de respectievelijke literatuur.

## **6.2 Geselecteerde soortengroepen die kunnen worden opgenomen in een multisoortenmonitoring in bossen**

### **6.2.1 Inleiding**

In de buitenlandse literatuur worden een aantal soortengroepen vooropgesteld om te worden opgenomen in gestandaardiseerde monitoringsprogramma's, die voldoen aan bovengestelde criteria.

In Trautner (1992) worden een groot aantal groepen opgesomd waarvoor gestandaardiseerde bemonsteringen kunnen gebeuren en worden deze methodieken ook beschreven. Het betreft :

- Kleine zoogdieren
- Vogels
- Amfibieën en reptielen
- Vissen en macrozoöbenthos
- Weekdieren en slakken
- Libellen
- Spinnen
- Bodemkevers en loopkevers
- Xylobionte kevers
- Mieren
- Sprinkhanen
- Bijen
- Nachtvlinders en dagvlinders

Een aantal van deze organismengroepen zijn voor het bestuderen van bossen niet relevant of minder belangrijk (zie verder).

Door Dorow et al. (1992) wordt een overzicht gegeven van alle organismengroepen die in bossen kunnen voorkomen en wordt tegelijk aangegeven welke hun rol is in het ecosysteem en via welke methodes ze kunnen worden bemonsterd.

Bij de faunabemonstering van de bosreservaten in Hessen worden deze aanbevelingen in de praktijk gebracht : volgende groepen worden concreet bemonsterd (Flechtner et al, 1999):

- Regenwormen
- Spinnen en hooiwagens
- Wantsen, cicaden en Sternorrhyncha
- Aculeata (roofwespen)
- Mecoptera
- Dag- en nachtvlinders

Er wordt gebruik gemaakt van bodemvallen, stameklektoren, venstervallen, kleurvallen (wit, geel en blauw) en tenteklektoren.

Door Albrecht (1990) en Rauh (1993) worden volgende groepen weerhouden om te worden gemonitord in de bosreservaten in Bayern.

- Vogels (meer specifiek uilen, zangvogels, spechten, duiven en ruigpoothoenders)
- Loopkevers
- Xylobionte kevers
- Mieren
- Slakken
- Regenwormen
- Vleermuizen
- Dag- en nachtvlinders
- Hooiwagens (Opiliones)
- Kleine zoogdieren

Volgens Rauh volstaan deze groepen om alle trofische en ruimtelijke niveaus van het boscysteem te vertegenwoordigen en aldus het bos te karakteriseren.

In wat volgt worden, op basis van de buitenlandse voorbeelden en de vooropgestelde criteria, een aantal soortengroepen geselecteerd die voor een gestandaardiseerde monitoring in bossen in aanmerking komen.

## 6.2.2 Vaatplanten

Deze groep werd ook opgenomen in de authenticiteitsindex. Voor de argumentatie van de keuze van vaatplanten als indicatoren voor diversiteit van andere soortengroepen wordt dan ook verwezen naar 4.4.3 en 4.4.4.

De bestaande kennis van deze groep, zowel naar determinatie, ecologie, verspreiding,... overstijgt die van alle andere groepen. Verschillende instellingen kunnen bovendien professionele expertise aanbieden.

Voor de monitoring van vaatplanten bestaan algemeen gebruikte en aanvaarde methodieken, die gebruik maken van permanente of semi-permanente kwadraten (PQ's), waarbinnen de kruidvegetatie wordt bemonsterd.

Bij bossen is het uiteraard belangrijk dat niet alleen naar de kruidlaag wordt gekeken, maar ook de boom- en struiklaag wordt bemonsterd (iets wat bij klassieke vegetatieopnames wel eens wordt vergeten). De registratie van aanwezige soorten binnen de geselecteerde proefvlakken kan zowel gebeuren via presentie/absentie als via inschatting van de bedekkingsgraad gebruik makende van de schaal van Londo of Braun-Blanquet.

Dichtheden, oppervlaktes en vorm van de proefvlakken kunnen uiterst verscheiden zijn, al naargelang de specifieke doelstelling van de monitoring.

Bij bosopnames zijn evenwel twee basisprincipes belangrijk :

- bij opname van de boomlaag via steekproefcirkels moet de cirkelgrootte dusdanig gekozen worden dat minstens 25 bomen binnen het proefvlak liggen,
- kruidvegetatieopnames in bossen moeten minstens 100 tot 500 m<sup>2</sup> groot zijn en moeten ook de bedekking van de soorten in boom- en struiklaag omvatten.

## 6.2.3 Mossen

Naast de vaatplanten vormen in bossen ook de mossen een zeer belangrijk deel van de vegetatie, die bij de monitoring moet worden behandeld. Het betreft immers een soortengroep die een belangrijke schakel vormt in de functionering van het boscysteem en bevat een aantal belangrijke ecologische indicatorsoorten.

Bovendien is de bemonstering weinig arbeidsintensief en kan deze worden geïncorporeerd in de opname van de vegetatie. De determinatie is echter minder evident als bij de vaatplanten en soms is het maken van microscopische preparaten (coupes) noodzakelijk.

Ook deze soortengroep is goed gekend, zowel naar determinatie als verspreiding en ecologie. Bovendien kunnen verschillende instellingen professionele expertise aanbieden (o.a. de Nationale Plantentuin van België in Meise).

Bij de ontwikkeling van de authenticiteitsindex (niveau 2) werden noodgedwongen enkel de mossen op de bosbodem in overweging genomen (gezien enkel deze in de opnamemethodiek waren opgenomen). Bij een gedetailleerde monitoring is het noodzakelijk dat alle mossen worden geregistreerd, dus inclusief de epifytische mossen op stronken, boomvoeten, dood hout, takken,...

## 6.2.4 Zwammen

Zwammen vormen een zeer belangrijke groep bij de monitoring van bossen. Eerst en vooral spelen zij een uiterst belangrijke rol bij het functioneren van het ecosysteem via mycorrhizavorming, afbraakprocessen,... Daarnaast omvatten zij een groot aantal indicatorsoorten voor specifieke ecologische omstandigheden, evenals een aantal aanwijzingen voor het goed functioneren van het boscysteem (verhouding mycorrhizavormers - saprofieten - parasieten).

De soortenkennis in Vlaanderen is vrij goed en ook van de verspreiding en ecologie van de meeste soorten bestaat een vrij gedetailleerd beeld. Er bestaat geen rode lijst van alle soortengroepen in Vlaanderen, maar wel van een aantal geselecteerde groepen van Macrofungi (Walley & Verbeken, 1999).

De monitoring van deze soortengroep is meer problematisch dan voorgaande en wel om volgende redenen :

- sommige soorten fructificeren niet elk jaar waardoor een meerjarige bemonstering noodzakelijk is om een totaalbeeld te verkrijgen van de soortensamenstelling,
- determinatie is minder evident gezien de zeer grote soortenrijkdom; professionele specialisten zijn evenwel beschikbaar (Nationale Plantentuin Meise, Universiteit Gent,...).

## 6.2.5 Zoogdieren

Zoogdieren vormen een zeer goed bestudeerde groep, waarbij de soortenkennis, ecologie en verspreiding goed gekend is (Criel et al., 1994; Onkelinckx, 1997). Bovendien zijn het soorten die over het algemeen zeer sterk gebonden zijn aan belangrijke functionele parameters in het bos zoals connectiviteit, bosoppervlakte, bosstructuur, ... (Albrecht, 1990; Müller-Stiess, 1992). Anderzijds hebben zoogdieren ook een zeer belangrijke invloed op de ontwikkeling van bossen : deze groep omvat zowel toppredatoren als grote en kleine herbivoren die vaak een zeer belangrijke sturende invloed hebben op het verjongingsproces in bossen, zowel naar soortensamenstelling als naar overlevingskansen van zaailingen en zaden.

Deze groep voldoet dan ook ten volle aan alle ecologische keuzecriteria en kennisvereisten voor indicatorgroepen.

Een volledige zoogdiereninventaris in bossen is echter uiterst arbeidsintensief en moeilijk : het betreft over het algemeen zeer schuwe, vaak nachttactieve dieren. Een aantal specifieke technieken bestaan evenwel voor een gestandaardiseerde inventarisatie van vleermuizen, kleine boombewonende en bodembewonende zoogdieren (resp. slaapmuizen en muizen, woelmuizen en spitsmuizen). Deze worden in het volgende hoofdstuk kort besproken.

## 6.2.6 Vogels

De soortensamenstelling en dichtheid van broedvogelpopulaties zijn sterk gerelateerd met de bosstructuur en -samenstelling, waardoor ze zeer geschikt zijn als indicatoren voor biodiversiteit in bossen (Ferris & Humphrey, 1999; Hekhuis et al., 1994).

Vogels bevinden zich bovenaan de voedselpiramide van het bos en illustreren de relatie tussen bosstructuur en fauna-elementen op een ideale wijze (Fuller, 1995). Bovendien zijn zij bijzonder mobiel, zodat zij vrij snel kunnen reageren op veranderingen in hun habitat. De aangetroffen vogelgemeenschap kan dan ook in zekere zin een bepaald 'bostype' gaan vertegenwoordigen (Van Den Berge, 1994): vogels reageren niet alleen op globale verschillen inzake fysionomie van de vegetatie (bos-grasland-heide), maar ook op types, ontwikkelingsstadia en dimensies (oppervlakte). Op die manier kunnen vogels als een goede graadmeter inzake biodiversiteit optreden. Diverse buitenlandse studies ondersteunen deze stelling. Uit onderzoek op wereldschaal blijkt immers dat broedvogels een heel goed beeld van de biodiversiteit in de diverse habitattypes en ecoregio's schetsen (o.m. Bibby et al., 1992; Collar & Stuart, 1988).

Door hun bruikbare indicatorfunctie kunnen vogels derhalve in belangrijke mate basisinformatie leveren bij de monitoring van bossen (Van Berkel, 1983).

Uit de literatuur blijkt bovendien dat de broedvogelpopulatie in eerste instantie door structuurkenmerken wordt beïnvloed en op korte termijn een uitgesproken respons vertoont op veranderingen in de bosstructuur. Precies omwille van de hierboven vermelde eigenschappen van de avifauna, kan door de broedvogelmonitoring reeds een zeker beeld van de evoluties inzake biodiversiteit in de bossen geschetst worden. Een belangrijk aspect hierbij is het opvolgen van de populaties van vogelsoorten die als indicatoren van goed ontwikkelde bosecosystemen kunnen beschouwd worden.

Een bijkomend argument dat voor de monitoring van de avifauna pleit, is het gegeven dat broedvogels tevens van een ruimere landschapsschaal afhankelijk zijn. Diverse vogelsoorten worden immers zowel door de structuurkenmerken in de nabije omgeving van de broedplaats beïnvloed, als door de kenmerken van het omgevend landschap (o.m. complexiteit van het landschap, open of geslotenheid van het landschap en structuurkenmerken van de omliggende bosfragmenten).

Het is een populaire en zeer goed bestudeerde groep. Ze zijn relatief eenvoudig en op een gestandaardiseerde manier te bemonsteren. Professionele expertise kan door verschillende instellingen verzekerd worden.



## 6.2.7 Ongewervelden

### 6.2.7.1 Onderzoek van bossen door middel van invertebraten

Invertebraten vormen de belangrijkste component in de soortendiversiteit van bossen (en andere ecosystemen). Volgens Albrecht (1990) kan een bos tussen de 5000 en 7000 soorten omvatten, waar de invertebraten meer dan 3/4 van uitmaken. Bij inventarisaties van invertebraten is echter niet alleen de absolute soortenrijkdom van belang, ook de kwalitatieve aspecten zijn uiterst belangrijk. Om tot een goed begrip te komen van kwaliteit aan de hand van indicatorsoorten behorende tot een bepaalde diergroep, is een grondige kennis noodzakelijk van de levensstrategieën en biologie van elke soort of functionele groep van soorten (dispersiestrategieën, reproductietypes, populatie-ecologie, populatiegenetica,...) en de zeldzaamheid.

Zo stelde Desender (mond. med.) vast dat de soortenrijkdom aan loopkevers in het Zoniënwoud zeer beperkt was, maar van uitzonderlijke kwaliteit : het betrof bijna uitsluitend zeldzame, zeer gespecialiseerde soorten van ongestoorde bossen.

Daarom dienen taxa geselecteerd te worden waarvan reeds voldoende ecologische gegevens bekend zijn omtrent voorkomen, ecologie en specifieke habitatpreferenties en waarvan bij voorkeur tevens ook een Rode Lijst beschikbaar is.

Verschillende groepen van terrestrische ongewervelden voldoen aan deze voorwaarden en zijn dan ook bijzonder geschikt om een habitat te evalueren. Dit komt ondermeer door hun hoge soortenrijkdom en hun specifieke reacties op een grote range van omgevingsvariabelen (inclusief bodemtype en -vochtigheid, vegetatiestructuur en biomassa, lichtcondities,...). Sanderson et al. (1995) wees reeds op de belangrijke rol van vegetatiesamenstelling en bodemcondities op de aanwezigheid van een grote range van invertebrate taxa.

### 6.2.7.2 Loopkevers (Carabidae)

*(beschrijving gebaseerd op De Bakker et al., 2000a & b)*

Zandloop- en loopkevers behoren tot de meest populaire, soortenrijke en best bestudeerde ongewervelden, ook in Vlaanderen. Wereldwijd zijn er naar schatting niet minder dan 50.000 soorten beschreven. Niettegenstaande dit reusachtige aantal, worden loopkevers gekenmerkt door een doorgaans gelijkaardig bouwplan. Opvallende morfologische aanpassingen zijn slechts beperkt opgetreden in de loop van hun evolutie. Ondanks deze schijnbare beperking vinden we loopkevers in vrijwel alle terrestrische ecosystemen. De speciale eisen die ze vaak stellen aan hun habitat lijken vooral een weerspiegeling van ecofysiologische aanpassingen. Vooral microklimatologische factoren - bepaald door reliëf, bodem en vegetatiestructuur, eerder dan door de exacte soortensamenstelling van het plantendek - zouden als signalen dienen bij de habitatkeuze. Loopkevers zijn dan ook vaak geschikte ecologische indicatoren omdat ze tevens op een gestandaardiseerde manier kunnen bemonsterd worden door middel van bodemvallen (zie verder).

De meeste loopkevers zijn predatoren, hoewel er ook een aantal zich met aas, planten of zaden voeden. Ze verplaatsen zich bij voorkeur lopend op het bodemoppervlak. Een beperkt aantal soorten klimt in de vegetatie, heeft een gravende levenswijze of vliegt rond tijdens de dagelijkse vitale activiteiten zoals het verzamelen van voedsel, het zoeken van een partner of ontsnappen aan vijanden. Binnen deze keverfamilie bestaat een grote variatie in het dispersievermogen (vliesvleugel- en vliegspierontwikkeling) tussen en vaak ook binnen soorten. Dit vormt een bijkomend boeiend kenmerk voor onderzoek, vooral in relatie tot ouderdom en stabiliteit van uiteenlopende milieutypes (Den Boer et al., 1980; Desender, 1989a en b en Desender et al., 1998). Regelmatige dispersie door vliegactiviteit treedt slechts bij een beperkt aantal soorten op en zou vooral in verband staan met kolonisatie of habitatwisseling. Dit is o.m. het geval voor oeversorten bij het optreden van inundaties. Veel typische soorten van bossen vertonen dan weer een zeer laag dispersievermogen (Desender et al., 1999), wat natuurlijke (her)kolonisatie sterk bemoeilijkt, zeker in onze huidige, sterk versnipperde bossen, maar wat anderzijds wel genetische differentiatie zou kunnen in de hand werken (Desender et al., 1998 & 1999). In België komen ruim 400 loop- en zandloopkevers voor, waarvan om en bij de 350 in Vlaanderen (Desender, 1995). Op basis van de bestaande, uitgebreide

collecties (waarvan de grootste zich bevindt in het KBIN, Brussel) en recent grootschalig ecologisch onderzoek in ons land (voor recente reviews verwijzen we naar Alderweireldt & Desender, 1994; Desender et al., 1994a en b en Maelfait et al., 1994), verscheen van deze insectengroep enkele jaren geleden een gedocumenteerde Rode Lijst voor Vlaanderen (Desender et al., 1995).

Deze groep is actueel één van de best bestudeerde kevergroepen in Vlaanderen. De bemonstering kan op een gestandaardiseerde, doch zeer eenvoudige manier gebeuren m.b.v. bodemvallen. Professionele expertise kan geleverd worden door het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (Departement Entomologie).

### **6.2.7.3 Spinnen (Araneae).**

*(beschrijving gebaseerd op De Bakker et al., 2000a & b)*

Spinnen zijn één van de meest diverse groepen op aarde (Coddington & Levi, 1991). Ze zijn exceptioneel omdat ze voor hun voeding afhankelijk zijn van predatie als trofische strategie. Er zijn 39.083 spinnen beschreven tot 1988 die geplaatst werden in 3000 genera en 105 families (Platnick, 1989), maar Bonnet (1961) schat dat er ongeveer 50.000 soorten moeten zijn. België telt momenteel ongeveer zo'n 700 soorten waarvan 604 in Vlaanderen (Maelfait et al., 1998).

Spinnen zijn goede bio-indicatoren omdat het een groep van carnivore organismen betreft die in terrestrische ecosystemen een hoge densiteit bereikt. Turnbull (1973) rapporteerde densiteiten variërend van 0,64 tot 842 individuen per m<sup>2</sup>. Daarenboven is de spinnentaxocoenosis van een gebied zeer divers in vergelijking met andere groepen en is ze bovendien zeer karakteristiek voor een bepaald biotoop (Clausen, 1986; Maelfait & Baert, 1987 en 1997 en Segers, 1988). Verder is er een overzichtelijke taxonomische, biogeografische en faunistisch ecologische kennis van deze groep beschikbaar, zeker voor de meeste Belgische soorten. De kennis van levenscycli is noodzakelijk als men spinnen wil gebruiken als ecologische indicatoren bij de evaluatie van natuurbeheer of natuurontwikkeling. Dat spinnen hiervoor zeer geschikt zijn blijkt onder andere uit Speight (1986), Maelfait & Baert (1987), Maelfait et al. (1989), Rushton (1987) en Maelfait et al. (1991). Het voorkomen van spinnen wordt immers bepaald door zowel de abiotische omgeving als door de verticale en horizontale structuur van de vegetatie. Aangezien soorten hierop verschillend gaan reageren zal het al of niet voorkomen van een bepaalde soort ons iets leren omtrent de specifieke eigenschappen van de habitat.

Verschillende catalogi zijn al verschenen die de distributie, fenologie (levenscyclus) en habitatkeuze van spinnen in Vlaanderen en België duidelijk in kaart brengen (o.m. Alderweireldt & Maelfait (1990), Baert (1996), De Blauwe & Baert (1981), Jacobs (1993), Janssen (1993), Janssen & Baert (1987), Ransy & Baert (1985, 1987a, 1987b, 1991a 1991b), Ransy et al. (1987), Segers & Baert (1991) en Van Keer & Vanuytven (1993)). Veel van de verspreidingskaarten kunnen nu en in de toekomst zeker verfijnd en aangevuld worden met nieuwe gegevens. Recent verscheen er een Rode lijst voor de spinnen van Vlaanderen (Maelfait et al., (1998) die dezelfde categorieën hanteert als Binot et al. (1998)).

De bemonsteringstechniek is gedeeltelijk dezelfde als die voor loopkevers (pitfalls : zie verder). Recent onderzoek (De Bakker et al., 2001) toonde echter aan dat deze methode slechts een deel van de totale soortenrijkdom omvat : eklektorvallen geven immers een totaal ander soortenspectrum (boombewonende soorten).

Professionele expertise kan door verschillende instellingen geleverd worden (o.a. het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (Departement Entomologie) en het Instituut voor Natuurbehoud).

#### **6.2.7.4 Dagvlinders (Lepidoptera-Rhopalocera).**

Volgens Maes & Van Dyck (1999) zijn dagvlinders bruikbaar als indicatoren in de betekenis van kenmerkende soorten en paraplu-soorten. Ze werden weerhouden omdat ze taxonomisch en ecologisch beter gekend zijn dan om het even welke andere groep van invertebraten. Daarnaast is de soortenrijkdom voldoende groot (68 soorten voor Vlaanderen met 11 soorten karakteristiek voor bossen en struwelen) en bezit de groep een uitzonderlijk brede ecologische diversiteit. Dagvlinders zijn planteneters maar het voorkomen van waardplanten is geen garantie voor hun aanwezigheid. Ze bestuiven wilde bloemen maar zijn hierbij minder belangrijk dan andere groepen invertebraten en vormen in alle levensstadia prooien voor diverse andere dieren. Dagvlinders zijn opvallend en dagactief zodat ze eenvoudig en niet destructief kunnen bemonsterd en in behoorlijke aantallen kunnen waargenomen worden. Voor hun bemonstering en monitoring bestaan eenvoudige en gestandaardiseerde technieken. Dagvlinders zijn bovendien honkvast, wat hun geschiktheid als indicator verhoogt, daar hun voorkomen en abundantie indicatief zijn voor de lokale omstandigheden. Voor vele dagactieve nachtvinders (bv. Sint-Jansvlinder) gelden dezelfde voordelen. Maes & Van Dyck (1999) raden dan ook aan om deze soorten, die vaak in dezelfde perioden als de dagvlinders actief zijn, te integreren in de monitoring. Tenslotte bestaat ook van de dagvlinders een Rode Lijst (Maes & Van Dyck, 1996) en een gedetailleerde achtergrondkennis qua ecologie en verspreiding (Maes & Van Dyck, 1999). Verschillende instellingen kunnen professionele expertise leveren.

OPMERKING : in bossen is de soortenrijkdom van grote en kleine nachtvinders veel groter dan voor de dagvlinders. Een gestandaardiseerde inventarisatie van deze soortengroep is derhalve eveneens zeer zinvol en er bestaan gestandaardiseerde methodes voor (zie verder). De determinatie van de soorten is echter grotendeels specialistenwerk en ook de ecologische- en verspreidingskennis is beperkt. Hierdoor werd deze soortengroep niet weerhouden om prioritair te worden geïnventariseerd. De gestandaardiseerde methodiek voor de inventarisatie ervan is niettemin opgenomen.

#### **6.2.7.5 Zweefvliegen (Syrphidae)**

Zweefvliegen zijn mogelijk indicatief voor de diversiteit van andere groepen omwille van hun zeer uiteenlopende habitatvereisten en hun variabele functionele rol (sommige zijn afhankelijk van dood hout, sommige zijn fytofaag en andere zijn predatorisch) (De Bruyn et al., 1999; Humphrey et al., 1999; Watt et al., 1997). De zweefvliegen behoren tot de beter bestudeerde groepen der vliegen (Diptera) (Stubbs & Falk, 1983; Van Der Goot, 1981; Verlinden, 1991), waarvoor in Vlaanderen tevens een Rode Lijst bestaat (Meerhaeghe & Grootaert, 1998). Ze zijn relatief eenvoudig en op een gestandaardiseerde manier te bemonsteren. Professionele expertise kan door verschillende instellingen verzekerd worden.

#### **6.2.7.6 Dansvliegen (Diptera, Empididae)**

Dansvliegen zijn een interessante groep om indicaties te krijgen over de ecologische waarde van een gebied (Grootaert, 1998; Grootaert & Pollet, in druk). Ze zijn als groep niet zeldzaam en de soorten nemen verschillende niches in. Vele soorten zijn multihabitat gebonden en een soort heeft meestal twee tot drie verschillende 'habitatten' nodig om zijn levenscyclus af te ronden (Delettre et al. 1998).

De larven van alle soorten, voor zover bekend, zijn carnivoor en leven in de bodem of in vermolde hout. De adulten zijn ofwel obligaat carnivoor, waarbij ze prooien vangen op een vast substraat (bodem, bladoppervlak of verticale wanden), op een wateroppervlak of in de vlucht. Ofwel voeden ze zich met nectar en spelen dus een belangrijke rol bij de bestuiving. Tenslotte zijn er de bloembezoekers waarvan het mannetje een prooi vangt om als geschenk aan het wijfje aan te bieden bij het paren.

Het voorkomen van dansvliegen wordt vooral bepaald door de structuur van het milieu waarin ze voorkomen. In een aantal studies konden we aantonen dat Empididae verschillende habitaten nodig hebben om hun levenscyclus af te ronden (Delettre et al., 1992 en 1998).

Professionele kennis wat betreft soortendeterminatie ecologie en verspreiding is aanwezig op het KBIN. Er bestaat ook een Rode Lijst van de dansvliegen (Grootaert, 1998). Gestandaardiseerde methoden voor het bemonsteren zijn eveneens bestaande (waterbakjes, kleurvallen en gesloten eklektoren; zie verder). Het aantal specialisten die in staat is de soorten te determineren is evenwel beperkt.

#### **6.2.7.7 Slankpootvliegen (Diptera, Dolichopodidae)**

Slankpootvliegen zijn doorgaans groen- tot bronsglanzende vliegen met een lichaamslengte van 1-10 mm, een lateraal afgeplat lichaam, een typische vleugeladering, enigszins vooruitstekende monddelen en doorgaans lange poten (vandaar hun naam).

Dolichopodidae komen in alle terrestrische biotopen voor, maar vertonen globaal genomen toch een voorkeur voor vochtige habitatten, waar ze soms de meest abundante vliegenfamilie uitmaken. Vooral in vochtige bossen, broekbossen, vochtige heide, schorren en slikken, duinpannen en op oevers van rivieren, meren en poelen kunnen grote aantallen soorten talrijk worden aangetroffen. Bepaalde soorten zijn vooral aan bomen en andere rechtopstaande structuren gebonden (bv. *Sciapus* spp., *Neurigona* spp., *Medetera* spp.), terwijl larven van *Systemus*-soorten, *Achalcus melanotrichus* en een aantal *Hercostomus*-soorten zelfs uitsluitend in resp. uitlopend boomsap en rottende houtmoolm blijken te leven (Dyde, 1959; Vaillant, 1978). Behalve larvale *Thrypticus* worden zowel adulte als larvale slankpootvliegen algemeen beschouwd als predatoren. Adulten voeden zich overwegend met zachthuidige insecten, mijten en kleine wormen, larven eten vermoedelijk vooral (regen)wormen. Het genus *Thrypticus* is dan weer uitzonderlijk door het feit dat de larven fytofaag zijn en als bladmineerders in grassen leven (Dyde, 1959).

Voor België zijn 306 slankpootvliegsoorten gekend, waarvan 260 soorten in Vlaanderen (zie Pollet, 2000). Ter ondersteuning van het gebruik van slankpootvliegen in het natuurbehoud werd in 1998 een gedocumenteerde Rode lijst opgemaakt (Pollet, 2000). In dit kader werd niet alleen de huidige en historische verspreiding van alle vliegen en de evolutie van deze verspreiding onderzocht, maar bovendien werd de ecologie, status, bedreigingen en beschermingsmaatregelen van 95 bedreigde en/of zeldzame soorten in detail gedocumenteerd.

Slankpootvliegen zijn uitstekend geschikt als bio-indicatoren in het natuurbehoud. Het is een soortenrijke groep, die in alle terrestrische ecosystemen voorkomt en waarvan de taxonomie stabiel is. Ze kunnen op een gestandaardiseerde manier met watervallen of Malaisevallen verzameld worden en een groot aantal soorten vertoont een uitgesproken habitatpreferentie. Lucht- en bodemvochtigheid, de lichtintensiteit en de aanwezigheid en structuur van de strooisellaag blijken belangrijke factoren voor de aan- of afwezigheid van een groot aantal soorten (Pollet et al, 1986; Pollet, 1992; Pollet & Grootaert, 1991, 1996, 1999). Bovendien zijn de meeste stenotope soorten opvallend gevoelig voor veranderingen in hun omgeving.

De soortenkennis en verspreiding van deze soortengroep is voldoende gekend en er is professionele expertise beschikbaar (KBIN). Deze soortengroep kan op gestandaardiseerde wijze bemonsterd worden, vooral via kleurvallen en watervallen of via malaisevallen (zie verder).

#### **6.2.7.8 Xylobionte en saproxyle invertebraten**

(gebaseerd op Versteirt et al, 2000 en De Bakker et al, 2001)

Onder deze noemer vallen soorten uit zeer uiteenlopende soortengroepen, gaande van boktorren over kniptorren en dansvliegen (*Empididae*) tot spinnen, die alle als gemeenschappelijke eigenschap hebben dat zij een belangrijk stadium in hun ontwikkeling in of op dood hout (of de daaraan gebonden zwammen) doorbrengen.

De kennis over de meeste families die hier deel van uitmaken, is in Vlaanderen zeer fragmentair (zowel naar soortenkennis, verspreiding als ecologie). Afgezien van een recent opgestart onderzoeksproject, uitgevoerd door het KBIN (Versteirt et al, 2000) en enkele inventarisaties uitgaande van individuele initiatieven,

werd de afgelopen decennia geen specifiek onderzoek op deze organismen uitgevoerd in Vlaanderen.

Van kniptorren (*Elateridae*) en kortschildkevers (*Staphilinidae*) is de professionele kennis nog vrij groot, maar zijn er geen actuele gedetailleerde verspreidingsgegevens beschikbaar. Er zijn ook weinig niet-professionelen die betrouwbare determinaties van deze moeilijke groepen kunnen uitvoeren.

Wat betreft de schorskevers (*Scolytidae*) is de kennis rond een beperkt aantal schadelijke soorten wel zeer groot, maar voor andere soorten is deze beperkt. De enige familie binnen de xylobionten die vrij goed gekend is, is de familie van de boktorren (*Cerambycidae*), een vrij gemakkelijk te determineren groep, waarvan de kennis van soorten en ecologie in België vrij groot is, ook bij amateurs. Er bestaat geen Rode Lijst, maar wel een verspreidingsatlas van de boktorren (Muylaert, 1984).

Niettemin wordt deze soortengroep weerhouden omdat dit een uiterst belangrijke organismegroep is binnen het boscysteem : naast het feit dat deze groep een zeer belangrijke functionele rol speelt binnen het boscysteem, (bovendien alle trofieniveaus omvattende) beslaat deze groep een enorme soortenrijkdom, die in hoge mate de diversiteit van het dood hout habitat waarin ze voorkomen en zelfs van het gehele bos bepaalt. Hågvar (1991), Økland (1995) en Winter (1988) bijvoorbeeld, vonden elk in hun onderzoek tussen de 900 en 1000 (resp. in Noorwegen, Zweden en Duitsland) xylobionte soorten. Zo hebben ongeveer één zesde tot één vijfde van alle kevers in Midden-Europa iets met dood hout te maken en kunnen deze (in ruime zin) xylobiont genoemd worden. Möller (1994) berekende dat er in Europa ca. 1340 keversoorten zijn die deze benaming kunnen dragen. Volgens Klausnitzer (1994) zijn het er zelfs zo'n 2000.

Bovendien bestaan gestandaardiseerde methodieken om deze soorten te bemonsteren (Köhler, 1996; Rauh, 1993; Versteirt et al, 2000).

In veel faunistische onderzoeken in bosreservaten wordt de inventarisatie van dood hout-kevers dan ook vaak als prioritair onderzoek beschouwd, aangezien zij als bewoners van het voor bosreservaten karakteristieke element, dood hout, een centrale plaats in de evaluatie van het bosreservaat innemen (Rauh, 1993)

De term saproxyle soorten wordt meestal gebruikt om de 'dood hout'-fauna aan te duiden en wordt door Speight (1989) als volgt gedefinieerd: *'invertebraten die, gedurende een deel van hun levenscyclus afhankelijk zijn van dood of stervend hout of dode takken of van houtbewonende fungi of van de aanwezigheid van andere saproxyle species'* (zie ook Irmeler et al., 1996; Dajoz, 1974).

Harmond & Owen (in Fowles et al., 1999) hebben deze definitie aangepast en omschrijven de term als *'soorten die, gedurende een welbepaald deel van hun levenscyclus, afhankelijk zijn van dood of stervend hout, van zeer oude, beschadigde of dode bomen (rechttopstaand of neerliggend), of afhankelijk zijn van houtbewonende fungi of van andere species die geassocieerd zijn met deze habitat'*.

Fowles et al. (1999) tenslotte omschrijven de term nog ruimer als *'soorten die afhankelijk zijn van microhabitaten die geassocieerd zijn met het proces van beschadiging en afbraak van de schors en het hout van bomen en grote houtige struiken en klimmers'*.

Saproxyle kevers volgen elkaar op in de degradatie van bomen en hout in het algemeen en ze stellen naargelang de soort verschillende eisen (o.a. qua stam- of takdikte, vochtigheidsgraad en degradatieniveau van het hout). Elke soort heeft dan ook vaak een andere (micro)habitat nodig om te overleven (Brustel, 1997).

De xylobionte soorten maken deel uit van deze grote groep van saproxyle soorten en de term xylobiont kan omschreven worden als *soorten die leven in/van dood hout (rechttopstaand en neerliggend) en/of die de afbraak van dit dood hout versnellen*.

Daarnaast worden ook obligate en facultatieve bewoners van dood hout onderscheiden, al naar gelang de aanwezigheid van dit dood hout noodzakelijk is voor het volbrengen van de levenscyclus (Köhler, 1991; Rauh, 1993).

Invertebraten gebruiken dood hout op verschillende wijzen o.a. als bron voor voedsel en als broedplaats (dit zijn de primaire houtgebruikers - de zogenaamde xylofagen en karyofagen - en de fungivore soorten). Zoals hoger reeds vermeld heeft dood hout nog andere functies zoals nestplaats voor termieten en wespen, bron voor constructiemateriaal (wespen), bescherming tegen predatoren,

bescherming tegen extreme omgevingsfactoren en overwinteringsplaats (Samuelsson et al., 1994).

Xylobionte kevers zijn zowel kwalitatief als kwantitatief van belang in een bosgemeenschap. In eerste instantie zijn houtborende kevers belangrijk voor het begin van het verteringsproces (Maser & Trappe, 1984). De keverlarven en sommige imago's knagen zich een weg doorheen het hout (in tegenstelling tot bacteriën en fungi die zich enkel passief kunnen verspreiden). Hierdoor ontstaat een grotere fragmentatie en is er een verhoging van het interne houtoppervlak. Op die manier neemt de ruimtelijke heterogeniteit van het habitat toe en komen er kolonisatiemogelijkheden voor andere organismen (zie ook Ausmus, 1977; Möller, 1994). Houtborende kevers zijn ook passieve (soms ook actieve) vectoren voor bacteriën en fungi en dragen zodoende bij aan de verspreiding van deze laatsten. Niet alleen zijn bepaalde kevers belangrijk voor de initiatie van het verteringsproces van hout maar sommige keversoorten nemen zelf ook actief deel aan het verteringsproces, alhoewel het grootste gedeelte uitgevoerd wordt door de verschillende schimmels (Klausnitzer, 1994).

Xylobionte organismen kunnen op gestandaardiseerde wijze worden bemonsterd (zie verder). Hierbij wordt best gebruik gemaakt van een ruime set aan valtypes, om alle organismengroepen te omvatten.

#### **6.2.7.9 Regenwormen**

Regenwormen zijn zeer belangrijke organismen voor het functioneren van het boscysteem. Zij staan immers in belangrijke mate in voor de afbraak van strooisel (Muys, 1993). De soortenrijkdom is redelijk beperkt, en determinatie is, mits wat vorming, vrij goed uitvoerbaar.

Voor de bemonstering van regenwormen bestaan twee mogelijke methodieken voor gestandaardiseerde bemonstering :

- het nemen van een bodem- en strooiselstaal met vastgelegde afmeting (0,5 x 0,5 m en tot 30 cm diep; of ringvormig met diameter 45 cm en 20 cm diep, met centraal een boorstaal tot 30 cm diep) waarna de extractie van de wormen manueel en mechanisch gebeurt ex situ,
- extractie in situ gebruik makende van een formaldehydeoplossing die in de bodem wordt gebracht.

Beide technieken, in het bijzonder de laatste, hebben echter een belangrijke versturende invloed op het ecosysteem en zijn in principe niet op dezelfde plaats herhaalbaar.

Door Rauh werd gewerkt met reeksen van 10 proefvlakken van telkens 0,16 m<sup>2</sup> gelegen langs een transect.

#### **6.2.7.10 Slakken**

Slakken vormen in bossen een soortenrijke groep (Rauh, 1992). Ze behoren tot het trofisch niveau van de macrosaprofyten. Ze hebben een belangrijke rol bij de opbouw van de strooisellaag in bossen. Bovendien zijn zij sterk gebonden aan omgevingsfactoren zoals vochtigheid, pH, kalkgehalte, maar ook vegetatiesamenstelling en structuur. Hierdoor reageren zij snel op wijzigingen in hun omgeving. Afhankelijk van het bodem- en bostype worden in Bayern tussen de 30 en 30.000 individuen per m<sup>2</sup> aangetroffen, behorende in totaal tot 111 soorten (Rauh, 1992).

Het bemonsteren van slakken kan eveneens op een gestandaardiseerde wijze verlopen. Hierbij worden linoleumplaten van 50x50 cm op de bosbodem gelegd. De aanwezige slakken zullen zich onder deze platen ophouden gezien het koelvochtige klimaat dat zich daar ontwikkelt. De bemonstering gebeurt dan manueel ter gelegenheid van een tweewekelijkse ophaling van andere valtypes. Indien gebruik gemaakt wordt van andere materialen is het vangstsucces niet steeds gegarandeerd.

Een andere methode gaat uit van manuele bemonstering waarbij een bodemstaal van 25 x 25 cm tot 5 cm diep worden uitgegraven en ex situ op slakken wordt gecontroleerd.

Slakken worden ook als bijvangst meegevangen met bodemvallen en eklektoren (zie verder). Hierbij wordt 90% van de individuen in de bodemvallen gevangen (Dorow et al, 1992).

### **6.2.7.11 Mieren**

Mieren worden eveneens vaak opgenomen bij faunistische inventarisaties van bossen. In lichtrijke bossen spelen mieren immers een belangrijke rol en kunnen er zeer hoge dichtheden bereiken. Zij komen op alle trofische niveaus voor (zowel carnivoor als fyto-, sapro- en mycetofaag) (Goetsch, 1953; Dumpert, 1978 en Goesswald, 1985 IN Rauh, 1993). Veel van de bosbewonende soorten maken hun nest in dood hout en zijn derhalve sterk gebonden aan een voldoende aanbod van dood hout (Buschinger, 1991 IN Rauh, 1993). 25 van de 76 mierensoorten die in Bayern voorkomen, zijn sterk gebonden aan dood hout; 22 van deze 25 soorten staan op de Rode lijst (ibidem).

Mieren zijn dus belangrijke indicatoren van dood hout-rijke en structuurrijke bossen met variabele lichtomstandigheden.

Een gestandaardiseerde bemonstering van mieren is niet zo eenvoudig omdat zij in alle strata van het bos (bodem, stammen en kruinen) voorkomen. Een combinatie van vangstmethoden is noodzakelijk (Rauh, 1993; Veile IN Trautner, 1992) :

- bodemvallen (zie verder)
- eklektoren (zie verder)
- specifieke manuele inventarisatie van nesten en individuen :

Op 5 tot 10 plaatsen wordt een proefvlak van 20 x 20 m uitgezet, met als middelpunt een punt van het raster van steekproefcirkels van de vegetatieopname. Hierbinnen wordt gedurende de vegetatiemethode op een droge, relatief warme dag een handmatige inventarisatie uitgevoerd volgens een vast protocol. Gedurende 45 minuten wordt binnen het proefvlak gezocht naar mierennesten. Bijzondere aandacht gaat naar stenen, stobben, dood hout, losse stukken boomschors en andere potentiële nestplaatsen. Van alle nesten wordt een beschrijving gemaakt van aantal, uitzicht en ligging en worden drie dieren ter determinatie ingezameld. Ook vrij lopende dieren worden ingezameld.

Bij de verwerking zal de relatieve dichtheid van de verschillende soorten niet worden bepaald aan de hand van het aantal gevangen individuen, maar aan de hand van het aantal vallen waarin de soort werd gevonden. Toevalsfactoren, zoals de afstand tot een nest, bepalen immers zeer sterk het aantal gevangen individuen.

### **6.2.7.12 Hooiwagens (Opiliones)**

De groep van de hooiwagens is een relatief soortenarme groep van voornamelijk rovers en enkele saprofage soorten. Ze zijn vaak sterk aan bos gebonden wegens een duidelijke voorkeur voor schaduw en hoge luchtvochtigheid. De soorten met korte poten zijn vooral strooiselbewoners, terwijl de langpotige soorten vooral boom- en vegetatiebewonende soorten omvat.

Een aantal soorten zijn sterk gebonden aan structuurrijke bossen met een rijke kruid- en struiklaag en veel dood hout en een beperkte bodemverstoring.

Voor een gestandaardiseerde bemonstering kan gebruik gemaakt worden van de vallen die reeds voor andere organismegroepen worden gebruikt : een combinatie van bodemvallen en eklektoren voor liggend en staand dood hout (Rauh, 1992).

## ***6.2.8 Niet weerhouden soortengroepen***

Een aantal andere soortengroepen worden eveneens vaak gebruikt bij gestandaardiseerde monitoring van ecosystemen. Het betreft soortengroepen waarvan de kennis wat betreft determinatie, ecologie en verspreiding vaak groot tot zeer groot is :

- amfibieën en reptielen,
- sprinkhanen en krekels,
- libellen en waterjuffers.

Deze groepen zijn evenwel hierboven niet opgenomen, omdat zij slechts een beperkte binding hebben met het bosesysteem *sensu stricto*. Bij monitoringsactiviteiten in gebieden met een mozaïekstructuur van bos en open terrein en waterpartijen, of in bosgebieden waar specifieke aandacht wordt besteed aan permanente open plekken en interne randen (lichtrijke paden,...) is ook een monitoring van deze soortengroepen sterk gewenst. Dit valt echter buiten de optiek van deze studie, die toegespitst is op de bosbestanden zelf.

## **6.3 Gestandaardiseerde methodieken voor het monitoren van specifieke soortengroepen.**

### **6.3.1 Inleiding**

Hieronder worden een aantal methodieken voor de gestandaardiseerde bemonstering van bossen voor de hierboven beschreven soortengroepen besproken. Deze beschrijving pretendeert geen volledigheid : de beschreven methodieken zijn vaak slechts één van verschillende technieken of varianten die kunnen worden gebruikt om de geselecteerde soortengroepen te inventariseren. Bovendien is deze beschrijving geenszins te aanzien als een handleiding : de beschrijvingen zijn eerder summier en geven verwijzingen naar andere werken waar deze methodieken meer in detail zijn omschreven.

Welke methode uiteindelijk ook wordt gebruikt, essentieel is dat deze goed wordt gedocumenteerd, zodanig dat een herhaling van de proefopstelling mogelijk is en vergelijkbare gegevenssets kunnen worden verkregen in functie van monitoring. Dit betekent dat niet alleen de gebruikte methodiek in detail wordt beschreven, maar ook (en dit wordt al te vaak vergeten) dat de proeflocatie zo goed mogelijk wordt geregistreerd en zo mogelijk op het terrein wordt gemarkeerd.

Lokalisatie op het terrein kan gebeuren met DGPS, waarbij de resultaten via een GIS-databank ook ruimtelijk kunnen worden gekoppeld in functie van heropname, maar ook in functie van correlatieanalyses met de vegetatieontwikkeling en de verschillende organismengroepen onderling.

Op het terrein kunnen de proeflocaties zowel boven- als ondergronds worden gemarkeerd.

Voor bovengrondse markeringen kunnen verfvlekken op bomen of paaltjes worden gebruikt. Deze hebben evenwel als nadeel dat zij tussen twee opnames kunnen verdwijnen (boom geveld of omgevallen, schors afgebladerd, paaltje uitgetrokken of weggerot). Een betrouwbare methode is gebruik maken van zogenaamde Fenopalen, die ook door landmeters worden gebruikt. Het betreft een gekleurd vierkant blokje van ca 10 cm zijde, waarin centraal een spil steekt die in de grond wordt geklopt. Bij het inkloppen worden drie ijzers naar buiten gekromd waardoor het geheel vast wordt verankerd in de grond en niet meer kan worden uitgetrokken. Terugvinden kan evenwel nog steeds moeilijkheden opleveren wanneer overvloedig ontwikkelende vegetatie het paaltje overgroeit.

Ondergrondse markeringen hebben het voordeel dat zij geen visuele verstoringen teweegbrengen. Een groot nadeel is evenwel dat het moeilijker is om proefvlakken terug te vinden. Vooral klassieke metaalelementen die met een metaaldetector worden opgespoord, zijn weinig betrouwbaar gezien het beperkte dieptebereik van de meeste metaaldetectoren en de aanwezigheid van storingsgeluiden bij het terug opsporen van het element. Een detector die werkt met keramische elementen met een specifiek resonantiebereik (van het type EBEX) is hierbij veel betrouwbaarder.

Een beschrijving met kaartje van de te volgen route om het proefvlak terug te vinden, vertrekkende van een duidelijk en onmiskenbaar referentiepunt (bv. 30 m en 215° t.o.v. kruispunt van boswegen), blijft hoedanook zeer nuttig.

### **6.3.2 Vegetatie**

Zoals reeds gesteld in vorig hoofdstuk zijn zeer uiteenlopende methodieken mogelijk voor het bemonsteren van bosstructuur en kruidvegetatie.

Voor de monitoring van de vegetatieontwikkeling in bosreservaten alleen al, worden in Europa zeer uiteenlopende methodieken gebruikt (Vandekerkhove, 2000).

Als voorbeeld van een gestandaardiseerde methodiek voor de monitoring van de vegetatieontwikkeling in bossen wordt hier als voorbeeld de methodiek voor de monitoring van de bosreservaten voorgesteld (Vandekerkhove & Van Den Meersschaut, 2000).

Hierbij wordt ook, in de mate van het mogelijke, de moslaag meebemonsterd.

Hierbij is het noodzakelijk dat alle mossen worden geregistreerd, dus inclusief de epifytische mossen op stronken, boomvoeten, dood hout, takken, enz.

Voor zwammen (Fungi) bestaan ook gestandaardiseerde methodieken waarbij vruchtlichamen worden gedetermineerd en geteld binnen specifieke opname-eenheden (permanente proefvlakken, transecten,...)



### 6.3.3 Kleine zoogdieren

Er bestaan specifieke gestandaardiseerde methodieken voor de monitoring van de soortensamenstelling en dichtheden van kleine zoogdieren.

Hierbij wordt gebruik gemaakt van terugvangtechnieken. Met klapvalletjes (Wippbrettvallen, Longworthvallen) worden de dieren levend gevangen, gemarkeerd en terug vrijgelaten. Uit het totaal aantal gevangen dieren en de verhouding nieuwe t.o.v. teruggevangen dieren, is het via verschillende berekeningsmethodes mogelijk om de dichtheid van de verschillende soorten te bepalen. Deze methode laat toe om populaties van kleine zoogdieren in te schatten zonder deze significant te gaan verstoren.

Voor bossen wordt volgende, gestandaardiseerde proefopstelling vooropgesteld (Rauh, 1993) : een vast aantal valletjes (50) worden in een raster uitgezet, met tussenafstanden van 10 m (= 70 x 70 m). Hierbij wordt het middelpunt gelegd ter hoogte van een snijpunt van het steekproefcirkelgrid voor de opname van de vegetatiestructuur. Op die manier is het mogelijk beide datasets aan mekaar te koppelen.

Indien het bos(reservaat) uit verschillende bos- of bestandstypes bestaat wordt de proefopstelling herhaald per type.

De vallen worden gedurende minstens 3 tot 5 opeenvolgende nachten op scherp gesteld (Gurnell & Flower, 1982; Montgomery, 1985 IN Müller-Stiess, 1992), waarbij regelmatig ledigingen gebeuren. In de Duitse methodiek wordt een dagelijkse bemonstering voorzien (Rauh, 1993), of 2 controles per 24 uur (Müller-Stiess, 1992). Voor een aantal soorten is deze periode echter vermoedelijk te lang, waardoor sterfte kan optreden door voedselgebrek en stress (vooral bij spitsmuizen). Een lediging elke 5 à 6 uur is in dit geval aangewezen (Müller-Stiess, 1992).

Voor de bemonstering van boombewonende soorten (slaapmuizen, eekhoorns) bestaat eveneens een methode om de af- of aanwezigheid van soorten na te gaan.

Hiertoe worden kokertjes, met centraal een lokaas (pindakaas e.d.) en aan de binnenkant bovenaan met lijm ingesmeerd, in de boom aangebracht. Dieren die het lokaas trachten te bemachtigen, blijven hierbij met de vacht in de lijm kleven, waardoor haartjes achterblijven. Via de determinatie van de haren kan worden nagegaan welke boombewonende soorten in het bos voorkomen.

### 6.3.4 Vleermuizen

Voor de inventarisatie van vleermuizen bestaan verschillende technieken al naargelang de doelstelling.

Om een zo volledig mogelijk beeld te vormen van de soortensamenstelling, dichtheden en de locatie van broedbomen, is het noodzakelijk het gebied op een zeer arbeidsintensieve manier te bemonsteren, waarbij eerst alle boomholtes in een geselecteerd gebied worden gekarteerd en daarna met ladders en spiegels alle boomholtes worden gecontroleerd (Stuz & Haffner, 1985 in Rauh, 1993).

Er kan echter ook op een vrij snelle manier een idee worden verkregen van de dichtheden en soortensamenstelling wat betreft vleermuizen, door gebruik te maken van een punttransecttelling, zoals ook voor broedvogels wordt gebruikt. In de praktijk ziet die er als volgt uit (mond.med. Alex Lefevre) :

Een vast transect van 1 km wordt uitgezet. Langs dit transect wordt om de 50 m gestopt en een ultrasoonregistratie doorgevoerd. Dit transect wordt 4 tot 5 maal per jaar in de periode mei-oktober doorlopen. Eén punt-transecttelling neemt ongeveer 2-3 uur in het veld in beslag.

Voor monitoringsdoeleinden worden deze transecttellingen best om de 3 tot 5 jaar herhaald.

### 6.3.5 Broedvogels

Voor een gedetailleerde broedvogelinventarisatie wordt best gebruik gemaakt van de uitgebreide territoriumkartering (Hustings et al., 1985), eventueel aangevuld met de Common Bird Census-techniek (Bibby, 1992). Dit resulteert in een grondige en nauwkeurige kennis van de volledige broedvogelpopulatie van het onderzochte gebied (90 % nauwkeurigheid).

Gezien deze beide technieken zeer wijd verbreid zijn en algemeen toegepast worden in Vlaanderen worden zij hier niet verder toegelicht.

## 6.3.6 Gestandaardiseerde methodieken voor het monitoren van invertebraten

### 6.3.6.1 Transecttellingen voor dagvlinders

Dagvlinders zijn in bossen vooral gebonden aan open structuren (open plekken, interne en externe randen en lichtrijke paden. Via handvangsten en visuele determinaties is het mogelijk een idee te krijgen van de soortensamenstelling in een gebied.

Voor een gestandaardiseerde monitoring van dagvlinders, die het mogelijk maakt om evoluties in soortensamenstelling en dichtheden na te gaan, wordt gebruik gemaakt van bandtransecttellingen.

Die bestaat erin dat de dagvlinders (aantal soorten en aantal individuen) tussen april en september op een vast traject wekelijks worden geteld.

Het traject bestaat uit maximaal 20 secties van elk 50 m lang, binnen een homogene vegetatie. Alle vlindersoorten die worden waargenomen binnen een denkbeeldige 'kooi' rond de waarnemer (5m breed, 5m hoog en 5m voor de waarnemer) worden geturfd. Voor een meer gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar Van Swaay (1996), Pollard & Yates (1993) en Maes & Van Dijk (1999).

### 6.3.6.2 Lichtvangstmethode voor nachtvlinders

In bossen is de soortenrijkdom van nachtvlinders echter veel groter. Ook deze kunnen op een gestandaardiseerde wijze worden geïventariseerd, gebruik makende van de lichtvangstmethode (Lödl, 1984, 1987, 1989 IN Meier, 1992).

Deze methode heeft het voordeel dat zij vrij eenvoudig is en toelaat een groot deel van het soortenspectrum op korte tijd te registreren. Volgens Meier is het mogelijk om op die manier op één nacht ca 120-150 soorten van de grotere nachtvlinders te registreren, hetgeen overeenkomt met ca 1/3 van de totale soortenrijkdom. Het grootste nadeel is dat deze methode geen neutrale vangstmethode is, maar dieren aanlokt, ook van buiten het onderzochte bos(bestand). Kwantitatieve data zijn dan ook slechts beperkt bruikbaar, gezien het lokeffect verschillend is naargelang de soorten. Bovendien is de activiteit van de nachtvlinders en derhalve ook het vangstsucces sterk afhankelijk van de weersomstandigheden. Deze moeten dan ook minutieus genoteerd worden, wil men herhalingen met elkaar kunnen vergelijken.

Methodiek : centraal in het onderzochte bosbestand wordt een lichtbron opgesteld (ruimtelijk juist gelokaliseerd voor heropname !). De lamp (kwikdamlamp, UV-lamp) wordt op een warme, windstille avond, opgesteld en beschijnt een wit doek dat ofwel op de bodem is uitgespreid, ofwel als een cilinder rond de lamp wordt opgesteld (1 m diameter, 2 m hoog). Determinaties gebeuren op zicht, de soorten die niet op zicht kunnen worden gedetermineerd, worden meegenomen en geconserveerd.

Om een zo correct en volledig mogelijk beeld van de soortenrijkdom kan de proefopstelling van april tot november met tussenperiodes van 1 maand worden herhaald. Wegens de weersafhankelijkheid van de opnames en ter documentering van dominantiewisselingen moet de inventarisatie over twee jaar uitgespreid worden met in totaal 10 tot 12 lichtvangnachten (Rauh, 1993).

Soorten die niet door licht worden aangetrokken (uiltjes), kunnen worden gelokt via het plaatsen van schaaltes met suikeroplossingen.

### 6.3.6.3 Gestandaardiseerde monitoringstechniek voor bodemactieve invertebraten : bodemvalbemonsteringen (Barbervallen)

(gebaseerd op De Bakker et al, 2000a en b; Versteirt et al, 2000)

Bij bodemvalbemonsteringen worden glazen recipiënten (potten met een hoogte 10 cm en binnendiameter ca. 9,5 cm) in de grond geplaatst in een PVC-huls. De potten worden hierbij ingegraven in de bodem, waarbij de rand ter hoogte komt van het maaiveld. Er wordt gebruik gemaakt van glazen vallen omdat experimenten met andere materialen (plastic of metaal) minder goede resultaten gaven (Petruska, 1969; Luff, 1975 en Topping & Luff, 1995).

De vallen worden ongeveer voor de helft gevuld met een 3 à 4 %-formaldehyde-oplossing.

Eén proefopstelling bestaat uit drie vallen die zich telkens op ongeveer vier meter van elkaar bevinden volgens een zo recht mogelijk traject.

De bodemvallen worden om de twee weken geleidigd. Van november tot februari kan de ledigingsfrequentie worden verlaagd tot slechts om de drie weken, wegens de lage vangstdensiteiten gedurende deze periode. Drie weken is echter het maximum, daar vooral de bodemvallen na zo'n periode minder efficiënt worden door de ophoping van detritus in de vallen.

Daarna wordt nieuwe oplossing in de val gebracht en wordt de val zo goed mogelijk teruggeplaatst. De potten met de gevangen dieren worden dan naar het labo gebracht en gestockeerd om later te sorteren.

De bemonsteringsperiode beslaat voor ieder bosbestand een volledig jaar, waarbij de laatste lediging zoveel mogelijk overeenkomt met de eerste lediging.

### **Mogelijkheden en beperkingen van bodemvalmethode**

In het rapport van De Bakker et al. (2000) wordt de historiek betreffende het gebruik van de bodemvalmethode in ecologisch onderzoek op ongewervelden, die vooral op het bodemoppervlak leven, in detail besproken. Voor een gedetailleerde weergave van deze historiek wordt dan ook verwezen naar dit rapport en andere pertinente literatuur dienaangaande (zie vooral Barber (1931), Stammer (1948), Tretzel (1955), Heydemann (1953), Greenslade (1964), Desender (1984), Skuhravy (1957), Briggs (1961), Bombosch (1962), Luff (1975), Adis (1979)).

Recent empirisch onderzoek betreffende de bodemvalmethode werd o.a. verricht in Nederland (Baars, 1979a en b) en in België (Desender et al., 1982 en Desender & Maelfait, 1983) met vooral aandacht voor de volgende problemen:

- a) Is er een wegvangeffect door het gebruik van bodemvallen merkbaar en zo ja, in hoeverre kunnen populaties gedecimeerd worden en/of zich al dan niet snel herstellen?
- b) Hoe kunnen gegevens van bodemvallen toch gebruikt worden in benaderingen over densiteiten?

De conclusies uit deze studies zijn als volgt samen te vatten. Het percentage dieren dat met bodemvallen lokaal wordt weggevangen uit een (interactieve) populatie in de loop van een continue jaarvangst is zeer klein (minder dan 1%) en dit bij gebruik van relatief weinig vallen en deze daling in aantallen wordt als het ware voortdurend aangevuld. (Desender & Maelfait, 1983; zie ook Desender & Pollet, 1988 en Desender, 1988).

Op basis van statistische modellen (vangstcurvemodellen) hebben Desender & Pollet (1988) berekend dat 3 tot 6 vallen een strikt minimum vormen. In bossen wordt vaak gebruik gemaakt van drie vallen, maar dit blijkt toch nog voldoende om goede schattingen te maken van aantallen in een bepaalde (micro-)habitat (zie ook Stein, 1965; Kabacik-Wasylik, 1970; Obrtel, 1971).

Baars (1979b) toont aan dat een jaartotaalvangst van één loopkeversoort, indien vergeleken tussen verschillende jaren en/of verschillende plaatsen een vrij goed verband vertoont met de absolute densiteiten in deze verschillende situaties. Dit betekent dus dat wanneer op verschillende plaatsen met eenzelfde aantal vallen bemonsterd wordt gedurende één jaar, in getallen kan worden uitgedrukt waar de soort in de hoogste relatieve densiteit voorkomt, m.a.w. in welke mate en waar het preferentiebiotoop van de soort zich bevindt. Bodemvalvangsten zijn dan ook uitermate geschikt om biotooppreferenties kwalitatief en kwantitatief te definiëren (Maelfait & Baert, 1975; Desender & Maelfait, 1986; Maelfait, 1996).

Naast de mogelijkheden voor detailecologisch onderzoek bieden bodemvallen tal van mogelijkheden voor faunistisch onderzoek. De voordelen zijn meestal door geen enkele andere methode te evenaren. Voor- en nadelen worden hierna op een rijtje gezet en hebben vooral betrekking op het onderzoek bij loopkevers en spinnen. Voor meer details wordt opnieuw verwezen naar De Bakker et al (2000) :

- Bodemvallen vergen een relatief kleine inspanning (goedkope methode) om snel een groot aandeel van het aanwezige soortenspectrum te kennen. Verschillende auteurs (o.a. Uetz & Unzicker, 1976) toonden dit duidelijk aan.
- Daarenboven krijgt men door de bekomen aantallen een idee over het al dan niet toevallig waarnemen van een soort in een bepaalde biotoop dan wel of deze plaats een voorkeurshabitat is. Alle milieus kunnen door deze methode bemonsterd worden behalve natte oeverzones, waar de handvangstmethode efficiënter blijkt, en schorren of broekbossen die regelmatig onderlopen.
- Het al dan niet voorkomen van een soort betekent niet dat de soort daar een stabiele populatie heeft. Desender (1996) vermeldt op basis van een

gedetailleerd langetermijnonderzoek dat veel soorten, gevangen in een duintransect, toevallige immigranten uit de omgeving blijken te zijn (zie ook Desender & Pollet, 1988; Desender et al., 1999; Luff, 1990; Maelfait & Baert, 1975 en Eversham & Telfer, 1994).

- Bodemvallen zijn een objectieve en vooral continue bemonsteringsmethode (vooral in tegenstelling tot handvangsten). Zeer veel bodemoppervlakte-actieve ongewervelden vertonen een levenscyclus die éénjarig is en naargelang de soort treedt de activiteit vooral op in het voorjaar (en/of winter) of het najaar (en/of zomer). Dit betekent dat bij het bemonsteren van een plaats gedurende één jaar alle soorten met verschillende reproductietypes, en dus verschillende fenologie, in de vallen terecht komen. Wanneer echter minstens één seizoen niet bemonsterd wordt, bestaat de kans dat daardoor bepaalde soorten gemist worden. Een langdurige bemonsteringsperiode (meerdere jaren) is echter noodzakelijk om jaar-tot-jaar verschillen in aantallen te kennen (populatiodynamiek) en mogelijk te verklaren. Abiotische (veelal klimatologische) factoren spelen immers wellicht bij veel soorten een belangrijke rol in de regulatie van populatiedensiteit (Desender, 1996).
- Een nadeel is dat goed-vliegende loopkevers (bijvoorbeeld de zandloopkevers) of webbouwende spinnen (bijvoorbeeld de wielwebspinnen en de kogelspinnen) relatief minder of niet gevangen worden. Andere soorten hebben dan weer een hogere activiteit en worden relatief meer gevangen dan weinig mobiele soorten, zelfs al vertonen die een hogere dichtheid. Bij de verwerking dient hiermee rekening te worden gehouden.
- Door tegenstanders van bodemvallen wordt vaak als nadeel aangebracht dat soms veel exemplaren van een zelfde soort verzameld worden. Uit het voorgaande blijkt echter dat deze vangstmethode slechts uitzonderlijk een negatief effect kan hebben op lokale populaties en dat daarenboven door klimatologische omstandigheden veel grotere veranderingen optreden in dichtheden tussen verschillende jaren. Bodemvalvangsten leren ons daarentegen veel over de voorkeurshabitat van een soort en zijn fenologie (en dus het reproductietype).

Uit het voorgaande moet duidelijk blijken dat bodemvallen, mits doordacht gebruik, in faunistisch-ecologisch onderzoek een niet te evenaren hulpmiddel zijn voor de studie van bepaalde diergroepen. Hiermee moet het mogelijk zijn aan te tonen waar soorten preferentieel voorkomen, achteruitgaan of verdwenen zijn, om zo een doeltreffende bescherming van hun biotopen vooralsnog te trachten te realiseren.

Data op populatieniveau (populatiodynamiek, -structuur, -genetica,...) zijn aan te bevelen voor een efficiënt gebruik van terrestrische invertebraten als bio-indicatoren in conservatie-ecologie (Desender, 1996).

#### **6.3.6.4 Gestandaardiseerde monitoringstechnieken voor vliegende insecten : kleurvallen, waterbakjes, malaisevallen en venstervallen**

*(gebaseerd op De Bakker et al, 2000a en b; Versteirt et al, 2000)*

Kleurvallen zijn plastic potten met een diameter van 9,5 cm en 9 cm hoog die een witte en gele kleur hebben (soms ook blauw).

Soms wordt ook gebruik gemaakt van waterbakjes; dit zijn ondiepe, witte plastic bakjes (30 x 30 x 10 cm) die net als de kleurvallen op de grond worden geplaatst.

Ze worden voor iets meer dan de helft gevuld met een 3-5 % water-formaldehyde-oplossing waaraan enkele druppels vloeibare zeep wordt toegevoegd om de oppervlaktetension te verlagen.

Een proefopstelling bestaat meestal uit drie witte en drie gele vallen, die gedurende een jaarcyclus worden opgevolgd, of uit drie waterbakjes.

Malaisevallen bestaan uit een groot net in fuikvorm, dat eindigt in één of meerdere vangstrecipiënten en zijn bedoeld om vliegende insecten mee te vangen.

Een vensterval bestaat uit een 1 m<sup>2</sup> grote plaat van plexiglas die opgehangen wordt tussen twee houten palen en waaronder een gootvormige afvoer hangt waaraan aan één uiteinde een plastic pot is bevestigd. De plaat wordt lichtjes schuin gehangen zodat de gehele constructie als het ware afloopt naar de kant waar de vangpot is bevestigd. Boven de vensterval wordt een afdak geplaatst (ook uit doorzichtig plastic materiaal vervaardigd) om de val tegen hevige regenval. Een nadeel van deze val is dat in de herfst de afvoer herhaaldelijk geblokkeerd wordt door bladval (Schiegg et al., 1999).

Een lokval is een langwerpige constructie bestaande uit 4 plexiglazen platen die samenkomen rond een cilindervormige buis waarin een nylonkous, gevuld met duivenmest, geplaatst is. Bovenop de buis is een vierkanten plaat bevestigd om inregenen te voorkomen en deze plaat is voorzien van een haak om de val op te hangen aan de vensterval. Vliegende insecten, aangetrokken door de mest (in combinatie met rot hout in de omgeving), botsen tegen één van de vier gevormde oppervlakten en komen zo in de val terecht die onderaan de verticale constructie is gehangen.

Al deze valtypes worden om de 14 dagen leeggemaakt.

### **Efficiëntie van verschillende vangmethoden voor monitoring van vliegende insecten**

Het kwalitatief en kwantitatief bemonsteren van vliegende insecten is niet eenvoudig. Er kan gewerkt worden met interceptievallen of attractievallen. Elke groep of zelfs geslacht zal anders reageren op de vallen. In ecologisch onderzoek wensen we uiteraard een gestandaardiseerde methode die steeds vergelijkbare resultaten oplevert.

De keuze van de vangtechniek bij het monitoren van dansvliegen of slankpootvliegen staat in functie van de groep die men wil bestuderen. Witte waterbakjes zullen vooral bloembezoekers vangen en geen rovers. Gele waterbakjes zullen erg weinig bloembezoekers verzamelen maar wel veel rovers. Blauwe waterbakjes geven dan weer een beeld van de aanwezige boomstambewoners (Pollet & Grootaert, 1994).

Uit een recente studie (Smets, 2000) blijkt dat boktorren (Cerambycidae) voornamelijk teruggevonden worden in de witte vliegenvallen : de adulten van deze familie zijn immers vooral bloembezoekers. In diezelfde studie, kwamen evenveel Elateridae voor in zowel de witte, als de gele vliegenvallen, dit kan een aanwijzing zijn voor een eventuele predatorische levenswijze van deze laatste familie.

De voor- en nadelen van deze technieken kunnen teruggevonden worden in Pollet & Grootaert (1987, 1994).

In 1986 startte Pollet het ecologisch onderzoek op slankpootvliegen in België met een methodologische studie in Wijnendalebos. Hierbij werd de vangstefficiëntie vergeleken tussen malaisevallen, bodemvallen en witte, rode en blauwe watervallen. Watervallen werden op houten palen op een hoogte van 60 cm aangebracht; enkel witte watervallen werden tevens ingegraven. Dit onderzoek wees uit dat witte watervallen op bodemniveau en malaisevallen het meeste soorten en individuen opleverden (Pollet & Grootaert 1987). Ook een vergelijkbare bemonstering van een duinstruweel in Nieuwpoort toonde aan dat witte en gele watervallen superieur waren in het verzamelen van slankpootvliegen t.o.v. groenblauw gekleurde vallen (Pollet & Grootaert, 1994). Donkergekleurde watervallen trekken vooral boombewonende soorten aan (o.a. *Medetera* spp., *Neurigona* spp., *Sciapus* spp.)

Malaisevallen leveren tot 90 % van de aanwezige soorten maar het aantal individuen dat verzameld wordt, is bijzonder hoog. Witte waterbakjes geven kwalitatief hetzelfde resultaat als malaisevallen maar met veel minder dieren. Malaisevallen zijn bijzonder efficiënt voor het verzamelen van dans- en slankpootvliegen, maar zijn niet geschikt voor gedetailleerd ecologisch onderzoek omwille van volgende redenen (Dekoninck et al, 2000) :

- Teneinde een idee te krijgen van de verdeling van de soorten binnen het habitat, worden bij voorkeur meerdere vallen per habitat geplaatst. De vangstopbrengsten van malaisevallen zijn echter zodanig groot, dat het verwerken van de stalen niet meer haalbaar zou zijn bij een dergelijke opstelling.
- Malaisevallen zijn interceptievallen d.i. zij vangen voornamelijk vliegende insecten. Soorten die dus vrij zelden vliegen en/of vooral nabij de bodem actief zijn, zijn doorgaans ondervertegenwoordigd in deze vallen, terwijl frequente en sterke vliegers in grote aantallen worden gevangen.
- Malaisevallen zijn relatief duur en opvallend, waardoor ze soms vernield of gestolen worden door voorbijgangers.

Op basis van de resultaten van het methodologisch onderzoek in Wijnendalebos en bovenstaande opmerkingen kan worden besloten dat de meest efficiënte wijze

(verhouding inzet van menselijke en materiële middelen t.o.v. vangstresultaat) het werken met enkel witte watervallen kan worden vooropgesteld. Dit werd reeds succesvol in diverse habitatten toegepast: heide (Maes & Pollet, 1997; Pollet et al., 1989a), rietlanden (Pollet, 1992b), kustduinen (Pollet & Grootaert, 1996) en graslanden (Pollet, in druk). In het buitenland (Duitsland, Frankrijk) worden evenwel doorgaans gele watervallen ingezet bij inventarisaties van vliegen en slankpootvliegen in het algemeen. Derhalve is het zinvol om in de habitatten een set van 3 witte en 3 gele watervallen te plaatsen. Overeenkomstig de bevindingen van Desender & Pollet (1988) moeten minstens 3 vallen van elk type worden opgesteld.

Venstervallen en lokvallen worden voornamelijk gebruikt om vliegende keversoorten te vangen. Kevers hebben namelijk de neiging om, wanneer ze tegen een oppervlak aanvliegen, naar beneden te vallen en vervolgens te lopen (naar de plastic pot toe), daar waar Diptera e.d. naar boven wegvliegen. Indien opgesteld in de buurt van een dode boom, kunnen met venstervallen ook vliegende adulten van xylobionte kevers gevangen worden. Deze valtypes zijn minder geschikt voor het vangen van spinnen en loopkevers (bossoorten zijn immers vaak ongevleugeld), die er alleen kunnen in terecht komen door op beide vallen te kruipen en spinnen kunnen eventueel hun web bouwen in de nabijheid van de val en toevallig in de vallen terechtkomen.

Het onderzoek van Versteirt et al. (2000) toonde aan dat ook de venstervallen en de lokvallen telkens een specifieke fauna wegvangen, die niet in andere valtypes wordt geregistreerd.

Wil men dus een vollediger beeld verkrijgen van de vliegende invertebraten in de bosfauna, is het noodzakelijk te werken met een volledige batterij van valtypes (zie verder).

#### **6.3.6.5 Gestandaardiseerde methodiek voor het monitoren van xylobionte invertebraten**

(gebaseerd op Versteirt et al., 2000; De Bakker et al., 2001).

Het inzamelen en onderzoeken van arthropoden die voorkomen in dood hout (xylobionten) en boom- of schorsbewonende arthropoden (meestal predatoren van xylobionten, zoals spinnen en loopkevers) gebeurde in het verleden meestal door handvangsten. Hierbij werd op de stam bemonsterd, schors van stronken en takken verwijderd, schorsdelen en houtmoolm gezeefd of boomkronen een insecticidenbehandeling gegeven (Hesse, 1940; Engel, 1941; Engelhardt, 1958; Höregott, 1960; Turnbull, 1960; Martin, 1966; Klomp & Teerink, 1973; Hågvar & Hågvar, 1975; Biström & Väisänen, 1988; Geudens, 1997). Omdat deze techniek enorm tijdrovend was, discontinu ('s nachts werd er bijvoorbeeld niet bemonsterd), niet overall dood hout beschikbaar was (en is) in bossen en deze techniek (meestal) ook nogal wat schade aanricht in het bosbestand, zijn veel onderzoekers aangepaste vallen (zogenaamde eklektoren) gaan gebruiken om dood of levend hout te bemonsteren gedurende een langere, doorlopende periode (Derksen, 1941; Elton et al., 1964).

Boscosystemen zijn bovenal verticaal gestructureerd, zelfs jonge of kleine bosjes (Brokaw & Lent, 1999). Om in dit ecosysteem deze verticale structuur zo goed mogelijk te bemonsteren wordt gebruik gemaakt van een stameklektor.

#### **Open stameklektor**

Een open stameklektor is een ijzeren, rechthoekige constructie die kan aangespannen worden naargelang de breedte van de stam en waarrond een zwarte waterafstotende doek is bevestigd, zodat er weinig beïnvloeding van buitenaf mogelijk is (zoals regen, licht, bladval,...). Enkel onderaan is deze constructie open, bovenaan is ze volledig gesloten. Op de vier hoeken van deze rechthoek worden potten bevestigd, zowel onderaan als bovenaan. De vier plastic potten bovenaan zijn plat en rond en hebben een doorschijnend deksel, zodat daglicht naar binnen valt; dit trekt uitsluitende insecten aan daar deze doorschijnende potten de enige lichtbron vormen in de val (Schiegg et al., 1999). De vier potten onderaan zijn bevestigd aan een plasticen trechter, om de ongewervelden nog beter naar de pot te leiden. Het grote voordeel van een eklektor is vooral dat de potten eenvoudig en snel kunnen geleidigd worden (Schiegg et al., 1999).

Een groot aantal faunistische studies in verband met arthropoden (en een aantal meer specifiek gericht op spinnen) zijn in het verleden gebeurd met dit type eklektoren en dit voornamelijk in Duitsland (Derksen, 1941; Elton et al., 1964; Grimm et al., 1975; Albert, 1976 & 1982; Thiede, 1977; Winter et al., 1977; Kolbe, 1979 & 1981; Funke & Sammer, 1980; Slembrouck, 1980; Adis, 1981; Albert, 1982; Nicolai, 1985; Platen, 1985; Stippich, 1986; Steupert, 1986; Uhlenhaut et al., 1987; Nicolai, 1987; Büchs, 1988; Simon, 1989, 1991 & 1995; Braun, 1992; Pfütze, 1994; Thömen, 1994; Albrecht, 1995; Gutberlet, 1996; Pawelka, 1997; Muster, 1998; Schubert, 1998; Schulz & Schmidt, 1998; Ammer & Schubert, 1999).

De bemonstering wordt continu uitgevoerd gedurende minstens één volledig jaar, al stelt Köhler (1996) dat een bemonstering van minstens twee opeenvolgende jaren noodzakelijk is om een correct beeld te krijgen. Uit het onderzoek van Schmitt (1992) blijkt dat 10 % van alle keverindividuen tussen eind november en begin maart gevangen worden.

Funke (1979) geeft een overzicht van de diergroepen die gevangen worden met eklektoren, van de mogelijkheden die deze vallen bieden en van de invloed van temperatuur en vochtigheid op de vangsten.

Naast de beschreven open stameklektor bestaan nog andere types eklektoren. Zo zijn er gesloten stameklektoren, open en gesloten eklektoren om rond liggende stamstukken op te stellen en tenteklektoren, die op stobben en over stamstukken en takken worden opgesteld (Dorow et al., 1992).

Een bijzonder type is de zogenaamde "Asteklektor" om takken te bemonsteren (mogelijk om op verschillende hoogten te bemonsteren) en werd ontwikkeld en gebruikt door onder andere Simon (1995) en Ammer & Schubert (1999). Een variatie op dit type werd eveneens gebruikt in Koponen (1996) en Koponen et al. (1997). De zogenaamde "Borkeemergenzeklektor" (BEE, ontwikkeld en beschreven in Mühlenberg, 1993) werd gebruikt door Muster (1998) bij een studie naar spinnen. De voordelen van deze val zouden de hogere vangstefficiëntie zijn van taxa met een kleinere actieradius of een geringere bewegingsactiviteit en een versterkte uitsluiting van toevalsvangsten. De auteur vermeldt wel dat stameklektoren beter zijn voor meer actieve taxa (zoals spinnen).

De meeste van deze auteurs hadden hun vallen niet hoger dan 4 meter opgesteld en bemonsterden dus voornamelijk de stammen. Andere onderzoeken hebben resultaten opgeleverd van hogere regionen in de bomen (boomkronen) met eklektoren die via een speciaal systeem geplaatst werden (Braun, 1992).

### **Voor- en nadelen van de eklektorvalmethode**

Schmitt (1992), Büchs (1988) en Schiegg et al. (1999) sommen een aantal voor- en nadelen op van bemonsteringen uitgevoerd d.m.v. een eklektor :

- De techniek is vrij selectief : enkel soorten die op één of andere manier gebonden zijn aan stammen en het stamoppervlak benutten om bepaalde activiteiten uit te oefenen worden gevangen. Toevalsvangsten van zwermen insecten die niet gebonden zijn aan stammen zijn uitgesloten.
- Voor de latere verwerking is o.a. de hoge efficiëntie die gehaald wordt positief (relatief grote vangstaantallen tegenover een lage ledigingkost). Deze vangstmethode is bovendien standaardiseerbaar en reproduceerbaar zodat de bekomen gegevens goed interpreteerbaar zijn. Belangrijk voor de verwerking van deze gegevens, is het feit dat de gevangen individuen en soortenaantallen kwantitatief en kwalitatief te relateren zijn aan omgevingsvariabelen (indien beschikbaar).
- Ook voor het habitat zelf is de eklektorvalmethode wellicht beter, ten eerste omdat de ontwikkeling van de insecten niet verstoord wordt : de eklektor wordt rond een boom bevestigd en er moet dus geen schors e.d. verwijderd worden. Op die manier is deze methode minder destructief voor het habitat en de invloed is minimaal.
- Doordat deze eklektor gedurende een bepaalde periode rond de boom is opgesteld, worden in de vallen ook soorten gevonden die zich dieper in het houtweefsel ontwikkelen (bij het uitsluipen komen deze in de val terecht). Bovendien kan ook nuttige informatie over de fenologie van bepaalde soorten ingewonnen worden.

Dezelfde auteurs vermelden ook nadelen van deze nieuwe techniek :

- Bepaalde klimatologische veranderingen onder de zwarte doeken van de eklektor zorgen ervoor dat bepaalde soorten niet of minder gevangen worden. Funke (1979) meldde ook een belangrijke terugval van de vangsten tijdens warmere, droge perioden, waarschijnlijk door de opwarming onder de zwarte doeken.
- Het vangen van bepaalde soorten die holtes opzoeken om te overwinteren en die niet rechtstreeks (voor voeding) afhankelijk zijn van bomen.
- De aankoop is duur en inspanningen bij het opstellen kunnen hoog zijn; de val kan alleen gebruikt worden op bomen met een welbepaalde omvang (geen sterk veranderlijke diameter van de eklektor).
- Een belangrijker nadeel is echter dat de representativiteit van de gevangen individuen onbekend is voor de werkelijke insectengemeenschap in het dode hout. Zo kunnen zowel de gevangen soorten als gevangen aantallen individuen sterk beïnvloed worden door allerlei factoren. Een voorbeeld hiervan is predatie door spinnen die een web bouwen aan de ingang van de val (Nielsen, 1974; Irmiler et al, 1996). Om dit te vermijden worden eventuele webben bij iedere lediging best verwijderd.
- Owen (1992) merkt op dat vele xylobionten een meerjarige levenscyclus hebben en dus in een inzamelperiode die slechts één (of zelfs enkele) seizoen(en) beslaat, onopgemerkt kunnen blijven.
- Zelfs bij een studie met een soort gemodificeerde eklektor voor liggend dood hout, werd vastgesteld dat niet de totale diversiteit aan soorten kon bemonsterd worden en dat zelfs 30 % van het aantal soorten zo niet werd bekomen.

Alhoewel een eklektor veel inspanning vergt bij ontwerp en installatie, biedt deze vangstmethode dus de mogelijkheid om informatie te verwerven over de ecologie van in dood hout levende insecten.

Volgens Albert (1976) vangt men met stameklectoren ongeveer 80 % van alle aanwezige soorten in een bosgebied. Nielsen (1974) berekende voor een aantal insectensoorten dat zelfs 90% zou worden weggevangen. Verder zorgen eklektorvangsten samen met bodemvallen, dat we een goed beeld krijgen van de verticale distributie van spinnen en kevers in wouden en bossen.

### **Belang van eklektoren voor de studie van Empididae**

Zoals eerder vermeld, is dood hout belangrijk voor bepaalde dansvliegen met betrekking tot hun ontwikkeling. Er zijn reeds een aantal studies uitgevoerd die het belang van dood hout en de diversiteit aan xylobionte soorten hebben bevestigd. Hierbij wordt verwezen naar twee onderzoeken, één in België over de xylobionten in dood hout van Amerikaanse vogelkers en Grove den (Grootaert & Geudens, in litt.) en één in Zwitserland over xylobionten in beuk (Schiegg et al., 1999; Grootaert & Schiegg, in litt.).

In de Zwitserse studie werden zelfs niet minder dan 52 soorten uit het vermolmd hout gekweekt. Een vergelijking tussen de resultaten met eklektoren en venstervallen, die de rondvliegende fauna bemonsterde, toonde aan dat 76 % van de aanwezige dansvliegen zich in dood hout kan ontwikkelen. Het aandeel van de echte xylobionten in deze studie was 25 %. Dit cijfer is toch wel aan de hoge kant, aangezien de venstervallen ook niet de volledige rondvliegende dansvliegengemeenschap bemonsteren.

Het onderzoek van Versteirt et al. (2000) toonde aan dat bodemvallen en lokvallen geen xylobionte Empididae opleveren. Vroegere studies (Grootaert & Geudens, in litt.; Grootaert & Schiegg, in litt.) bewezen wel de effectiviteit van eklektoren en boomvenstervallen (Kaila, 1993) voor het opsporen van xylobionte dansvliegen. De hiertoe te gebruiken eklektoren zijn echter van een ander type.

De open stameklectoren zijn veel minder effectief om xylobionte dansvliegen te verzamelen (Versteirt et al., 2000) : zij bemonsteren enkel staand dood hout, terwijl de dansvliegen vooral ontwikkelen in vochtig (dus liggend) dood hout. Bovendien kunnen de vliegen bij open eklektoren in en uit de vallen vliegen en tezelfdertijd is de bemonsterde oppervlakte erg klein.

In de Zwitserse studie werden ofwel takhout ofwel boomstammen van 1 à 1,5 m lengte in een gesloten tenteklektor gebracht. De resultaten waren wel statistisch verwerkbaar.

Om een beeld te verkrijgen van de aanwezige xylobionte dansvliegen wordt dus best dezelfde techniek gebruikt als beschreven door Schiegg et al. (1999) : gesloten eklektor, rond neerliggend en vochtig dood hout.





## 6.4 Gestandaardiseerde vallenopstelling

### 6.4.1 Inleiding

Uit voorgaande beschrijvingen wordt hieronder een gestandaardiseerde monitoringsmethodiek vooropgesteld, die bruikbaar is bij intensieve opvolgingsprogramma's van bossen, waarbij de nadruk ligt op directe soortbenadering (niveau 3 van de biodiversiteitsbepaling).

Een overzicht van de belangrijkste conclusies uit voorgaande hoofdstukken zijn in onderstaande tabellen samengevat. De cursief gedrukte groepen zijn enkele niet specifiek geselecteerde groepen, die echter met dezelfde technieken kunnen worden bemonsterd.

Tabel 6.1. : Soortengroepen die specifieke methodieken vereisen

Soortengroep	Methodiek
Vegetatie	Uiteenlopend met PQ's.
Kleine zoogdieren	Levende vallen
Vleermuizen	Punttransecttellingen met Bat-detector
Vogels	Territoriumkartering
Dagvlinders	Transecttellingen
Nachtvlinders	Lichtvangsten
Regenwormen	Bodemstaalnamen; bijvangsten in bodemvallen en eklektoren
Slakken	Verzamelen onder linoleumplaatjes, bijvangst in bodemval
Springstaarten	Bodemstaalnamen; bijvangsten in bodemvallen en eklektoren

Tabel 6.2. : Overzicht van vangstsucces per soortengroep voor de verschillende valtypes : % = aantal individuen per valtype naar Dorow et al, 1992; XX : voornaamste valtype (minstens 3/4 van de soorten; X = belangrijk valtype (minstens 1/4 van de soorten; gebaseerd op Versteirt et al., 2000; De Koninck et al., 2000 en De Bakker et al., 2001).

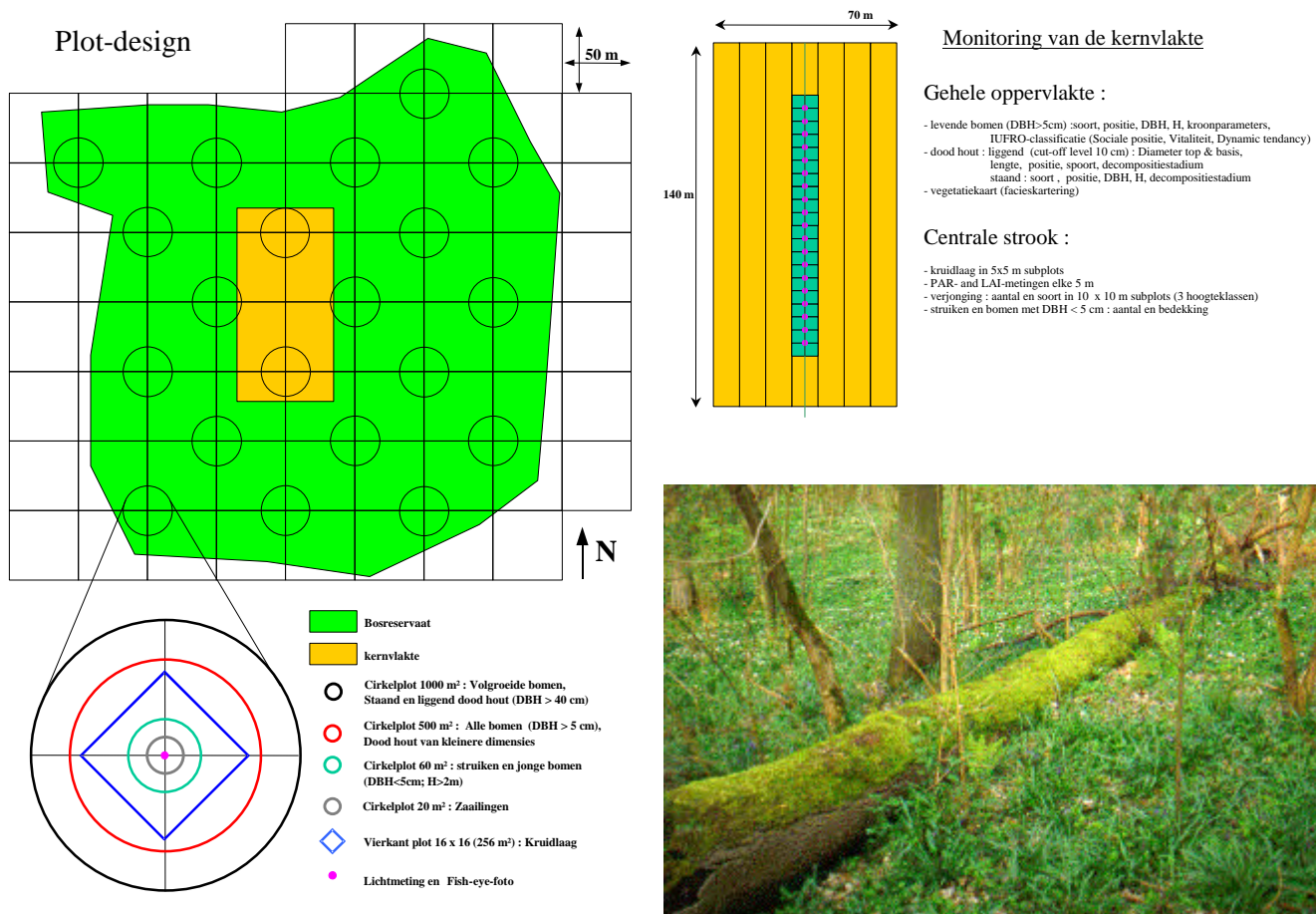
Soortengroep	Bodemval	Kleurval waterbak	Vensterval en lokval	Eklektor	Specifieke methodiek
Loopkevers,	XX				
Spinnen	46% X	0.1%	1%	53% X	
Zweefvliegen		XX			Handvangsten
Dansvliegen		X		X	
Slankpootvliegen		XX			
Xylobionte kevers	(X)	X	X	X	
Mieren	XX				Nesten en handvangsten
Hooiwagens	70%			30%	
Pissebedden	98%			2%	
Sprinkhanen en oorwormen	10%			90%	Weinig soorten in bossen
Duizend- en miljoenpoten	80%			20%	
Wantsen	3%		20%	77%	
Bladluizen	15%	3%	7%	75%	

Voor wat betreft xylobionten concludeerden Versteirt et al. (2000) dat iedere vangsttechniek specifieke soorten oplevert die met de andere technieken niet bekomen worden. Wil men dus een zo volledig mogelijk beeld krijgen van de xylobiontenfauna dan is het noodzakelijk zowel venstervallen en lokvallen, eklektoren en bodem- en kleurvallen op te stellen. Wel bleek voor deze groep dat wat betreft kleurvallen, witte kleurvallen kunnen volstaan, daar de gele vliegenvallen geen (of weinig) nieuwe resultaten opleveren. De kleurvallen zijn vooral belangrijk voor het vangen van boktorren, terwijl de eklektoren onmisbaar zijn voor schorskevers en Lucanidae.

## 6.4.2 Standaardprogramma niveau 3

Een standaardbemonstering niveau 3 bestaat uit twee luiken :

1. Gedetailleerde vegetatieopname met steekproefcirkels (zoals beschreven door Vandekerckhove & Van Den Meersschaut (2000)). In figuur 6.1 is een grafische samenvatting weergegeven van deze methodiek.



Figuur 6.1. : gestandaardiseerde methodiek voor het monitoren van vegetatieontwikkeling (houtige vegetatie en kruidlaag) in bossen.

2. Gestandaardiseerde opstelling van kleur- en bodemvallen

De bemonstering gebeurt aan de hand van een standaardset van drie bodemvallen en zes vliegenvallen (zie hoger). Alle vallen worden telkens in een bepaalde formatie geplaatst, ongeveer 4 m uit elkaar en volgens het volgende schema:

KG1	KW2	KG3
BV1	BV2	BV3
KW1	KG2	KW3

De vallen worden een jaar lang bemonsterd, met tweewekelijkse ledigingen. Bij beperkte middelen kan de bemonstering worden beperkt tot de meest productieve maanden : mei tot juli.

Een dergelijke proefopstelling geeft een vrij volledig beeld van de vegetatiestructuur, de plantendiversiteit en de soortenrijkdom van volgende groepen : loopkevers, zweefvliegen, slankpootvliegen, een belangrijk gedeelte van de dansvliegen, bodembewonende spinnen (boombewonende spinnen worden niet bemonsterd!), Opiliones (hooiwagens), Isopoda (pissebedden), Chilopoda en Diplopoda (miljoen- en duizendpoten).

Deze gestandaardiseerde methodiek werd reeds uitgebreid toegepast in Vlaanderen. Sinds 1995 werden reeds een 60-tal boslocaties op die manier bemonsterd. Hiervoor wordt verwezen naar Van Den Meererschaut et al., 2000; De Bakker et al., 1999 en 2000 a en b; De Bruyn et al., 1999.

Voor xylobionte soorten is deze methodiek weinig effectief (zie verder), tenzij dan voor de groep van de boktorren die in de witte kleurvallen worden gevangen (die voor een belangrijk deel uit xylobionte soorten bestaat, althans in het larvale stadium).

### *6.4.3 Uitgebreide bemonstering niveau 3*

De uitgebreide bemonstering niveau 3 gaat uit van dezelfde basisopstelling. Alleen wordt deze verder aangevuld met een vensterval, een open stameklektor en een lokval.

Deze gestandaardiseerde opstelling werd reeds toegepast op 8 locaties in Vlaanderen door Versteirt et al. (2000) en De Bakker et al. (2001). Details in verband met de gebruikte bemonsteringstechniek zijn in deze rapporten terug te vinden.

Een foto van dergelijke proefopstelling is op volgende pagina weergegeven.

### *6.4.4 Verdere uitbreidingen met specifieke monitoringstechnieken*

Zowel het standaardprogramma als de uitgebreide monitoringstechniek niveau 3 bieden de mogelijkheid om op een herhaalbare en vergelijkbare wijze de soortenrijkdom van vegetatie en een groot deel van de spinnen- en insectenfauna van bossen te bemonsteren.

Voor andere diergroepen, waar specifieke monitoringsmethodieken noodzakelijk zijn, is het uiteraard noodzakelijk deze extra uit te voeren. Zoals reeds eerder vermeld, zijn onderstaande groepen bijzonder bruikbaar voor de monitoring van biodiversiteit in bossen en bestaan gestandaardiseerde methodieken voor de bemonstering :

- Vleermuizen
- Kleine zoogdieren
- Vogels
- Dagvlinders
- Nachtvinders
- Slakken
- Mieren

Voor de specifieke methodieken wordt naar de respectievelijke hoofdstukken verwezen.



*Fig. 6.2. : Overzicht van de proefopstelling bij de uitgebreide bemonstering niveau 3 : vensterval, lokval en open stameklektor (niet zichtbaar op de foto zijn 3 bodemvallen en 6 kleurvallen (3 witte en 3 gele) die in de buurt van de andere vallen worden opgesteld.*

## 6.5 Conclusie

Het monitoren van biodiversiteit in bossen met behulp van indicatoren stuit op een algemeen gebrek aan ecologische kennis. Dit gegeven valt op korte termijn niet op te lossen, vandaar dat moet worden gezocht naar alternatieven.

Eén zo'n alternatief is volgens sommigen multisoortenmonitoring. De onderliggende gedachte hierbij is dat, door het monitoren van soortengroepen met verschillende habitateisen, een totaalbeeld verkregen wordt over de evolutie van de totale soortendiversiteit en de kwaliteit van het integraal ecosysteem (Faith & Walker, 1996).

Op basis van enkele duidelijke criteria werden voor Vlaanderen een aantal soortengroepen geselecteerd, die voor de monitoring van biodiversiteit in bossen in aanmerking kunnen komen. Daarbij worden gestandaardiseerde methodieken aangereikt die het mogelijk maken vergelijkbare en herhaalbare bemonsteringen uit te voeren, met de bedoeling om op een directe manier (soortbenadering) een beeld te krijgen van de actuele toestand en de evolutie van de totale soortendiversiteit in het bestudeerde bosbestand

Het blijft echter de vraag in hoeverre deze geselecteerde soortengroepen wel een representatief beeld geven van de totale soortenrijkdom en de evolutie ervan. Bij gebrek aan voldoende achtergrondkennis rond de interacties tussen de soorten(groepen) blijven conclusies wat betreft 'totale soortenrijkdom' uit dergelijke monitoring dan ook best beperkt tot de bemonsterde soortengroepen zelf.

Bovendien is het steeds belangrijk een ecologische interpretatie toe te voegen aan de naakte cijfers wat betreft soortenrijkdom : gegevens betreffende zeldzaamheid en habitatspecificiteit zijn immers essentieel om te beoordelen of de gevonden soortenrijkdom ook effectief correspondeert met een hoge natuurwaarde. Veel soorten correspondeert immers niet noodzakelijk met een hoge natuurwaarde.

# **BIJLAGEN**

## BIJLAGE 1 : Soortenlijst van de inheemse bomen en struiken in Vlaanderen

	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam		Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
1	<i>Acer campestre</i>	Veldesdoorn	28	<i>Populus tremula</i>	Trilpopulier
2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Gewone esdoorn	29	<i>Prunus avium</i>	Zoete kers
3	<i>Alnus glutinosa</i>	Zwarte els	30	<i>Prunus padus</i>	Europese vogelkers
4	<i>Betula pendula</i>	Ruwe berk	31	<i>Prunus spinosa</i>	Sleedoorn
5	<i>Betula pubescens</i>	Zachte berk	32	<i>Pyrus pyraister</i>	Wilde peer
6	<i>Carpinus betulus</i>	Haagbeuk	33	<i>Quercus petraea</i>	Wintereik
7	<i>Cornus sanguinea</i>	Rode kornoelje	34	<i>Quercus robur</i>	Zomereik
8	<i>Corylus avellana</i>	Hazelaar	35	<i>Rhamnus catharticus</i>	Wegedoorn
9	<i>Crataegus laevigata</i>	Tweestijlige meidoorn	36	<i>Salix alba</i>	Schietwilg
10	<i>Crataegus monogyna</i>	Eénstijlige meidoorn	37	<i>Salix atrocinerea</i>	Rossige wilg
11	<i>Euonymus europaeus</i>	Wilde kardinaalsmuts	38	<i>Salix aurita</i>	Georde wilg
12	<i>Fagus sylvatica</i>	Beuk	39	<i>Salix caprea</i>	Boswilg
13	<i>Frangula alnus</i>	Sporkehout	40	<i>Salix cinerea</i>	Grauwe wilg
14	<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewone es	41	<i>Salix fragilis</i>	Kraakwilg
15	<i>Genista anglicana</i>	Stekelbrem	42	<i>Salix purpurea</i>	Bittere wilg
16	<i>Genista pilosa</i>	Kruipbrem	43	<i>Salix repens</i>	Kruipwilg
17	<i>Genista tinctoria</i>	Verfbrem	44	<i>Salix triandra</i>	Amandelwilg
18	<i>Hippophae rhamnoides</i>	Duindoorn	45	<i>Salix viminalis</i>	Katwilg
19	<i>Ilex aquifolium</i>	Hulst	46	<i>Sambucus nigra</i>	Gewone vlier
20	<i>Juniperus communis</i>	Jeneverbes	47	<i>Sambucus racemosa</i>	Trosvlier
21	<i>Ligustrum vulgare</i>	Wilde liguster	48	<i>Sarothamnus scoparius</i>	Brem
22	<i>Malus sylvestris</i>	Wilde appel	49	<i>Sorbus aucuparia</i>	Lijsterbes
23	<i>Mespilus germanica</i>	Mispel	50	<i>Tilia cordata</i>	Winterlinde
24	<i>Myrica gale</i>	Wilde gagel	51	<i>Ulex europaeus</i>	Gaspeldoorn
25	<i>Pinus sylvestris</i>	Grove den	52	<i>Ulmus glabra</i>	Ruwe iep
26	<i>Populus canescens</i>	Grauwe abeel	53	<i>Ulmus minor</i>	Gladde iep
27	<i>Populus nigra</i>	Zwarte populier	54	<i>Viburnum opulus</i>	Gelderse roos

### OPMERKING

Deze soortenlijst is in eerste instantie gebaseerd op de lijst uit Cosyns et al. (1994) : 'Een statistiek van de wilde flora van Vlaanderen'. Alle soorten, die hierin als inheems (I) worden aangeduid, werden opgenomen. Hieraan werden nog een aantal ingeburgerde soorten en twijfelgevallen toegevoegd, die niet meer weg te denken zijn uit het Vlaamse bosbeeld of hierin een speciale positie innemen (bv. zeldzaamheid). Het gaat hier om *Acer pseudoplatanus*, *Pinus sylvestris*, *Populus canescens* en *nigra*, *Pyrus pyraister* en *Ulmus glabra*. Bij de twee *Populus*-soorten is de toestand totaal onduidelijk. De grenzen van hun verspreidingsareaal zijn niet of zeer moeilijk te achterhalen. Daarenboven is *P. nigra* nog maar met moeite terug te vinden in Vlaanderen, terwijl bij *P. canescens* niet eens duidelijk is of het hier om een kruising dan wel een aparte soort gaat (De Langhe et al., 1988; Pauwels, 1995). Ook bij *Ulmus glabra* is het niet duidelijk of de soort al dan niet inheems is. Bij de Gewone esdoorn is de situatie iets duidelijker. Deze soort is niet inheems, maar was reeds in België aanwezig ten zuiden van Samber en Maas en zou naar alle waarschijnlijkheid spontaan verder naar het noorden zijn opgerukt, ware het niet dat de mens deze evolutie versnelde. Ook over *Pinus sylvestris* bestaat weinig twijfel (niet (meer) inheems). De soort is echter niet meer weg te denken op de arme zandgronden en wordt in dit geval getolereerd. Voor de Wilde peer zijn de oorspronkelijk areaalsgrenzen moeilijk te achterhalen, waardoor ook aan deze soort het voordeel van de twijfel wordt gegeven. Deze soortenlijst werd beperkt tot soortsniveau. Niettemin dienen hybriden als *Betula × rhombifolia* (*B. pendula* × *B. pubescens*), *Quercus × rosacea* (*Q. robur* × *Q. petraea*) en de talrijke natuurlijke wilgen- en meidoornhybriden hieraan toegevoegd.



BIJLAGE 2 : Berekening van de Authenticiteitsindex voor 11 bosbestanden in de Vlaamse bosreservaten

Bosreservaat-bestand	Pijn- ven50	Pijn- ven4	Jagers- borg 24d	Neigem Bos 4	Neigem- bos 6	Zoniën 27	Neigem Bos 5	Parike 1	Meer- daal 7	Zoniën 1	Zoniën 13
<b><u>Structuur-index</u></b>											
Sluitingsgraad	4	4	2	2	4	2	2	4	4	4	2
Leeftijd	2	2	1	5	5	5	5	5	5	7	5
Verticale structuur	2	2	4	2	4	4	4	4	4	4	4
Horizontale structuur	1	1	3	5	5	5	5	5	5	3	5
à	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>16</b>
<b><u>Houtige vegetatie-index</u></b>											
Aantal boomsp.	1	1	1	1	3	3	4	3	5	1	2
Aantal dikke bomen	0	4	0	5	0	1	2	2	1	0	3
Aantal zeer dikke bomen	0	0	0	3	0	0	0	3	4	5	3
Aantal boomsp. in verjonging	1	0	1	1	1	1	3	1	2	1	1
Standaardafwijking t.o.v. $\emptyset_{1,5}$	0	1	0	1	0	1	3	1	2	6	3
à	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>12</b>
<b><u>Kruidvegetatie-index</u></b>											
Aantal sp. vaatplanten	1	1	2	1	6	3	3	4	3	2	3
Zeldzaamheid	1	1	2	1	4	4	4	2	4	2	4
Aantal mossp.	3	3	3	2	2	3	1	2	3	2	3
Bedekking	1	0	1	1	1	1	1	3	1	1	1
à	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>11</b>
<b><u>Dood hout-index</u></b>											
Grondvlak	0	0	0	1	0	1	1	2	1	0	1
Standaardafwijking t.o.v. $\emptyset_{1,5}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal dikke bomen	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Stamlengte dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
Aantal $\emptyset$ -klassen	2	0	2	0	0	2	2	4	2	3	3
à	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
<b>AUTHENTICITEITSINDEX</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>35</b>	<b>35</b>	<b>36</b>	<b>40</b>	<b>45</b>	<b>46</b>	<b>46</b>	<b>48</b>

BIJLAGE 3 : Berekening Authenticiteitsindex (niveau 2) voor 9 bosbestanden uit de bosinventarisatie

Bestand	84097	95053	95120	178132	251081	257003	317103	318018	318113
<b><u>Structuur-index</u></b>									
Sluitingsgraad	3	2	2	2	2	2	3	2	2
Leeftijd	5	1	1	5	1	1	1	1	1
Verticale structuur	4	2	2	2	2	2	2	2	2
Horizontale structuur	5	1	1	5	1	5	5	1	1
à	<b>17</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>6</b>
<b><u>Houtige vegetatie-index</u></b>									
Aantal boomsp.	3	1	2	2	0	5	3	2	1
Aantal dikke bomen	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Aantal zeer dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal boomsp. in verjonging	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Standaardafwijking t.o.v. Ø <sub>1,5</sub>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
à	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>
<b><u>Kruidvegetatie-index</u></b>									
Aantal sp. vaatplanten	7	2	4	5	2	2	5	1	5
Zeldzaamheid	3	1	1	4	1	2	4	1	4
Aantal mossen	2	2	2	2	1	5	3	2	3
Bedekking	1	3	3	2	1	1	1	2	1
à	<b>13</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>13</b>
<b><u>Dood hout-index</u></b>									
Grondvlak	0	0	1	1	0	1	0	1	0
Standaardafwijking t.o.v. Ø <sub>1,5</sub>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stamlengte dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal Ø-klassen	2	2	2	4	4	4	4	6	2
à	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>2</b>
<b>AUTHENTICITEITSINDEX</b>	<b>36</b>	<b>17</b>	<b>21</b>	<b>35</b>	<b>17</b>	<b>31</b>	<b>31</b>	<b>21</b>	<b>22</b>

BIJLAGE 4 : Berekening Authenticiteitsindex (niveau 2) voor de 10 bestanden van het bosreservaat Koeimook (Postel)

Bestand	Koeimook 1	Koeimook 2	Koeimook 3	Koeimook 4	Koeimook 5	Koeimook 6	Koeimook 7	Koeimook 8	Koeimook 9	Koeimook10
<b><u>Structuur-index</u></b>										
Sluitingsgraad	2	2	2	4	4	2	4	2	4	2
Leeftijd	5	2	2	1	5	1	5	5	2	5
Verticale structuur	4	2	2	4	4	4	4	4	2	4
Horizontale structuur	1	5	1	5	5	5	5	1	1	5
à	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>16</b>
<b><u>Houtige vegetatie-index</u></b>										
Aantal boomsp.	3	2	1	3	2	5	3	2	1	2
Aantal dikke bomen	1	3	3	0	1	0	1	2	2	1
Aantal zeer dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal boomsp. in verjonging	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0
Standaardafwijking t.o.v. Ø <sub>1,5</sub>	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0
à	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>3</b>
<b><u>Kruidvegetatie-index</u></b>										
Aantal sp. vaatplanten	1	2	2	2	2	2	2	1	1	1
Zeldzaamheid	1	1	2	1	1	2	2	1	2	2
Aantal mossen	2	1	2	2	2	2	2	2	3	2
Bedekking	1	0	1	1	1	3	1	3	3	2
à	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>7</b>
<b><u>Dood hout-index</u></b>										
Grondvlak	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1
Standaardafwijking t.o.v. Ø <sub>1,5</sub>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aantal dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stamlengte dikke bomen	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Aantal Ø-klassen	4	0	0	4	6	4	4	6	7	6
à	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>7</b>
<b>AUTHENTICITEITSINDEX</b>	<b>27</b>	<b>21</b>	<b>18</b>	<b>29</b>	<b>34</b>	<b>29</b>	<b>36</b>	<b>31</b>	<b>34</b>	<b>33</b>

BIJLAGE 5 : Berekening basisindex (niveau 1) voor 11 bosbestanden in de Vlaamse bosreservaten

Bosreservaat		Pijnven en 50	Pijnven 4	Jagers- borg 24d	Neigem 4	Neigem6	Zoniën2 7	Neigem5	Parike 1	Meerdaa 1 7	Zoniën1	Zoniën1 3
bosstructuur	kronen	4	4	2	2	4	2	2	4	4	4	2
	leeftijd	4	4	4	4	2	5	5	4	5	7	5
	#etages	2	2	4	2	4	4	4	4	4	4	4
	menging	1	2	3	2	5	5	5	1	5	2	5
	som	11	12	13	10	15	16	16	13	18	17	16
boomlaag	#booms	1	3	1	1	3	3	5	3	5	1	3
	#40-80	0	3	0	3	0	1	3	3	3	3	3
	#boven80	0	0	0	6	0	0	0	6	6	10	6
	NV	2	0	2	2	2	2	4	2	4	2	2
	Som	3	6	3	12	5	6	12	14	18	16	14
kruid- en struiklaag	Kruidsoort	2	2	2	2	6	6	6	6	6	2	6
	Dekkruid	2	0	2	2	2	4	2	4	2	2	4
	Mos	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Som	6	4	6	6	10	12	10	12	10	6	12
dood hout	staand	0	0	0	5	0	2	5	2	2	0	0
	Liggend	2	0	2	0	0	5	2	5	2	8	8
	Extra veel	0	0	0	3	0					3	3
	Som	2	0	2	8	0	7	7	7	4	11	11
	totaal	22	22	24	36	30	41	45	46	50	50	53
	aftrek	3	3	3								
	indexwaarde niveau 1	19	19	21	36	30	41	45	46	50	50	53
	indexwaarde niveau 2	19	20	22	35	35	36	40	45	46	46	48

BIJLAGE 6 : Berekening basisindex (niveau 1) voor de 10 bestanden van het bosreservaat  
Koeimook (Postel)

Bestand		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Bosstructuur</b>	kronen	2	2	2	4	4	2	4	2	4	2
	leeftijd	5	4	4	2	5	2	5	5	2	5
	#etages	4	2	2	4	4	4	4	4	2	4
	menging	1	5	1	5	5	5	5	1	1	5
	som	12	13	9	15	18	13	18	12	9	16
<b>boomlaag</b>	#booms	3	1	1	3	3	3	3	1	1	1
	#40-80	1	3	3	0	1	0	1	3	3	1
	#boven80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	NV	0	2	0	2	0	0	2	2	2	0
	som	4	6	4	5	4	3	6	6	6	2
<b>kruid- en struiklaag</b>	kruidsoort	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	dekkruid	2	0	2	2	2	4	2	4	4	4
	mos	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	som	6	4	6	6	6	8	6	8	8	8
<b>dood hout</b>	staand dood	2	0	0	5	0	2	2	0	2	2
	liggend dood	5	0	0	2	5	5	2	5	5	5
	Som	7	0	0	7	5	7	4	5	7	7
	Totaal	29	23	19	33	33	31	34	31	30	33
	Aftrek			3							
	indexwaarde niveau 1	29	23	16	33	33	31	34	31	30	33
	indexwaarde niveau 2	27	21	18	29	34	29	36	31	34	33

BIJLAGE 7 : Floristische en bosbouwkundige inventaris van  
de 56 bodemfauna-plots ten behoeve van de  
authenticiteitsindexberekening

Datum : 28/04/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 70 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	3773	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Pinus sylvestris</i>	10	1572	83
	<i>Sorbus aucuparia</i>	2	314	17

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden 0)	101	
	<i>Pinus sylvestris</i>	95	
	<i>Pinus sylvestris</i>	62	
	<i>Pinus sylvestris</i>	85	
	<i>Pinus sylvestris</i>	112	
	<i>Pinus sylvestris</i>	59	
	<i>Pinus sylvestris</i>	87	
	<i>Pinus sylvestris</i>	101	
	<i>Pinus sylvestris</i>	97	
	<i>Betula pendula</i>	28	
	<i>Betula pendula</i>	30	
	<i>Betula pendula</i>	32	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (richting)	125	
	<i>Pinus sylvestris</i>	122	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus sylvestris</i>	374	76	25,37	97
<i>Betula pendula</i>	118	24	0,84	3
<u>Totaal</u>	<u>492</u>		<u>26,21</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	3 stammen
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	9
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Galium saxatile</i>	Liggend walstro	.2
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos



**Beerse heide****Plot 2**

Datum : 30/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Frangula alnus</i>	3	1886	33
	<i>Prunus serotina</i>	2	1258	22
	<i>Sorbus aucuparia</i>	4	2515	45

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Frangula alnus</i>	4	629	100

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	75	
	<i>Pinus sylvestris</i> (richting 0)	96	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	78	
	<i>Pinus sylvestris</i>	66	
	<i>Pinus sylvestris</i>	60	
	<i>Pinus sylvestris</i>	75	
	<i>Pinus sylvestris</i>	68	
	<i>Pinus sylvestris</i>	84	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	78	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	77	
	<i>Pinus sylvestris</i>	86	
	<i>Pinus sylvestris</i>	59	
	<i>Pinus sylvestris</i>	96	
	<i>Pinus sylvestris</i>	52	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	82	
	<i>Pinus sylvestris</i>	63	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus sylvestris</i>	708	100	32,43	100
<u>Totaal</u>	<u>708</u>		<u>32,43</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	4
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	2
<i>Galeopsis tetrathit</i>	Gewone hennepnetel	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	4
<i>Rubus sp.</i>	braam	.4
<i>Solanum dulcamara</i>	Bitterzoet	.1
<i>Senecio jacobea</i>	Jacobskruiskruid	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Eurhynchium striatum</i>	Geplooid snavelmos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	geklauwd platmos

**De inslag****Plot 3****Datum : 30/06/99****Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Pinus sylvestris</i>	5	3144	83
	<i>Quercus robur</i>	1	629	17

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	80	
	<i>Pinus sylvestris</i> (richting 0)	62	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	89	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	64	
	<i>Pinus sylvestris</i>	84	
	<i>Pinus sylvestris</i>	107	
	<i>Pinus sylvestris</i>	57	
	<i>Pinus sylvestris</i>	62	
	<i>Pinus sylvestris</i>	61	
	<i>Pinus sylvestris</i>	107	
	<i>Pinus sylvestris</i>	69	
	<i>Pinus sylvestris</i>	76	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus sylvestris</i>	551	100	26,07	100
<u>Totaal</u>	<u>551</u>		<u>26,07</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	veel
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	.2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Campylopus flexuosus</i>	Bos-kronkelsteeltje
<i>Campylopus introflexus</i>	Grijs kronkelsteeltje
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

**Walenbos****Plot 4**

Datum : 22/04/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Corylus avellana</i>	4	2515	66
	<i>Prunus serotina</i>	1	629	17
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	629	17
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Corylus avellana</i>	3	472	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus rob/petr</i> (richting)	121		
	<i>Fagus sylvatica</i>	49		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus rob/petr</i> (midden 0)	186		
	<i>Quercus rob/petr</i>	185		
	<i>Quercus rob/petr</i>	141	*	
	<i>Quercus rob/petr</i>	152		
	<i>Quercus rob/petr</i>	187		
	<i>Quercus rob/petr</i>	182		
	<i>Quercus rob/petr</i>	161		
	<i>Quercus rob/petr</i>	150		
	<i>Quercus rob/petr</i>	129		
	<i>Quercus rob/petr</i>	182		

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	40	24	0,75	3
<i>Quercus rob/petr</i>	129	76	26,26	97
<u>Totaal</u>	<u>169</u>		<u>27,01</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.4
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	1
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	.2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	.2

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Herzogiella seligeri</i>	Geklauwd pronkmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

**Coolhembos**

Plot 5

Datum :

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Transecten inventaris bosreservaten****Zaailingen**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	625	50
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	625	50

**Struiken**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	7	626	58
<i>Salix cca</i>	5	447	42

**Bomen**

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Alnus glutinosa</i>	50	
<i>Alnus glutinosa</i>	38	
<i>Alnus glutinosa</i>	28	
	74	
	57	
	84	
	39	
<i>Alnus glutinosa</i>	72	
<i>Alnus glutinosa</i>	45	
	52	
<i>Quercus robur</i>	41	*
<i>Quercus robur</i>	28	*
<i>Salix af</i>	56	
<i>Salix af</i>	97	
	42	
<i>Salix af</i>	30	
<i>Salix cca</i>	26	
<i>Salix cca</i>	52	
<i>Salix cca</i>	36	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	200	46	10,17	62
<i>Salix af</i>	120	27	4,84	29
<i>Salix cca</i>	120	27	1,49	9
<u>Totaal</u>	<u>440</u>		<u>16,5</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	weinig
Zeer dik :	3 m

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	.1
<i>Carex elongata</i>	Elzenzegge	.1
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Cirsium sp.</i>	distel	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Epilobium sp.</i>	bastaardwederik	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.1
<i>Galium palustre</i>	Moeraswalstro	.1
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	.1
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	.1
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	.1
<i>Stachys palustris</i>	Moerasandoorn	.1
<i>Stellaria uliginosa</i>	Moerasmuur	.1
<i>Symphytum officinale</i>	Gewone smeerwortel	.1
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	.2

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Glanzend platmos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos



**Muizenbos****Plot 6****Datum : 2/04/98****Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Sambucus nigra</i>	1	629	100

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	7
	<i>Cornus sanguinea</i>	3	472	21
	<i>Corylus avellana</i>	3	472	21
	<i>Fraxinus excelsior</i>	5	786	36
	<i>Sorbus aucuparia</i>	2	314	15

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fraxinus excelsior</i>	22	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	120	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	63	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	44	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	37	
		32	
	<i>Corylus avellana</i>	23	
	<i>Corylus avellana</i>	28	
	<i>Corylus avellana</i>	33	
		34	
		28	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fraxinus excelsior</i> (midden)	183	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	124	
		27	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	181	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	140	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	157	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	145	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	132	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal	%	Grondvlak	
	#/ha		m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	40	10	0,75	4
<i>Corylus avellana</i>	118	31	1,36	6
<i>Fraxinus excelsior</i>	227	59	19,37	90
<u>Totaal</u>	<u>385</u>		<u>21,48</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	/
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Adoxa moschatellina</i>	Muskuskruid	.1
<i>Aegopodium podagraria</i>	Zevenblad	.2
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	6
<i>Angelica sylvestris</i>	Engelwortel	.1
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk	.1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Boskortsteel	.2
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele	.2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.1
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	.2
<i>Listera ovata</i>	Grote keverorchis	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	Gewone vogelmelk	.2
<i>Paris quadrifolia</i>	Eénbes	.1
<i>Poa annua</i>	Straatgras	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.2
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	1
<i>Ribes rubrum</i>	Rode bes	.2
<i>Rubus caesius</i>	Dauwbraam	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.2
<i>Viola riviniana</i>	Bleeksporig bosviooltje	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Lippenmos
<i>Conocephalum conicum</i>	Kegelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Eurhynchium striatum</i>	Geplooid snavelmos
<i>Fissidens taxifolius</i>	Klei-vedermos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos

**Bos ter Rijst (Edingen) -  
Bosreservaat**

**Plot 7**

**Datum : 31/03/98**

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : > 2/3

Leeftijdsklasse : 100 - 120 jaar

Aantal etages : > 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Sambucus nigra</i>	3	1886	100

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	314	29
	<i>Sambucus nigra</i>	5	786	71

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	53	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	32	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	59	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	29	
		23	
		32	
		40	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	29	
		46	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	22	
		51	
		35	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	34	
		34	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	54	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	34	
		32	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	29	
		35	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	24	
		25	
	<i>Corylus avellana</i>	25	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fraxinus excelsior</i> (midden)	170	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	183	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	143	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	155	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	268	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	238	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	130	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	191	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	146	
	<i>Quercus robur</i>	170	
	<i>Quercus robur</i>	125	
	<i>Quercus robur</i>	170	*
	<i>Quercus robur</i>	170	

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	472	75	9,78	25
<i>Corylus avellana</i>	40	6	0,2	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	89	14	24,18	60
<i>Quercus robur</i>	30	5	5,73	14
<u>Totaal</u>	<u>631</u>		<u>39,89</u>	

#### Liggend dood hout

Zeer dun :	/
Dun :	/
Dik :	24,2 m
Zeer dik :	/

#### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	6
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	1
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	.1
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	.1
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	2
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	1
<i>Melandrium dioicum</i>	Dagkoekoeksbloem	.2
<i>Moehringia trinervia</i>	Drienerfmuur	.1
<i>Oxalis acetocella</i>	Witte klaverzuring	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	.1

<i>Rubus sp.</i>	braam	.2
<i>Veronica montana</i>	Bosereprijs	.1

### Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium hians</i>	Klei-snavelmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium cavifolium</i>	Löss-platmos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

### Bos ter Rijst (Edingen)

Plot 7bis

Datum : 26/05/98

### Bosstructuur

Kroonsluiting : > 2/3  
 Leeftijdsklasse : 80 jaar  
 Aantal etages : > 1  
 Mengingswijze : groep

### Cirkelplots

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fraxinus excelsior</i>	100	62876	100
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	314	20
	<i>Castanea sativa</i>	1	157	10
	<i>Corylus avellana</i>	1	157	10
	<i>Sambucus nigra</i>	6	943	60
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus robur</i>	103		
	<i>Corylus avellana</i>	23		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus robur</i> (midden)	138		
	<i>Quercus robur</i> (richting 0)	215		

<i>Quercus robur</i>	156	*
<i>Quercus robur</i>	155	
<i>Quercus robur</i>	158	
<i>Quercus robur</i>	178	
<i>Quercus robur</i>	149	
<i>Quercus robur</i>	175	
<i>Quercus robur</i>	132	
<i>Quercus robur</i>	184	
<i>Quercus robur</i>	147	
<i>Fagus sylvatica</i>	311	
<i>Fraxinus excelsior</i>	161	

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Corylus avellana</i>	40	20	0,17	1
<i>Fagus sylvatica</i>	10	5	7,54	22
<i>Fraxinus excelsior</i>	10	5	2,02	6
<i>Quercus robur</i>	138	70	24,51	71
<u>Totaal</u>	<u>198</u>		<u>34,24</u>	

#### Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

#### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	4
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	6
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	1
<i>Melandrium dioicum</i>	Dagkoekoeksbloem	.1
<i>Moehringia trinervia</i>	Drienerfmuur	.1
<i>Oxalis acetocella</i>	Witte klaverzuring	.2
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.2

#### Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Calypogeia arguta</i>	Scheef buidelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

Datum : 14/05/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	100	62876	82
	<i>Fraxinus excelsior</i>	20	12575	17
	<i>Quercus robur</i>	1	629	1

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	3
	<i>Carpinus betulus</i>	1	157	3
	<i>Castanea sativa</i>	1	157	3
	<i>Corylus avellana</i>	4	629	14
	<i>Crataegus monogyna</i>	16	2515	56
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	943	21

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	42	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	28	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	34	
	<i>Carpinus betulus</i>	28	
	<i>Carpinus betulus</i>	40	
	<i>Carpinus betulus</i>	22	
	<i>Corylus avellana</i>	23	
	<i>Fagus sylvatica</i>	46	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	24	
	<i>Prunus avium</i>	24	
	<i>Prunus avium</i>	36	
	<i>Prunus avium</i>	31	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	125	
	<i>Quercus robur</i> (0)	130	
	<i>Quercus robur</i>	165	
	<i>Quercus robur</i>	211	
	<i>Quercus robur</i>	175	
	<i>Quercus robur</i>	180	
	<i>Quercus robur</i>	145	

<i>Quercus robur</i>	180
<i>Quercus robur</i>	151
<i>Quercus robur</i>	170
<i>Quercus robur</i>	134
<i>Quercus robur</i>	190
<i>Fagus sylvatica</i>	190
<i>Fagus sylvatica</i>	166

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	118	19	1,16	3
<i>Carpinus betulus</i>	118	19	0,9	3
<i>Corylus avellana</i>	40	7	0,17	0,5
<i>Fagus sylvatica</i>	60	10	5,62	16
<i>Fraxinus excelsior</i>	40	7	0,18	0,5
<i>Prunus avium</i>	118	19	0,88	3
<i>Quercus robur</i>	118	19	25,46	74
<u>Totaal</u>	<u>612</u>		<u>34,37</u>	

#### Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
 Dun : weinig  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

#### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	7
<i>Arum maculata</i>	Gevlekte aronskelk	.1
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	1
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	2
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	.2
<i>Ribes rubrum</i>	Rode bes	.1
<i>Rosa arvensis</i>	Bosroos	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1
<i>Vinca minor</i>	Kleine maagdenpalm	.1

#### Mossen

Soort	Soort
<i>Plagiothecium laetum</i>	Klein platmos



**Withoefse heide****Plot 9****Datum : 18/09/98****Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Pinus sylvestris</i>	1	629	12,5
	<i>Prunus serotina</i>	1	629	12,5
	<i>Quercus robur</i>	1	629	12,5
	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	3144	62,5

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden 0)	91	
	<i>Pinus sylvestris</i> (richting)	75	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	45	
	<i>Pinus sylvestris</i>	72	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	87	
	<i>Pinus sylvestris</i>	74	
	<i>Pinus sylvestris</i>	58	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	68	
	<i>Pinus sylvestris</i>	61	
	<i>Pinus sylvestris</i>	71	
	<i>Pinus sylvestris</i>	100	
	<i>Pinus sylvestris</i>	88	
	<i>Pinus sylvestris</i>	82	
	<i>Pinus sylvestris</i>	63	
	<i>Pinus sylvestris</i>	76	
	<i>Pinus sylvestris</i>	63	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	
	<i>Pinus sylvestris</i>	38	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	54	
	<i>Pinus sylvestris</i>	58	
	<i>Pinus sylvestris</i>	75	
	<i>Pinus sylvestris</i>	61	
	<i>Pinus sylvestris</i>	83	
	<i>Pinus sylvestris</i>	49	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	55	
	<i>Pinus sylvestris</i>	66	



Datum : 18/09/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &lt; 1/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pubescens</i>	3	1886	43
	<i>Quercus robur</i>	2	1258	29
	<i>Salix cca</i>	1	629	14
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	629	14

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden 0)	96	*
	<i>Pinus sylvestris</i> (richting)	104	
	<i>Pinus sylvestris</i>	70	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	83	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	95	
	<i>Pinus sylvestris</i>	86	
	<i>Pinus sylvestris</i>	113	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	80	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus sylvestris</i>	158	100	10,52	100
<u>Totaal</u>	<u>158</u>		<u>10,52</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun :	/
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Epilobium angustifolium</i>	Wilgeroosje	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	10
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus introflexus</i>	Grijs kronkelsteeltje
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Ceratodon purpureus</i>	Purpersteeltje
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Zand-haarmos

Datum : 15/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pubescens</i>	1	629	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Alnus glutinosa</i>	1	157	33,3
	<i>Betula pubescens</i>	1	157	33,3
	<i>Salix cca</i>	1	157	33,3

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	63	
	<i>Quercus robur</i> (0)	85	
	<i>Quercus robur</i>	77	
	<i>Quercus robur</i>	76	
	<i>Quercus robur</i>	44	
	<i>Quercus robur</i>	77	
	<i>Alnus glutinosa</i>	27	
	<i>Betula pubescens</i>	35	
	<i>Betula pubescens</i>	43	
	<i>Betula pubescens</i>	29	
	<i>Betula pubescens</i>	39	
	<i>Betula pubescens</i>	31	
	<i>Betula pubescens</i>	49	*
	<i>Betula pubescens</i>	27	
	<i>Betula pubescens</i>	23	
	<i>Betula pubescens</i>	31	
	<i>Betula pubescens</i>	42	
	<i>Pinus sylvestris</i>	39	*

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Stamtal

Grond  
vlak

Boomsort	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	40	6	0,23	2
<i>Betula pubescens</i>	354	56	3,25	25
<i>Quercus robur</i>	236	38	9,62	73
<u>Totaal</u>	<u>630</u>		<u>13,1</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	.1
<i>Carex sp.</i>	zegge	.1
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	.1
<i>Juncus conglomeratus</i>	Biezenknoppen	.2
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	.2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	6
<i>Phragmites australis</i>	Riet	.1
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras	.1

### Mossen

Soort	Soort
<i>Calliergonella cuspidata</i>	Gewoon puntmos
<i>Drepanocladus fluitans</i>	Ven-sikkelmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	Gewimperd veenmos
<i>Sphagnum palustre</i>	Gewoon veenmos

Datum : 23/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 100 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus robur</i>	26	16348	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pubescens</i>	1	157	8
	<i>Corylus avellana</i>	10	1572	84
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	157	8

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	227	
	<i>Quercus robur</i>	164	
	<i>Quercus robur</i>	218	
	<i>Quercus robur</i>	198	
	<i>Quercus robur</i>	159	
	<i>Quercus rubra</i>	195	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Quercus robur</i>	49	83	14,85	83
<i>Quercus rubra</i>	10	17	3	17
<u>Totaal</u>	<u>59</u>		<u>17,85</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun : weinig  
 Dun : /  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Blechnum spicant</i>	Dubbelloof	.1
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Calypogeia fissa</i>	Moeras-buidelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Herzogiella seligeri</i>	Geklauwd pronkmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos



Datum : //98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 150 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	629	100
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Corylus avellana</i>	3	472	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Acer pseudoplatanus</i> (midden 0)	70		
		88		
		79		
	<i>Acer pseudoplatanus</i> (richting)	60		
		60		
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	66		
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45		
	<i>Alnus glutinosa</i>	35		
	<i>Alnus glutinosa</i>	44		
	<i>Alnus glutinosa</i>	60		
		44		
	<i>Alnus glutinosa</i>	63		
	<i>Corylus avellana</i>	37		
		49		
		26		
		30		
		23		
	<i>Corylus avellana</i>	34		
		33		
	<i>Corylus avellana</i>	23		
		30		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus robur</i>	210		
	<i>Quercus robur</i>	200		
	<i>Quercus robur</i>	165		

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Quercus robur</i>	177	
<i>Quercus robur</i>	152	
<i>Quercus robur</i>	231	

### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	158	32	10,16	30
<i>Alnus glutinosa</i>	158	32	3,96	12
<i>Corylus avellana</i>	118	24	2,99	8
<i>Quercus robur</i>	59	12	17,09	50
<u>Totaal</u>	<u>493</u>		<u>34,2</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	4
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	.1
<i>Convallaria majalis</i>	Lelietje-van-dalen	.2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.1
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras	1
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klaverzuring	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

### Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Gewoon sikkelsterretje
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos

Datum : 26/06/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	13	8174	71
	<i>Carpinus betulus</i>	1	629	6
	<i>Fraxinus excelsior</i>	3	1886	17
	<i>Quercus robur</i>	1	629	6
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	21	3301	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Fagus sylvatica</i>	36		
	<i>Fagus sylvatica</i>	86		
	<i>Fagus sylvatica</i>	31		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	198		
	<i>Fagus sylvatica</i> (0)	218		
	<i>Fagus sylvatica</i>	135		
	<i>Fagus sylvatica</i>	149		
	<i>Fagus sylvatica</i>	170		
	<i>Fagus sylvatica</i>	143		
	<i>Fagus sylvatica</i>	140		
	<i>Fagus sylvatica</i>	211		
	<i>Fagus sylvatica</i>	132		
	<i>Fagus sylvatica</i>	130		
	<i>Fagus sylvatica</i>	138		
	<i>Fagus sylvatica</i>	259		
	<i>Fagus sylvatica</i>	150		
	<i>Larix decidua</i>	181		

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	246	96	32,93	93
<i>Larix decidua</i>	10	4	2,55	7
<u>Totaal</u>	<u>256</u>		<u>35,48</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.2
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras	.1
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klaverzuring	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

Datum : 31/03/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	88	
	<i>Fagus sylvatica</i>	77	
	<i>Fagus sylvatica</i>	70	
	<i>Fagus sylvatica</i>	60	
	<i>Fagus sylvatica</i>	52	
	<i>Fagus sylvatica</i>	46	
	<i>Fagus sylvatica</i>	46	
	<i>Fagus sylvatica</i>	48	
	<i>Fagus sylvatica</i>	110	
	<i>Fagus sylvatica</i>	43	
	<i>Fagus sylvatica</i>	36	
	<i>Fagus sylvatica</i>	99	
	<i>Fagus sylvatica</i>	39	
	<i>Fagus sylvatica</i>	53	
	<i>Fagus sylvatica</i>	90	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	124	
	<i>Fagus sylvatica</i>	135	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	610	100	24,16	100
<u>Totaal</u>	<u>610</u>		<u>24,16</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : /  
Dun : /  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	9

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum longisetum</i>	Gerand haarmos

Datum : 25/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &lt; 1/3

Leeftijdsklasse : 120 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45	28294	86
	<i>Carpinus betulus</i>	5	3144	10
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	629	2
	<i>Quercus robur</i>	1	629	2
			32696	

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Sorbus aucuparia</i> (0)	45	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	250	
	<i>Quercus robur</i>	276	
	<i>Quercus robur</i>	218	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Quercus robur</i>	30	43	14,52	96
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	57	0,63	4
<u>Totaal</u>	<u>70</u>		<u>15,15</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun : veel  
 Dun : weinig  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.1
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	1
<i>Epilobium angustifolium</i>	Gewoon wilgenroosje	.1
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	4
<i>Taraxacum sp.</i>	paardebloem	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Gewoon sikkelsterretje
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos



Datum : 25/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	109	68535	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Carpinus betulus</i>	1	157	100

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Carpinus betulus (midden)</i>	79	
	<i>Carpinus betulus</i>	31	
	<i>Carpinus betulus</i>	29	
	<i>Carpinus betulus</i>	39	
	<i>Carpinus betulus</i>	37	
	<i>Carpinus betulus</i>	43	
		37	
	<i>Carpinus betulus</i>	25	
	<i>Carpinus betulus</i>	41	
		27	
	<i>Carpinus betulus</i>	22	
	<i>Carpinus betulus</i>	27	
	<i>Carpinus betulus</i>	31	
	<i>Carpinus betulus</i>	27	
	<i>Carpinus betulus</i>	23	
	<i>Carpinus betulus</i>	66	
	<i>Carpinus betulus</i>	51	
	<i>Carpinus betulus</i>	25	
	<i>Carpinus betulus</i>	48	*
	<i>Carpinus betulus</i>	27	
		31	
	<i>Carpinus betulus</i>	24	
		33	
		32	
	<i>Prunus serotina</i>	100	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (0)	258	

*Quercus robur*

218

### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Carpinus betulus</i>	708	92	10,19	46
<i>Prunus serotina</i>	40	5	3,13	14
<i>Quercus robur</i>	20	3	8,9	40
<u>Totaal</u>	<u>768</u>		<u>22,22</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	veel
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2

### Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Gewoon sikkelderretje
<i>Dicranum tauricum</i>	Bros gaffeltandmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

Datum : 26/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	629	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fagus sylvatica</i>	2	314	100

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	53	
	<i>Fagus sylvatica</i>	26	
	<i>Fagus sylvatica</i>	37	
	<i>Fagus sylvatica</i>	30	
	<i>Fagus sylvatica</i>	27	
	<i>Fagus sylvatica</i>	35	
	<i>Fagus sylvatica</i>	23	
	<i>Fagus sylvatica</i>	30	
	<i>Fagus sylvatica</i>	38	
	<i>Fagus sylvatica</i>	55	
	<i>Fagus sylvatica</i>	40	
	<i>Fagus sylvatica</i>	34	
	<i>Fagus sylvatica</i>	38	
	<i>Fagus sylvatica</i>	49	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (0)	321	
	<i>Fagus sylvatica</i>	280	
	<i>Fagus sylvatica</i>	410	
	<i>Fagus sylvatica</i>	325	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grond vlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	591	100	41,82	100
<u>Totaal</u>	<u>591</u>		<u>41,82</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum sp.</i>	haarmos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

Datum : //98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 20 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pendula</i>	4	629	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Betula pendula</i> (midden 0)	30		
	<i>Betula pendula</i> (richting)	33		
	<i>Betula pendula</i>	29		
	<i>Betula pendula</i>	25		
	<i>Betula pendula</i>	24		
	<i>Betula pendula</i>	43		
		51		
		51		
	<i>Betula pendula</i>	34		
	<i>Betula pendula</i>	45		
	<i>Betula pendula</i>	40		
	<i>Betula pendula</i>	24		
	<i>Betula pendula</i>	40		
	<i>Betula pendula</i>	31		
	<i>Betula pendula</i>	22		
	<i>Betula pendula</i>	33		
	<i>Betula pendula</i>	26		
	<i>Betula pendula</i>	38		
	<i>Betula pendula</i>	23		
	<i>Betula pendula</i>	31		
	<i>Betula pendula</i>	40		
	<i>Betula pendula</i>	24		
	<i>Betula pendula</i>	23		
	<i>Betula pendula</i>	22		
	<i>Betula pendula</i>	22		
	<i>Betula pendula</i>	38		
	<i>Betula pendula</i>	43		
	<i>Betula pendula</i>	37		
	<i>Betula pendula</i>	29		
	<i>Betula pendula</i>	28		

<i>Betula pendula</i>	34
<i>Betula pendula</i>	25
<i>Betula pendula</i>	32

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula pendula</i>	32	
	<i>Betula pendula</i>	22	
	<i>Betula pendula</i>	25	
	<i>Betula pendula</i>	28	
	<i>Betula pendula</i>	39	
	<i>Betula pendula</i>	52	
	<i>Betula pendula</i>	34	
	<i>Betula pendula</i>	27	
	<i>Betula pendula</i>	34	
	<i>Betula pendula</i>	41	
	<i>Betula pendula</i>	23	
	<i>Betula pendula</i>	42	
	<i>Betula pendula</i>	27	
	<i>Betula pendula</i>	32	
	<i>Betula pendula</i>	35	
	<i>Betula pendula</i>	33	
	<i>Betula pendula</i>	25	
	<i>Betula pendula</i>	36	
	<i>Betula pendula</i>	38	
	<i>Betula pendula</i>	28	
		28	
	<i>Betula pendula</i>	45	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pendula</i>	2044	100	7,88	100
<u>Totaal</u>	<u>2044</u>		<u>7,88</u>	

#### Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
 Dun : /  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikhei	.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	7
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	2
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	2
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos





Datum : //98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Prunus serotina</i>	1	629	50
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	629	50

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	103	
	<i>Fagus sylvatica</i>	108	
	<i>Fagus sylvatica</i>	59	
	<i>Fagus sylvatica</i>	91	
	<i>Fagus sylvatica</i>	114	
	<i>Fagus sylvatica</i>	44	
	<i>Betula pendula</i>	119	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	168	
	<i>Fagus sylvatica</i>	171	
	<i>Fagus sylvatica</i>	193	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pendula</i>	40	13	4,43	16
<i>Fagus sylvatica</i>	266	87	22,71	84
<u>Totaal</u>	<u>306</u>		<u>27,14</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : weinig  
Dik : aanwezig  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	.1
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.1
<i>Poa nemoralis</i>	Schaduwgras	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Aulacomnium androgynum</i>	Gewoon knopjesmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Herzogiella seligeri</i>	Geklauwd pronkmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 13/05/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 30 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : groep

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Prunus avium</i>	1	157	100

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Alnus glutinosa</i>	79	
	<i>Alnus glutinosa</i>	96	
	<i>Prunus avium</i>	44	
	<i>Prunus avium</i>	45	
	<i>Prunus avium</i>	50	
	<i>Salix alba</i> (kloon)	121	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Populus sp.</i> (kloon) (midden)	182	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	182	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	189	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	176	
	<i>Fagus sylvatica</i>	140	
	<i>Salix alba</i> (kloon)	142	
	<i>Salix alba</i> (kloon)	131	
	<i>Salix alba</i> (kloon)	139	*

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	79	26	4,83	18
<i>Fagus sylvatica</i>	10	3	1,53	6
<i>Populus sp.</i> (kloon)	40	13	10,37	39
<i>Prunus avium</i>	118	38	2,02	8
<i>Salix alba</i> (kloon)	60	20	7,49	29
<u>Totaal</u>	<u>307</u>		<u>26,24</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun : weinig  
 Dun : weinig  
 Dik : 6 m  
 Zeer dik : /

**Kruidenvegetatie**

Soort	Soort	Bedekking
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen	.1
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.4
<i>Angelica sylvestris</i>	Engelwortel	.1
<i>Caltha palustris</i>	Dotterbloem	.2
<i>Cardamine amara</i>	Bittere veldkers	.2
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Equisetum telmateia</i>	Reuzenpaardestaart	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	1
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	1
<i>Geranium robertianum</i>	Robertskruid	.2
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid	.1
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	.1
<i>Impatiens sp.</i>	springzaad	2
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	3
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.4
<i>Rumex sp.</i>	zuring	.1
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur	.1
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	3
<i>Valeriana repens</i>	Echte valeriaan	.1
<i>Veronica montana</i>	Bosereprijs	.1

**Mossen**

Soort	Soort
<i>Amblystegium serpens</i>	Gewoon pluisdraadmos
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Fissidens bryoides</i>	Gezoomd vedermos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiomnium undulatum</i>	Gerimpeld boogsterremos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos

**Brakelbos - Droog Station**

**Plot  
21bis**

**Datum : 13/05/98**

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : > 2/3

Leeftijdsklasse : 120 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fagus sylvatica</i>	7	4401	50
	<i>Fraxinus excelsior</i>	7	4401	50

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	46	
	<i>Fagus sylvatica</i>	22	*
	<i>Fagus sylvatica</i>	50	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (0)	298	
	<i>Fagus sylvatica</i>	293	
	<i>Fagus sylvatica</i>	238	
	<i>Fagus sylvatica</i>	230	
	<i>Fagus sylvatica</i>	280	
	<i>Fagus sylvatica</i>	283	
	<i>Fagus sylvatica</i>	155	
	<i>Fagus sylvatica</i>	192	
	<i>Fagus sylvatica</i>	172	*
	<i>Fagus sylvatica</i>	226	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m²/ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	168	100	44,7	100
<u>Totaal</u>	<u>168</u>		<u>44,7</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : /  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	7

## Mossen

Soort	Soort
/	/

Datum : 25/06/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula sp.</i> (midden)	53	
		39	*
	<i>Betula sp.</i> (0)	81	
	<i>Betula sp.</i>	40	*
		32	*
	<i>Betula sp.</i>	60	*
	<i>Betula sp.</i>	40	
		32	
		34	
	<i>Betula sp.</i>	35	*
	<i>Betula sp.</i>	62	
	<i>Betula sp.</i>	55	
		41	
		69	
	<i>Betula sp.</i>	54	
	<i>Betula sp.</i>	76	
	<i>Betula sp.</i>	42	
		74	
	<i>Betula sp.</i>	24	*
	<i>Betula sp.</i>	62	
	<i>Betula sp.</i>	31	*
	<i>Betula sp.</i>	48	
	<i>Betula sp.</i>	24	
		42	
		22	
	<i>Betula sp.</i>	53	
	<i>Betula sp.</i>	55	
	<i>Betula sp.</i>	37	
	<i>Betula sp.</i>	30	*
	<i>Betula sp.</i>	33	

<i>Betula sp.</i>	28	
<i>Betula sp.</i>	26	*
<i>Betula sp.</i>	63	
	31	*
<i>Betula sp.</i>	40	
<i>Betula sp.</i>	68	
<i>Betula sp.</i>	54	
<i>Betula sp.</i>	35	
	54	
<i>Betula sp.</i>	79	
<i>Betula sp.</i>	62	
	44	*
<i>Betula sp.</i>	48	*
	57	*
<i>Betula sp.</i>	29	*
	49	
<i>Frangula alnus</i>	25	*
<i>Quercus petraeae</i>	29	
<i>Quercus robur</i>	31	
<i>Quercus robur</i>	38	
<i>Quercus robur</i>	27	
<i>Quercus robur</i>	66	
<i>Quercus robur</i>	57	
<i>Quercus robur</i>	34	
<i>Quercus robur</i>	30	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula sp.</i>	140	
	<i>Quercus rubra</i>	125	

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula sp.</i>	954	75	29,73	84
<i>Quercus petraeae</i>	40	3	0,26	1
<i>Quercus robur</i>	276	21	4	11
<i>Quercus rubra</i>	10	1	1,22	4
<u>Totaal</u>	<u>1280</u>		<u>35,21</u>	



## Liggend dood hout

Zeer dun : veel  
Dun : weinig  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	9

## Mossen

Soort	Soort
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos



Datum : 17/09/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &lt; 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	31	19492	97
	<i>Quercus rubra</i>	1	629	3

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus nigra spp laricio</i> (midden 0)	104	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i> (richting)	98	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	66	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	78	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	81	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	114	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	100	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	83	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	90	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	86	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	100	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	109	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	84	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	72	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	87	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	139	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	130	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	128	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus nigra spp laricio</i>	620	100	43,03	100
<u>Totaal</u>	<u>620</u>		<u>43,03</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikhei	.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	.4
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Epilobium angustifolium</i>	Gewoon wilgenroosje	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1
<i>Rumex acetosella</i>	Schapezuring	.1
<i>Senecio jacobea</i>	Jacobskruiskruid	.1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus flexuosus</i>	Bos-kronkelsteeltje
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Lophocolea bidentata</i>	Gewoon kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos
<i>Pleurozium schreberi</i>	Bronsmos
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 1/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Prunus serotina</i>	13	8174	76
	<i>Quercus robur</i>	2	1258	12
	<i>Sorbus aucuparia</i>	2	1258	12

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Prunus serotina</i>	19	2987	73
	<i>Quercus robur</i>	1	157	4
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	943	23

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	94	
	<i>Pinus sylvestris</i> (0)	105	
	<i>Pinus sylvestris</i>	83	
	<i>Pinus sylvestris</i>	103	
	<i>Pinus sylvestris</i>	86	
	<i>Pinus sylvestris</i>	106	
	<i>Pinus sylvestris</i>	90	
	<i>Pinus sylvestris</i>	112	
	<i>Pinus sylvestris</i>	75	
	<i>Pinus sylvestris</i>	78	
	<i>Pinus sylvestris</i>	91	
	<i>Pinus sylvestris</i>	79	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grond vlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus sylvestris</i>	472	100	32,17	100
<u>Totaal</u>	<u>472</u>		<u>32,17</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	4
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	3

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus introflexus</i>	Grijs kronkelsteeltje
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Lophocolea bidentata</i>	Gewoon kantmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 12/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 25 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Populus sp</i> (kloon) (0)	118	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Populus sp</i> (kloon) (midden)	155	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	145	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	145	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	156	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	140	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	140	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	142	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Populus sp</i> (kloon)	109	100	16,03	100
<u>Totaal</u>	<u>109</u>		<u>16,03</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun : /  
 Dun : /  
 Dik : 4 m  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Angelica sylvestris</i>	Engelwortel	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewone hennepnetel	.1
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	1
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklauw	.1
<i>Symphytum officinale</i>	Gewone smeerwortel	.1
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	10

## Mossen

Soort	Soort
/	/



Datum : 12/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus robur</i>	1	157	50
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	157	50

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	108	
	<i>Pinus sylvestris</i>	92	
	<i>Pinus sylvestris</i>	114	
	<i>Pinus sylvestris</i>	93	
	<i>Pinus sylvestris</i>	112	
	<i>Pinus sylvestris</i>	111	
	<i>Betula pendula</i>	41	
	<i>Betula pendula</i>	36	
	<i>Betula pendula</i>	22	
	<i>Betula pendula</i>	28	
	<i>Prunus avium</i>	46	
	<i>Prunus serotina</i>	42	
	<i>Quercus robur</i>	24	
	<i>Quercus robur</i>	33	
	<i>Quercus robur</i>	36	
	<i>Quercus rubra</i>	41	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	35	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i>	130	
	<i>Pinus sylvestris</i>	135	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pendula</i>	158	22	1,33	5
<i>Pinus sylvestris</i>	256	37	23,58	85
<i>Prunus avium</i>	40	6	0,66	2
<i>Prunus serotina</i>	40	6	0,55	2
<i>Quercus robur</i>	118	17	0,93	3
<i>Quercus rubra</i>	40	6	0,53	2
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	6	0,38	1
<u>Totaal</u>	<u>692</u>		<u>27,96</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekkin g
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	6
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	.1
<i>Rubus caesius</i>	Dauwbraam	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Groot laddermos

Datum : 4/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus robur</i>	5	3144	45
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	3773	55

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (0)	75	
	<i>Pinus sylvestris</i>	124	
	<i>Pinus sylvestris</i>	110	
	<i>Pinus sylvestris</i>	97	
	<i>Pinus sylvestris</i>	78	
	<i>Pinus sylvestris</i>	73	
	<i>Pinus sylvestris</i>	97	
	<i>Pinus sylvestris</i>	100	
	<i>Pinus sylvestris</i>	86	
	<i>Pinus sylvestris</i>	113	
	<i>Pinus sylvestris</i>	71	
	<i>Fagus sylvatica</i>	60	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	126	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	40	8	1,12	3
<i>Pinus sylvestris</i>	443	92	32,06	97
<u>Totaal</u>	<u>483</u>		<u>33,18</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : weinig  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	7
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Pleurozium schreberi</i>	Bronsmos
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Groot laddermos

Datum : 17/09/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &lt; 2/3

Leeftijdsklasse : 70 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	135	84883	100
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	97		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	118		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Pinus nigra spp laricio</i> (midden 0)	134		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i> (richting)	124		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	124		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	127		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	126		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	125		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	148		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	131		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	133		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	131		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	126		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	134		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	126		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	134		
	<i>Pinus nigra spp laricio</i>	127		

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Pinus nigra spp laricio</i>	226	100	27,11	100
<u>Totaal</u>	<u>226</u>		<u>27,11</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
 Dun : weinig  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	.2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Epilobium angustifolium</i>	Gewoon wilgenroosje	.1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Gaaf buidelmos
<i>Campylopus flexuosus</i>	Bos-kronkelsteeltje
<i>Campylopus introflexus</i>	Grijs kronkelsteeltje
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Lophocolea bidentata</i>	Gewoon kantmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos
<i>Thuidium tamariscinum</i>	Gewoon Thujamos

Datum : 6/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 30 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Frangula alnus</i>	5	3144	42
	<i>Quercus robur</i>	4	2515	33
	<i>Quercus rubra</i>	2	1258	17
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	629	8

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pubescens</i>	4	629	66
	<i>Quercus robur</i>	1	157	17
	<i>Quercus rubra</i>	1	157	17

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula pubescens</i> (m)	42	
	<i>Betula pubescens</i> (0)	55	
	<i>Betula pubescens</i>	41	
	<i>Betula pubescens</i>	34	
	<i>Betula pubescens</i>	42	
	<i>Betula pubescens</i>	62	
	<i>Betula pubescens</i>	39	*
	<i>Betula pubescens</i>	68	
	<i>Betula pubescens</i>	28	
	<i>Betula pubescens</i>	87	
	<i>Betula pubescens</i>	60	
	<i>Betula pubescens</i>	31	
		26	*
	<i>Betula pubescens</i>	65	
	<i>Betula pubescens</i>	37	
		41	
	<i>Betula pubescens</i>	44	
		39	
	<i>Betula pubescens</i>	72	
	<i>Betula pubescens</i>	72	
	<i>Betula pubescens</i>	39	
	<i>Betula pubescens</i>	36	
	<i>Betula pubescens</i>	37	
	<i>Betula pubescens</i>	52	
	<i>Betula pubescens</i>	32	
	<i>Betula pubescens</i>	62	

<i>Betula pubescens</i>	55	
<i>Betula pubescens</i>	26	*
<i>Betula pubescens</i>	44	
<i>Betula pubescens</i>	54	
<i>Betula pubescens</i>	42	
<i>Betula pubescens</i>	27	
<i>Quercus robur</i>	42	
	29	
	24	
<i>Quercus rubra</i>	22	

**A4**

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Quercus robur</i>	134	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pubescens</i>	1062	92	23,14	90
<i>Quercus robur</i>	50	4	2,39	9
<i>Quercus rubra</i>	40	4	0	1
<u>Totaal</u>	<u>1152</u>		<u>25,68</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

**Kruidenvegetatie**

Soort	Soort	Bedekking
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras	.1
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.4
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Juncus inflexus</i>	Zeegroene rus	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Luzula multiflora</i>	Veelbloemige veldbies	.1
<i>Rubus idaeus</i>	Framboos	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.4

**Mossen**

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Glanzend platmos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos



Datum : 6/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 20 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boonsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Frangula alnus</i>	1	629	100

A2	Boonsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pubescens</i>	1	157	100

A3	Boonsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula pubescens</i> (m)	48	
	<i>Betula pubescens</i> (0)	54	
		53	
	<i>Betula pubescens</i>	24	*
		34	*
	<i>Betula pubescens</i>	31	
	<i>Betula pubescens</i>	42	
	<i>Betula pubescens</i>	62	
	<i>Betula pubescens</i>	30	
		62	*
		28	
	<i>Betula pubescens</i>	35	
		35	
		36	
	<i>Betula pubescens</i>	41	
	<i>Betula pubescens</i>	51	
	<i>Betula pubescens</i>	54	
	<i>Betula pubescens</i>	38	
	<i>Betula pubescens</i>	55	
	<i>Betula pubescens</i>	35	
	<i>Betula pubescens</i>	40	
	<i>Betula pubescens</i>	52	
	<i>Quercus robur</i>	32	
	<i>Quercus robur</i>	49	
	<i>Salix cca</i>	34	
	<i>Salix cca</i>	22	
		36	
	<i>Salix cca</i>	30	
	<i>Quercus robur</i>	158	
	<i>Quercus robur</i>	131	
	<i>Quercus robur</i>	131	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pubescens</i>	590	72	11,64	63
<i>Quercus robur</i>	109	13	5,69	31
<i>Salix cca</i>	118	15	1	6
<u>Totaal</u>	<u>817</u>		<u>18,53</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	veel
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras	1
<i>Calamagrostis canescens</i>	Hennegras	4
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	2
<i>Epilobium sp.</i>	bastaardwederik	.1
<i>Galium uliginosum</i>	Ruw walstro	.1
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	.1
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Sphagnum squarrosum</i>	Haak-veenmos

**Lanklaarderbos****Plot 31****Datum : 4/08/99****Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 17 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Frangula alnus</i>	1	629	17
	<i>Quercus robur</i>	3	1886	50
	<i>Quercus rubra</i>	2	1258	33

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Betula pendula</i>	1	157	25
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	157	25
	<i>Prunus serotina</i>	1	157	25
	<i>Quercus rubra</i>	1	157	25

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Betula pendula</i> (midden)	38	
	<i>Betula pendula</i> (0)	46	
		41	
	<i>Betula pendula</i>	35	
	<i>Betula pendula</i>	30	
	<i>Betula pendula</i>	42	
	<i>Betula pendula</i>	44	
	<i>Betula pendula</i>	42	
	<i>Betula pendula</i>	31	
	<i>Betula pendula</i>	39	
	<i>Betula pendula</i>	29	
	<i>Betula pendula</i>	41	
	<i>Betula pendula</i>	43	
		32	
	<i>Pinus sylvestris</i>	72	
	<i>Pinus sylvestris</i>	60	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pendula</i>	472	86	6,48	70
<i>Pinus sylvestris</i>	79	14	3	30
<u>Totaal</u>	<u>551</u>		<u>9,22</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikhei	7
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Bochtige smele	1
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpestrootje	.2
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	2
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Campylopus introflexus</i>	Grijs kronkelsteeltje
<i>Dicranum scoparium</i>	Gewoon gaffeltandmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Pleurozium schreberi</i>	Bronsmos
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Gewoon haakmos

Datum : 17/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : > 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : > 1

Mengingswijze : groep

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	1258	15
	<i>Fraxinus excelsior</i>	7	4401	54
	<i>Sorbus aucuparia</i>	4	2515	31

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	50
	<i>Corylus avellana</i>	1	157	50

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	36	
		42	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	34	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	27	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	41	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	39	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	23	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	32	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	34	
	<i>Castanea sativa</i>	29	
	<i>Castanea sativa</i>	40	
		54	
	<i>Castanea sativa</i>	45	
		36	
	<i>Corylus avellana</i>	25	
	<i>Corylus avellana</i>	31	
	<i>Populus sp. (kloon)</i>	66	
	<i>Populus sp. (kloon)</i>	107	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	211	
	<i>Quercus robur</i> (0)	134	
	<i>Quercus robur</i>	187	
	<i>Quercus robur</i>	150	
	<i>Quercus robur</i>	138	
	<i>Quercus robur</i>	135	
	<i>Quercus robur</i>	302	
	<i>Quercus robur</i>	155	
	<i>Quercus robur</i>	132	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	142	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	177	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	190	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	128	
	<i>Populus sp.</i> (kloon)	132	

#### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	315	43	3,4	8
<i>Castanea sativa</i>	118	16	3	6
<i>Corylus avellana</i>	79	11	0,5	1
<i>Populus sp.</i> (kloon)	128	18	14,41	33
<i>Quercus robur</i>	89	12	22,61	52
<u>Totaal</u>	<u>729</u>		<u>43,64</u>	

#### Liggend dood hout

Zeer dun :	veel
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

#### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone	.1
	Salomonszegel	
<i>Rubus sp.</i>	braam	.2

#### Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

Datum : 24/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	85	
	<i>Quercus robur</i>	35	
	<i>Quercus robur</i>	80	
	<i>Quercus robur</i>	102	
	<i>Quercus robur</i>	86	
	<i>Quercus robur</i>	52	
	<i>Quercus robur</i>	70	
	<i>Quercus robur</i>	55	
	<i>Quercus robur</i>	41	*
	<i>Quercus robur</i>	70	
	<i>Quercus robur</i>	84	
	<i>Quercus robur</i>	48	
	<i>Quercus robur</i>	90	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (0)	136	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Quercus robur</i>	482	100	21,97	100
<u>Totaal</u>	<u>482</u>		<u>21,97</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : veel  
Dun : weinig  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	5
<i>Rubus sp.</i>	braam	4

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphillum elegans</i>	Gewoon pronkmos



Datum : 23/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Amelanchier lemarckii</i>	25	15719	36
	<i>Frangula alnus</i>	4	2515	6
	<i>Pinus sylvestris</i>	20	12575	28
	<i>Quercus robur</i>	2	1258	3
	<i>Quercus rubra</i>	4	2515	6
	<i>Sorbus aucuparia</i>	15	9431	21
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus robur</i>	1	157	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Pinus sylvestris</i> (midden)	77		
	<i>Pinus sylvestris</i> (0)	106		
	<i>Pinus sylvestris</i>	109		
	<i>Pinus sylvestris</i>	72		
	<i>Pinus sylvestris</i>	80		
	<i>Pinus sylvestris</i>	91		
	<i>Pinus sylvestris</i>	95		
	<i>Pinus sylvestris</i>	97		
	<i>Pinus sylvestris</i>	66		
	<i>Pinus sylvestris</i>	98	*	
	<i>Pinus sylvestris</i>	119		
	<i>Pinus sylvestris</i>	100		
	<i>Pinus sylvestris</i>	84		
	<i>Pinus sylvestris</i>	116		
	<i>Quercus rubra</i>	22		
	<i>Quercus rubra</i>	32		
		23		
	<i>Quercus rubra</i>	40		
		25		

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal #/ha	%	Grondvlak m <sup>2</sup> /ha %	
<i>Pinus sylvestris</i>	511	81	36,4	96
<i>Quercus rubra</i>	118	19	1,33	4
<u>Totaal</u>	<u>629</u>		<u>37,73</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	veel
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	3
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

### Mossen

Soort	Soort
<i>Aulacomnium androgynum</i>	Gewoon knopjesmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos

Datum : 14/05/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	9	5659	2
	<i>Fraxinus excelsior</i>	500	314380	98

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	12	1886	63
	<i>Corylus avellana</i>	3	472	16
	<i>Sorbus aucuparia</i>	4	629	21

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i>	87	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	46	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	35	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	32	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	131	
	<i>Quercus robur</i>	132	
	<i>Quercus robur</i>	138	
	<i>Quercus robur</i>	150	
	<i>Fagus sylvatica</i>	187	
	<i>Quercus rubra</i>	281	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	158	61	2	11
<i>Fagus sylvatica</i>	10	4	2,73	14
<i>Quercus robur</i>	80	31	8,31	43
<i>Quercus rubra</i>	10	4	6,16	32
<u>Totaal</u>	<u>258</u>		<u>19.2</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : /  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.2
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Herzogiella seligeri</i>	Geklauwd pronkmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

Datum : 14/05/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	1886	60
	<i>Corylus avellana</i>	2	1258	40

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	9	1415	53
	<i>Corylus avellana</i>	6	943	35
	<i>Sambucus nigra</i>	1	157	6
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	157	6

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fraxinus excelsior</i>	100	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	106	*
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	27	
	<i>Crataegus monogyna</i>	25	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fraxinus excelsior</i> (midden)	193	
	<i>Fraxinus excelsior</i> (0)	145	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	140	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	130	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	125	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	162	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	132	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	156	
	<i>Populus x canescens</i>	172	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	60	29	3,49	18
<i>Crataegus monogyna</i>	40	19	0,20	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	99	47	13,79	70
<i>Populus x canescens</i>	10	5	2,31	11
<u>Totaal</u>	<u>209</u>		<u>19,79</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Aegopodium podagraria</i>	Zevenblad	.1
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	7
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	.1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele	.2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.2
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	.1
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklaauw	.1
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras	.2
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	Gewone vogelmelk	.1
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klaverzuring	.2
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Ribes rubrum</i>	Rode bes	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	2
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn	.1
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur	.4

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Fissidens taxifolius</i>	Klei-vedermos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiomnium undulatum</i>	Gerimpeld boogsterremos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Gewoon haakmos

**Buggenhoutbos**

Plot 37

Datum : 24/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 100 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	36	
	<i>Quercus rubra</i>	28	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	227	
	<i>Fagus sylvatica</i> (0)	255	
	<i>Fagus sylvatica</i>	291	
	<i>Fagus sylvatica</i>	250	
	<i>Fagus sylvatica</i>	217	
	<i>Fagus sylvatica</i>	237	
	<i>Fagus sylvatica</i>	211	
	<i>Fagus sylvatica</i>	234	
	<i>Fagus sylvatica</i>	223	
	<i>Fagus sylvatica</i>	255	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	138	78	45,71	99
<i>Quercus rubra</i>	40	22	0,24	1
<u>Totaal</u>	<u>178</u>		<u>45,95</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : weinig  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	6

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos



**Neigembos**

Plot 38

Datum : 2/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Transecten inventaris bosreservaten****Zaailingen**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
/	/	/	/

**Struiken**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
<i>Corylus avellana</i>	3	313	100

**Bomen**

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Fagus sylvatica</i>	25	
<i>Fagus sylvatica</i>	66	
<i>Fagus sylvatica</i>	136	
<i>Fagus sylvatica</i>	38	
<i>Fagus sylvatica</i>	34	
<i>Fagus sylvatica</i>	42	
<i>Fagus sylvatica</i>	211	

**Boomsoortensamenstelling**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	280	100	23,03	100
<u>Totaal</u>	<u>280</u>		<u>23,03</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.2
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.2
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	2
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	.2
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	1
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	.2

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

Datum : 2/08/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Transecten inventaris bosreservaten****Zaailingen**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
/	/	/	/

**Struiken**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
<i>Corylus avellana</i>	1	104	25
<i>Frangula alnus</i>	1	104	25
<i>Quercus robur</i>	2	208	50

**Bomen**

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Acer pseudoplatanus</i>	30	
<i>Betula sp.</i>	52	
<i>Betula sp.</i>	57	
<i>Betula sp.</i>	35	
<i>Betula sp.</i>	41	
<i>Betula sp.</i>	48	
<i>Betula sp.</i>	31	
	59	
<i>Betula sp.</i>	88	
<i>Betula sp.</i>	50	
<i>Betula sp.</i>	61	
<i>Betula sp.</i>	56	
<i>Betula sp.</i>	57	
<i>Betula sp.</i>	41	
<i>Larix leptolepis</i>	46	
<i>Larix leptolepis</i>	88	
<i>Larix leptolepis</i>	86	
<i>Larix leptolepis</i>	72	
<i>Larix leptolepis</i>	79	
<i>Quercus robur</i>	34	
<i>Quercus robur</i>	42	
<i>Quercus robur</i>	40	
<i>Quercus robur</i>	51	

## Boomsoortensamenstelling

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	40	4	0,29	1
<i>Betula sp.</i>	480	55	11,98	51
<i>Larix leptolepis</i>	200	23	9,13	39
<i>Quercus robur</i>	160	18	2,27	9
<u>Totaal</u>	<u>880</u>		<u>23,67</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekkin g
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	.2
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	6

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 2/05/96

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 30 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Transecten inventaris bosreservaten****Zaailingen**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
/	/	/	/

**Struiken**

Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
<i>Corylus avellana</i>	2	208	33
<i>Fraxinus excelsior</i>	3	313	50
<i>Quercus robur</i>	1	104	17

**Bomen**

Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
<i>Alnus glutinosa</i>	26	
<i>Alnus glutinosa</i>	55	
<i>Alnus glutinosa</i>	41	
	33	
<i>Alnus glutinosa</i>	45	
<i>Alnus glutinosa</i>	37	
<i>Fraxinus excelsior</i>	34	
	28	
<i>Fraxinus excelsior</i>	31	
<i>Fraxinus excelsior</i>	33	
<i>Fraxinus excelsior</i>	53	
	25	
<i>Fraxinus excelsior</i>	27	
<i>Fraxinus excelsior</i>	45	
	27	
<i>Populus sp. (kloon)</i>	114	
<i>Populus sp. (kloon)</i>	142	
<i>Populus sp. (kloon)</i>	104	
<i>Populus sp. (kloon)</i>	70	

## Boomsoortensamenstelling

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	200	33	3,14	14
<i>Fraxinus excelsior</i>	240	40	3,47	16
<i>Populus sp.</i> (kloon)	160	27	15,56	70
<u>Totaal</u>	<u>600</u>		<u>22,17</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Adoxa moschatellina</i>	Muskuskruid	.2
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk	.2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele	.2
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.2
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	1
<i>Geranium robertianum</i>	Roberts kruid	.2
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid	.2
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	.2
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.2
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklaauw	.2
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	2
<i>Melandrium dioicum</i>	Dagkoekoeksbloem	.2
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone salomonszegel	.2
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	.2
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	2
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn	.2
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur	.2
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	.4

## Mossen

Soort	Soort
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

**Kluisbos****Plot 41****Datum : 14/05/98****Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 120 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : groep

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	629	0,3
	<i>Fraxinus excelsior</i>	300	188628	99,4
	<i>Sambucus nigra</i>	1	629	0,3

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	100

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	/	/	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	226	
	<i>Fagus sylvatica</i>	175	
	<i>Fagus sylvatica</i>	180	
	<i>Fagus sylvatica</i>	191	
	<i>Fagus sylvatica</i>	259	
	<i>Quercus robur</i> (0)	130	
	<i>Quercus robur</i>	177	
	<i>Quercus robur</i>	141	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	49	62	16,97	76
<i>Quercus robur</i>	30	38	5,31	24
<u>Totaal</u>	<u>79</u>		<u>22,28</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : weinig  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	4
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.2
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos



Datum : 16/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 100 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Alnus glutinosa</i> (midden)	28	
	<i>Alnus glutinosa</i> (0)	37	
	<i>Alnus glutinosa</i>	47	
	<i>Alnus glutinosa</i>	42	
	<i>Alnus glutinosa</i>	39	
	<i>Alnus glutinosa</i>	26	
	<i>Alnus glutinosa</i>	47	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	24	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	24	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i>	174	
	<i>Quercus robur</i>	210	
	<i>Quercus robur</i>	230	
	<i>Quercus robur</i>	205	
	<i>Quercus robur</i>	230	
	<i>Quercus robur</i>	230	
	<i>Quercus robur</i>	232	
	<i>Quercus robur</i>	248	
	<i>Quercus robur</i>	189	
	<i>Quercus robur</i>	169	
	<i>Quercus robur</i>	174	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	276	60	3,29	8
<i>Quercus robur</i>	108	23	37,82	91
<i>Sorbus aucuparia</i>	79	17	0,36	1
<u>Totaal</u>	<u>463</u>		<u>41,47</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	Muurvaren	.1
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	Gewoon wilgenroosje	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	8

## Mossen

Soort	Soort
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

Datum : 13/05/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	629	0,5
	<i>Carpinus betulus</i>	1	629	0,5
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	629	0,5
	<i>Fraxinus excelsior</i>	200	125752	98
	<i>Quercus robur</i>	1	629	0,5

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	629	66
	<i>Carpinus betulus</i>	1	157	17
	<i>Sambucus nigra</i>	1	157	17

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	105	
	<i>Carpinus betulus</i>	33	
		26	
	<i>Carpinus betulus</i>	23	
	<i>Carpinus betulus</i>	55	
		34	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	262	
	<i>Fagus sylvatica</i>	159	
	<i>Fraxinus excelsior</i> (0)	151	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	136	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	125	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	150	
	<i>Quercus robur</i>	138	
	<i>Quercus robur</i>	208	
	<i>Quercus robur</i>	168	
	<i>Quercus robur</i>	207	
	<i>Quercus robur</i>	152	
	<i>Quercus robur</i>	149	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Carpinus betulus</i>	118	43	2,02	6
<i>Fagus sylvatica</i>	60	22	10,77	33
<i>Fraxinus excelsior</i>	40	14	6,19	19
<i>Quercus robur</i>	59	21	13,93	42
<u>Totaal</u>	<u>277</u>		<u>32,91</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	.2
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	.2
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	3

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

**Bos ter Rijst (Schorisse) - Nat Station****Plot  
43bis**

Datum : 14/05/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fraxinus excelsior</i>	15	9431	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Corylus avellana</i>	6	943	60
	<i>Crataegus monogyna</i>	3	472	30
	<i>Euonymus europaea</i>	1	157	10

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i>	52	
	<i>Quercus robur</i>	52	
	<i>Quercus robur</i>	54	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	63	
		48	
		25	
	<i>Alnus glutinosa</i>	84	
		71	
		80	
	<i>Alnus glutinosa</i>	73	
	<i>Alnus glutinosa</i>	39	
	<i>Alnus glutinosa</i>	92	
		59	*
		82	
	<i>Alnus glutinosa</i>	56	
		56	
		27	
	<i>Carpinus betulus</i>	27	
		30	
	<i>Carpinus betulus</i>	24	
	<i>Corylus avellana</i>	25	
	<i>Corylus avellana</i>	22	
	<i>Corylus avellana</i>	34	
	<i>Corylus avellana</i>	26	
	<i>Corylus avellana</i>	22	
	<i>Corylus avellana</i>	22	
	<i>Corylus avellana</i>	47	
		27	
	<i>Corylus avellana</i>	25	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	64	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	69	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	212	
	<i>Quercus robur</i> (0)	260	
	<i>Quercus robur</i>	213	
	<i>Quercus robur</i>	148	
	<i>Quercus robur</i>	130	*
	<i>Quercus robur</i>	195	
	<i>Fagus sylvatica</i>	160	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	124	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	126	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	185	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	125	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	176	

### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	40	4	2,16	4
<i>Alnus glutinosa</i>	197	21	14,87	28
<i>Carpinus betulus</i>	79	8	0,69	1
<i>Corylus avellana</i>	315	34	2,34	4
<i>Fagus sylvatica</i>	10	1	2	4
<i>Fraxinus excelsior</i>	128	14	11,51	22
<i>Quercus robur</i>	167	18	19,59	37
<u>Totaal</u>	<u>936</u>		<u>53,16</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	3
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	.1
<i>Geranium robertianum</i>	Robertskruid	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklauw	.1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	4
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	2

### Mossen

Soort	Soort
/	/

Datum : 26/05/98

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	1258	2
	<i>Castanea sativa</i>	4	2515	4
	<i>Fraxinus excelsior</i>	100	62876	92
	<i>Quercus rubra</i>	2	1258	2

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	472	60
	<i>Castanea sativa</i>	2	314	40

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Castanea sativa</i> (0)	89	
	<i>Castanea sativa</i>	90	
	<i>Castanea sativa</i>	27	
	<i>Castanea sativa</i>	23	
	<i>Castanea sativa</i>	91	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	50	*
	<i>Fraxinus excelsior</i>	79	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus rubra</i> (midden)	123	
	<i>Quercus rubra</i>	172	
	<i>Quercus rubra</i>	172	
	<i>Betula pendula</i>	134	
	<i>Betula pendula</i>	143	
	<i>Castanea sativa</i>	159	
	<i>Castanea sativa</i>	195	
	<i>Castanea sativa</i>	207	
	<i>Castanea sativa</i>	212	
	<i>Castanea sativa</i>	166	
	<i>Castanea sativa</i>	161	
	<i>Castanea sativa</i>	140	
	<i>Castanea sativa</i>	129	
	<i>Quercus robur</i>	172	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Betula pendula</i>	20	5	2,99	8
<i>Castanea sativa</i>	276	67	26,77	66
<i>Fraxinus excelsior</i>	79	19	1,95	5
<i>Quercus robur</i>	10	2	2,31	6
<i>Quercus rubra</i>	30	7	5,79	15
<u>Totaal</u>	<u>415</u>		<u>39,81</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	3
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Wilde narcis	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	5

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos



Datum : 16/06/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus rubra</i>	1	629	100
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	33
	<i>Betula pubescens</i>	2	314	67
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Betula pubescens</i> (m)	26		
	<i>Betula pubescens</i>	27		
	<i>Betula pubescens</i>	48		
	<i>Betula pubescens</i>	41		
	<i>Betula pubescens</i>	24		
	<i>Betula pubescens</i>	25	*	
	<i>Betula pubescens</i>	41		
	<i>Betula pubescens</i>	28		
		26		
	<i>Betula pubescens</i>	32		
	<i>Larix leptolepis</i>	119		
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	32		
		26		
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	30		
		22		
	<i>Alnus incana</i>	42		
	<i>Alnus incana</i>	36		
	<i>Fagus sylvatica</i>	54		
	<i>Quercus robur</i>	79		
	<i>Quercus robur</i>	110		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Larix leptolepis</i> (0)	122		
	<i>Fagus sylvatica</i>	260		
	<i>Quercus robur</i>	160		
	<i>Quercus robur</i>	125		
	<i>Quercus rubra</i>	172		

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	79	12	0,96	3
<i>Alnus incana</i>	79	12	0,96	3
<i>Betula pubescens</i>	315	46	3,17	12
<i>Fagus sylvatica</i>	50	7	6,18	22
<i>Larix leptolepis</i>	50	7	5,59	20
<i>Quercus robur</i>	99	15	8,96	32
<i>Quercus rubra</i>	10	1	2,31	8
<u>Totaal</u>	<u>682</u>		<u>28,13</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	/
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	8

## Mossen

Soort	Soort
<i>Aulacomnium androgynum</i>	Gewoon knopjesmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Gaaf buidelmos
<i>Campylopus pyriformis</i>	Breekblaadje
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-klauwtjesmos
<i>Leucobryum glaucum</i>	Kussentjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos
<i>Tetraphis pellucida</i>	Viertandsmos

Datum : 14/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 50 jaar

Aantal etages : 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (0)	73	
	<i>Fagus sylvatica</i>	71	
	<i>Fagus sylvatica</i>	86	
	<i>Fagus sylvatica</i>	96	
	<i>Fagus sylvatica</i>	114	
	<i>Fagus sylvatica</i>	88	
	<i>Fagus sylvatica</i>	82	
	<i>Fagus sylvatica</i>	83	
	<i>Fagus sylvatica</i>	76	
	<i>Larix decidua</i>	109	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	246	
	<i>Fagus sylvatica</i>	137	
	<i>Fagus sylvatica</i>	170	
	<i>Fagus sylvatica</i>	144	
	<i>Fagus sylvatica</i>	222	
	<i>Fagus sylvatica</i>	179	
	<i>Fagus sylvatica</i>	152	
	<i>Fagus sylvatica</i>	147	
	<i>Fagus sylvatica</i>	123	
	<i>Fagus sylvatica</i>	124	
	<i>Fagus sylvatica</i>	167	
	<i>Larix decidua</i>	174	
	<i>Larix decidua</i>	150	

**Boomsoortensamenstelling in A3  
en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	462	89	45,43	85
<i>Larix decidua</i>	60	11	7,83	15
<u>Totaal</u>	<u>522</u>		<u>53,26</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

**Kruidenvegetatie**

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.1

**Mossen**

Soort	Soort
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos

**Wijnendaelebos - Droog Station (A)**

**Plot  
46bis**

**Datum : 14/07/99**

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : > 2/3  
 Leeftijdsklasse : 120 jaar  
 Aantal etages : > 1  
 Mengingswijze : groep

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Quercus robur</i>	1	629	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	629	100

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i> (midden)	89	
	<i>Fagus sylvatica</i>	115	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	22	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	27	
		26	
		24	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	22	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	24	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	24	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	49	
		28	
		22	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	37	
		32	
		26	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	27	
	<i>Alnus incana</i>	40	
	<i>Betula pubescens</i>	29	
	<i>Betula pubescens</i>	27	
	<i>Betula pubescens</i>	30	
	<i>Betula pubescens</i>	25	
	<i>Betula pubescens</i>	37	
	<i>Betula pubescens</i>	48	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i>	210	
	<i>Quercus robur</i>	295	
	<i>Quercus robur</i>	190	
	<i>Quercus robur</i>	210	

**Boomsoortensamenstelling in A3  
en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	315	44	3,62	12
<i>Alnus incana</i>	40	6	0,5	2
<i>Betula pubescens</i>	236	33	2,12	7
<i>Fagus sylvatica</i>	79	11	6,61	23
<i>Quercus robur</i>	40	6	16,48	56
<u>Totaal</u>	<u>710</u>		<u>29,33</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

**Kruidenvegetatie**

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	7

**Mossen**

Soort	Soort
/	/

Datum : 14/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 30 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Salix cca</i>	1	629	100

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	157	33,3
	<i>Alnus glutinosa</i>	1	157	33,3
	<i>Salix cca</i>	1	157	33,3

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	23	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	56	
		29	
	<i>Alnus glutinosa</i>	24	
	<i>Alnus glutinosa</i>	27	
	<i>Alnus incana</i>	48	
		65	
	<i>Salix cca</i>	44	
	<i>Salix cca</i>	27	
	<i>Ulmus sp</i>	40	
		44	
		24	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Populus sp</i> (kloon) (midden)	272	
	<i>Populus sp</i> (kloon) (0)	243	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	185	*
	<i>Populus sp</i> (kloon)	291	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	267	
	<i>Populus sp</i> (kloon)	295	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	118	29	2,04	6
<i>Alnus glutinosa</i>	79	79,5	0,41	1
<i>Alnus incana</i>	40	10	2,04	6
<i>Populus sp</i> (kloon)	49	12	29,32	81
<i>Salix cca</i>	79	19,5	0,83	2
<i>Ulmus sp</i>	40	10	1,29	4
<u>Totaal</u>	<u>405</u>		<u>35,93</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	veel
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree	.1
<i>Angelica sylvestris</i>	Gewone engelwortel	.1
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	.1
<i>Callitriche sp.</i>	sterrenkroos	.4
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	.1
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Paarbladig goudveil	.1
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	.1
<i>Cirsium palustre</i>	Kale jonker	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Epilobium angustifolium</i>	Gewoon wilgenroosje	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.1
<i>Galium palustre</i>	Moeraswalstro	.1
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	.2
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.2
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	.1
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	.2
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	.1
<i>Myosotis cespitosa</i>	Zompvergeet-mij-nietje	.1
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	.4
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glidkruid	.1
<i>Solanum dulcamara</i>	Bitterzoet	.1
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn	.1
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur	.1
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	3

## Mossen

Soort	Soort
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos



## Houthulstbos

Plot 47

Datum : 27/05/98

### Bosstructuur

Kroonsluiting : > 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : > 1

Mengingswijze : homogeen

### Cirkelplots

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	314	29
	<i>Corylus avellana</i>	5	786	71

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	108	
	<i>Quercus robur</i>	88	
	<i>Betula pubescens</i> (0)	37	
	<i>Betula pubescens</i>	29	
	<i>Alnus glutinosa</i>	28	
	<i>Corylus avellana</i>	24	
		22	
	<i>Corylus avellana</i>	31	
		23	
	<i>Quercus rubra</i>	27	
	<i>Ulmus sp</i>	43	
		27	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i>	184	
	<i>Quercus robur</i>	137	
	<i>Quercus robur</i>	191	
	<i>Quercus robur</i>	144	
	<i>Quercus robur</i>	137	
	<i>Quercus robur</i>	124	
	<i>Quercus robur</i>	145	
	<i>Quercus robur</i>	150	
	<i>Quercus robur</i>	132	

## Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Alnus glutinosa</i>	40	9	0,24	1
<i>Betula pubescens</i>	79	18	0,69	3
<i>Corylus avellana</i>	79	18	0,8	3
<i>Quercus robur</i>	168	37	22,05	89
<i>Quercus rubra</i>	40	9	0,23	1
<i>Ulmus sp</i>	40	9	0,81	3
<u>Totaal</u>	<u>446</u>		<u>24,82</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	weinig
Dik :	/
Zeer dik :	/

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	4

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluïjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 22/07/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 70 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Castanea sativa</i>	1	157	25
	<i>Rhododendron ponticum</i>	3	472	75

A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	120	
	<i>Quercus robur</i>	102	
	<i>Quercus robur</i>	106	
	<i>Fagus sylvatica</i>	51	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	205	
	<i>Fagus sylvatica</i>	156	
	<i>Fagus sylvatica</i>	209	
	<i>Larix decidua</i>	206	
	<i>Quercus robur</i> (0)	148	
	<i>Quercus robur</i>	135	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fagus sylvatica</i>	70	32	9,39	35
<i>Larix decidua</i>	10	5	3,31	12
<i>Quercus robur</i>	138	63	14,4	53
<u>Totaal</u>	<u>218</u>		<u>27,1</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : /  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.2
<i>Rubus sp.</i>	braam	6

## Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Polytrichum formosum</i>	Fraai haarmos

Datum : 28/05/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

A1	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Fraxinus excelsior</i>	12	7545	57
	<i>Quercus robur</i>	7	4401	33
	<i>Quercus rubra</i>	2	1258	10
A2	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Corylus avellana</i>	6	943	100
A3	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	95		
A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout	
	<i>Quercus robur</i> (midden)	160		
	<i>Quercus robur</i>	231		
	<i>Quercus robur</i>	169		
	<i>Fraxinus excelsior</i>	124		
	<i>Quercus rubra</i>	162		
	<i>Quercus rubra</i>	161		

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Fraxinus excelsior</i>	50	56	4,02	24
<i>Quercus robur</i>	30	33	8,38	51
<i>Quercus rubra</i>	10	11	4,07	25
<u>Totaal</u>	<u>90</u>		<u>16,47</u>	

**Liggend dood hout**

Zeer dun : weinig  
 Dun : /  
 Dik : /  
 Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Adoxa moschatellina</i>	Muskuskruid	.2
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	6
<i>Angelica sylvestris</i>	Engelwortel	.1
<i>Cardamine pratensis</i> spp <i>picra</i>	Pinksterbloem	.1
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	.1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele	.2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	.1
<i>Hedera helix</i>	Klimop	.1
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	1
<i>Listera ovata</i>	Grote keverorchis	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Kamperfoelie	.1
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras	.1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone Salomonszegel	.2
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	.1
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	.2
<i>Rubus</i> sp.	braam	.1
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Atrichum undulatum</i>	Groot rimpelmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos
<i>Fissidens taxifolius</i>	Klei-vedermos
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Plagiothecium</i> <i>denticulatum</i>	Glanzend platmos
<i>Plagiothecium laetum</i>	Klein platmos
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos

Vorte Bossen - Station A - Open Station

Plot 49bis

Datum : 28/05/99

**Bosstructuur**

Kroonsluiting : 1/3 - 2/3

Leeftijdsklasse : 80 jaar

Aantal etages : > 1

Mengingswijze : homogeen

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	/	/	/	/

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Quercus robur</i> (midden)	120	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	30	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	28	

<b>A4</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Fagus sylvatica</i>	215	
	<i>Fagus sylvatica</i>	180	
	<i>Fagus sylvatica</i>	160	
	<i>Fagus sylvatica</i>	142	
	<i>Quercus robur</i> (0)	136	
	<i>Quercus robur</i>	159	
	<i>Quercus robur</i>	164	
	<i>Quercus robur</i>	150	
	<i>Quercus robur</i>	172	
	<i>Quercus robur</i>	142	
	<i>Quercus robur</i>	154	

**Boomsoortensamenstelling in A3 en A4**

Boomsoort	Stamtal		Grond vlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	40	15	0,28	1
<i>Fagus sylvatica</i>	80	30	9,7	35
<i>Quercus robur</i>	109	40	17,5	63
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	15	0,24	1
<u>Totaal</u>	<u>269</u>		<u>27,72</u>	

## Liggend dood hout

Zeer dun : weinig  
Dun : /  
Dik : /  
Zeer dik : /

## Kruidenvegetatie

Soort	Soort	Bedekking
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	.1
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	.2
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	4
<i>Rubus sp.</i>	braam	3
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	.1

## Mossen

Soort	Soort
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos



**Helleketelbos****Plot 50****Datum : 27/05/98****Bosstructuur**

Kroonsluiting : &gt; 2/3

Leeftijdsklasse : ongelijkjarig

Aantal etages : &gt; 1

Mengingswijze : verspreid

**Cirkelplots**

<b>A1</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Castanea sativa</i>	11	6916	9
	<i>Fraxinus excelsior</i>	106	66649	90
	<i>Quercus rubra</i>	1	629	1

<b>A2</b>	Boomsoort	Aantal	Stamtal/ha	%
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	13	2043	62
	<i>Corylus avellana</i>	4	629	19
	<i>Crataegus monogyna</i>	1	157	5
	<i>Ilex aquifolium</i>	3	472	14

<b>A3</b>	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Castanea sativa</i> (midden)	59	
	<i>Castanea sativa</i>	54	
		57	
		78	
	<i>Castanea sativa</i>	47	
	<i>Castanea sativa</i>	55	
		99	
	<i>Castanea sativa</i>	65	
	<i>Castanea sativa</i>	50	
		39	
		110	
		29	*
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	29	
	<i>Carpinus betulus</i>	22	
	<i>Ilex aquifolium</i>	30	

A4	Boomsoort	Omtrek (cm)	Dood hout
	<i>Castanea sativa</i>	129	
	<i>Quercus robur</i>	165	
	<i>Quercus robur</i>	166	
	<i>Quercus robur</i>	183	
	<i>Quercus robur</i>	125	
	<i>Quercus robur</i>	142	
	<i>Quercus robur</i>	222	
	<i>Quercus robur</i>	144	
	<i>Quercus rubra</i> (0)	187	
	<i>Quercus rubra</i>	206	

### Boomsoortensamenstelling in A3 en A4

Boomsoort	Stamtal		Grondvlak	
	#/ha	%	m <sup>2</sup> /ha	%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	40	9	0,26	1
<i>Carpinus betulus</i>	40	9	0,15	1
<i>Castanea sativa</i>	246	54	17,28	44
<i>Ilex aquifolium</i>	40	9	0,28	1
<i>Quercus robur</i>	69	15	15,14	38
<i>Quercus rubra</i>	20	4	6,04	15
<u>Totaal</u>	<u>455</u>		<u>39,15</u>	

### Liggend dood hout

Zeer dun :	weinig
Dun :	veel
Dik :	/
Zeer dik :	/

### Kruidenvegetatie

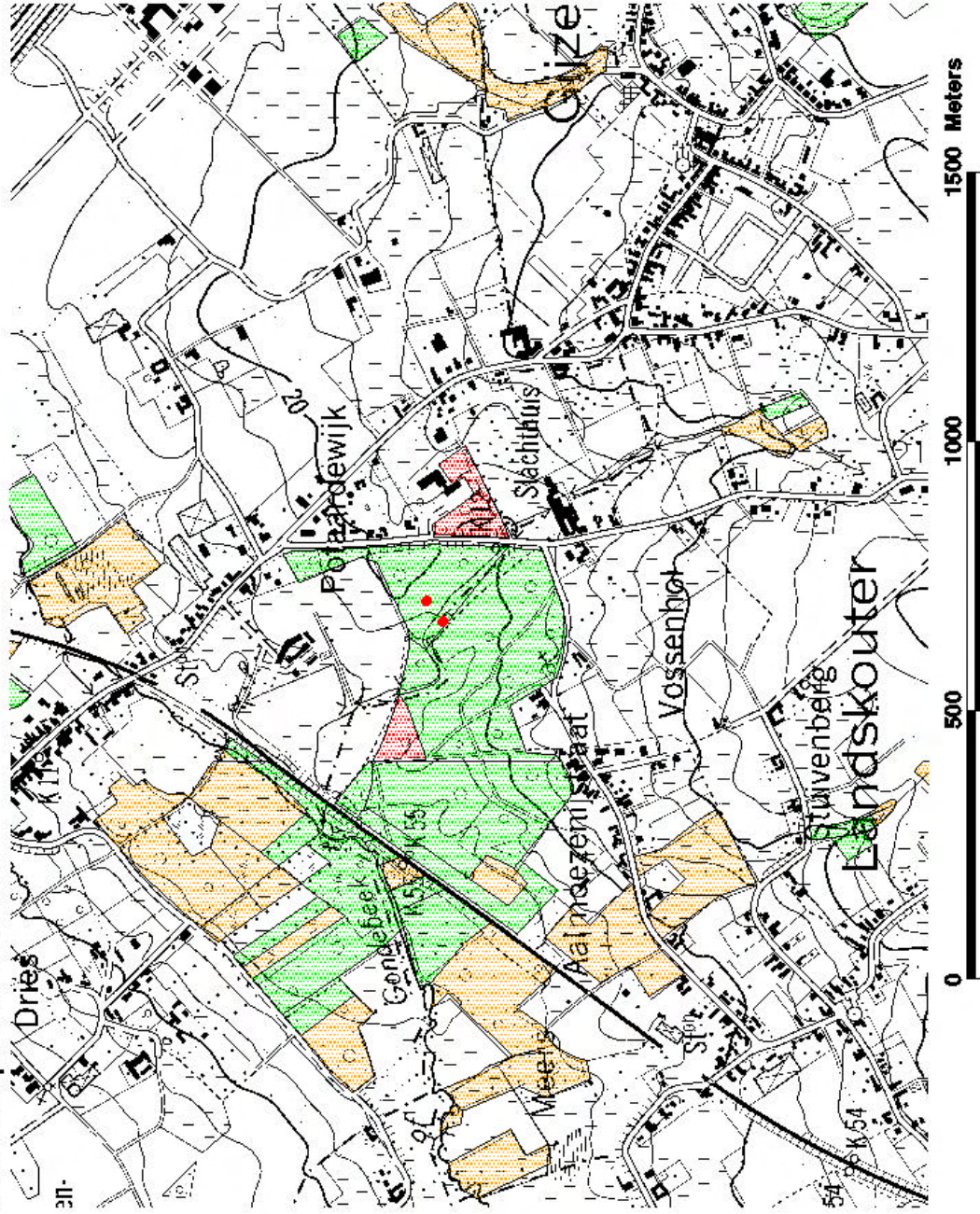
Soort	Soort	Bedekking
<i>Blechnum spicant</i>	Dubbelloof	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	.1
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint	.1
<i>Rubus sp.</i>	braam	2

### Mossen

Soort	Soort
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon pluisjesmos
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Gewoon pronkmos

BIJLAGE 8 : Voorbeeld van een situeringskaart op  
schaal 1/10.000 van de bodemfauna-plots 35 en 36  
(Aelmoeseneiebos I en II)

# Locatie bodemfaunaplots 35-36



- faunaplot
- Naaldbout
- lork + LH
- grove den + LH
- zwarte den + LH
- fijspar + LH
- douglas + LH
- naaldbout + LH
- lork
- grove den
- zwarte den
- fijspar
- douglas
- naaldbout
- Loofhout
- beuk
- eik
- pop.
- loofhout
- beuk + NH
- eik + NH
- pop. + NH
- loofhout + NH



Schaal :  
1/10.000

BIJLAGE 9 : Berekening van de Authenticiteitsindex en de soortenrijkdom van de onderzochte groepen voor de 56 locaties van het bodemfaunaproject

Berekening Authenticiteitsindex

Bos	Plot	Bosstructuur				Houtige vegetatie					Kruidvegetatie					Dood hout					score INDEX			
		a	b	c	d	SOM	e	f	g	h	i	SOM	j	k	l	m	SOM	n	o	p		q	r	SOM
Het Kamp	1	2	2	4	1	9	2	0	0	1	1	4	2	2	1	1	6	0	0	0	0	6	6	25
Beerse heide	2	2	1	4	1	8	1	0	0	1	0	2	2	1	1	1	5	1	0	0	0	2	3	18
De Inslag	3	4	1	2	1	8	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	0	0	0	0	4	4	19
Walenbos	4	2	2	4	1	9	2	2	0	1	1	6	2	2	2	1	7	1	0	3	0	2	6	28
Coolhembos	5	2	5	4	5	16	2	0	0	1	0	3	4	3	2	1	10	1	0	0	3	8	12	41
Muizenbos	6	2	2	4	1	9	3	2	0	1	2	8	5	5	2	1	13	0	0	0	0	0	0	30
Bos ter Rijst (Edingen)	7	2	5	4	5	16	3	2	3	1	3	12	3	3	2	1	9	2	0	3	0	2	7	44
Bos ter Rijst (Edingen)	7bis	2	2	4	3	11	4	3	3	1	2	13	2	2	1	1	6	1	0	3	0	4	8	38
Burreken	8	2	2	4	1	9	5	3	0	1	3	12	3	3	1	1	8	0	0	0	0	4	4	33
Withoefse heide	9	4	1	2	1	8	1	0	0	1	0	2	1	1	2	0	4	4	0	0	0	4	8	22
Withoefse heide	10	3	1	2	1	7	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	4	0	0	0	0	4	18
Sevendonck	11	4	1	4	5	14	3	0	0	1	0	4	2	1	1	3	7	1	0	0	0	4	5	30
Kapellebos	12	2	2	4	1	9	2	2	0	1	0	5	1	1	2	0	4	0	0	0	0	2	2	20
Meerdaalwoud	13	2	5	4	1	12	2	2	0	1	2	7	3	2	1	2	8	0	0	0	0	4	4	31
Zoniënwood	14	2	2	4	5	13	1	3	3	1	2	10	2	2	1	1	6	0	0	0	0	4	4	33
Hallerbos	15	2	2	4	1	9	1	1	0	0	0	2	1	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0	15
Zoniënwood	16	3	5	4	5	17	1	1	3	1	5	11	2	2	2	2	8	0	0	0	0	4	4	40
Zoniënwood	17	2	5	4	1	12	1	1	3	1	2	8	1	1	1	0	3	1	0	0	0	4	5	28
Zoniënwood	18	2	5	4	1	12	1	0	5	1	6	13	1	1	1	0	3	0	0	0	0	2	2	30
Meerdaalwoud	19	2	1	2	1	6	1	0	0	0	0	1	2	1	2	1	6	0	0	0	0	2	2	15
Meerdaalwoud	20	2	2	4	5	13	1	1	0	1	1	4	2	1	2	0	5	0	0	0	0	6	6	28
Brakelbos - Droog Station	21	2	5	2	1	10	1	1	5	1	4	12	1	1	0	3	5	4	5	3	0	2	14	41
Brakelbos - Nat Station	21bis	4	1	4	3	12	2	2	0	0	2	6	5	3	2	1	11	1	0	3	0	6	10	39
RTT-domein Liedekerke	22	2	5	4	5	16	3	1	0	0	0	4	1	1	1	1	4	4	0	0	0	4	8	32
Pijnven	23	4	1	2	1	8	0	1	0	0	0	1	2	2	3	0	7	0	0	0	0	2	2	18
Heiderbos	24	4	1	4	1	10	1	0	0	1	0	2	2	2	3	1	8	0	0	0	0	2	2	22
Oude Mombeek	25	4	1	2	1	8	0	2	0	0	0	2	2	0	0	1	3	0	0	0	0	2	2	15
Gellikerheide	26	4	1	4	1	10	4	1	0	0	1	6	2	1	1	1	5	0	0	0	0	2	2	23
Heiwijk	27	4	1	4	1	10	1	1	0	1	0	3	1	1	1	1	4	0	0	0	0	4	4	21
Pijnven	28	4	2	2	1	9	0	3	0	1	0	4	1	1	3	0	5	0	0	0	0	4	4	22
Grootbroek	29	2	1	4	1	8	1	1	0	1	0	3	2	2	2	1	7	0	0	0	0	4	4	22
Grootbroek	30	4	1	4	1	10	2	1	0	1	1	5	2	1	1	3	7	1	0	0	0	4	5	27
Lanklaarderbos	31	4	1	2	5	12	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	5	0	0	0	0	4	4	23
Paddepoelebos	32	2	5	4	3	14	2	3	3	1	3	12	2	1	1	0	4	0	0	0	0	4	4	34
Zandputten	33	4	1	2	1	8	1	1	0	0	0	2	1	1	1	1	4	1	0	0	0	4	5	19
Kenisberg-Kruisberg	34	4	1	4	1	10	1	0	0	1	1	3	1	1	2	2	6	2	0	0	0	4	6	25
Aelmoeseneiebos I	35	2	2	4	5	13	3	1	3	1	3	11	1	1	1	1	4	0	0	0	0	2	2	30
Aelmoeseneiebos II	36	4	2	4	5	15	4	2	0	1	2	9	4	3	2	1	10	3	0	0	0	4	7	41
Buggenhoutbos	37	2	2	2	1	7	1	2	4	0	4	11	1	1	1	3	6	0	0	0	0	4	4	28
Neigembos	38	2	2	4	1	9	1	1	0	0	3	5	2	2	1	2	7	0	0	0	0	2	2	23
Neigembos	39	2	5	4	5	16	3	0	0	0	0	3	1	1	2	3	7	0	0	0	0	4	4	30
Parikebos	40	2	1	4	1	8	2	1	0	0	1	4	4	2	1	1	8	0	0	0	0	4	4	24
Kluisbos	41	4	5	2	3	14	2	2	3	1	1	9	2	1	1	2	6	0	0	0	0	4	4	33
Het Leen	42	4	2	4	1	11	2	3	0	0	4	9	2	1	1	1	5	0	0	0	0	2	2	27
Bos ter Rijst (Schorisse)	43	2	5	4	5	16	4	2	3	1	2	12	3	1	0	1	5	2	1	3	0	4	10	43
Bos ter Rijst (Schorisse)	43bis	2	5	4	5	16	3	2	3	2	3	13	2	2	1	2	7	0	0	0	0	2	2	38
Raspaillebos	44	2	2	4	5	13	2	3	0	1	2	8	2	2	1	1	6	1	0	0	0	4	5	32
Drongengoed	45	2	5	4	5	16	3	1	3	0	2	9	1	1	2	1	5	1	0	0	0	2	3	33
Wijnendaelebos	46	2	1	2	5	10	1	3	0	0	1	5	1	1	1	0	3	0	0	0	0	4	4	22
Wijnendaelebos	46bis	2	5	4	3	14	3	1	3	1	3	11	1	1	0	3	5	0	0	0	0	4	4	34
Wijnendaelebos	46tris	2	1	4	1	8	2	1	5	1	5	14	6	3	1	2	12	2	0	3	0	4	9	43
Houthulstbos	47	2	2	4	1	9	4	2	0	0	2	8	1	1	1	2	5	0	0	0	0	4	4	26
Nieuwenhovenbos	48	2	2	4	5	13	1	2	0	0	2	5	1	1	1	3	6	0	0	0	0	2	2	26
Vorte Bossen - Alluviaal	49	2	2	4	5	13	2	1	0	1	1	5	4	2	2	1	9	0	0	0	0	2	2	29
Vorte Bossen	49bis	4	2	4	1	11	2	3	0	0	2	7	2	1	1	3	7	0	0	0	0	2	2	27
Helleketelbos	50	2	5	4	5	16	3	2	0	1	2	8	1	2	1	1	5	1	0	0	0	4	5	34

## Berekening soortenrijkdom (1)

Nr	Naam locatie	Loopkevers	Spinnen	Slankpootvliegen	Dansvliegen	1000-poten
		Carabidae	Arachnida	Dolichopodidae	Empididae	Chilopoda
1	Het Kamp	17	73	10	13	5
2	Beerse heide	16	61	3	12	5
3	De Inslag	19	62	5	13	5
4	Walenbos	12	51	4	19	3
5	Coolhembos	22	42	20	19	5
6	Muizenbos	22	53	6	20	6
7	Bos ter Rijst (Edingen)	18	52	11	14	10
7bis	Bos ter Rijst (Edingen)	19	56	0	0	11
8	Burreken	19	49	0	0	12
9	Withoefse heide - nt gebrand	35	56	4	11	3
10	Withoefse heide - gebrand	22	59	11	12	3
11	Sevendonck	34	56	17	22	3
12	Kapellebos-Binkom	15	54	2	25	8
13	Meerdaalwoud-Level2-proefvlak	17	47	4	20	10
14	Zoniënwood-Level2-plot	17	28	5	18	5
15	Hallerbos	12	28	3	11	7
16	Zoniënwood-Harras : open	22	51	8	28	7
17	Zoniënwood-Harras : gesloten	18	39	10	19	6
18	Zoniënwood - oud bosreservaat	18	37	4	22	7
19	Meerdaal-drie eiken	14	75	6	25	8
20	Meerdaal-Grote konijnenpijp	17	34	7	22	7
21	Brakelbos - Droog Station	17	38	0	24	5
21bis	Brakelbos - Nat Station	34	44	0	0	6
22	RTT-domein Liedekerke	12	73	9	23	12
23	Pijnven	13	40	5	13	2
24	Heiderbos	20	54	5	13	3
25	Oude Mombeek- Wimmertingen	21	40	17	35	7
26	Gellikerheide	13	66	13	23	5
27	Heiwijk	12	65	4	13	5
28	Pijnven	11	58	6	17	3
29	Grootbroek	34	64	11	26	6
30	Grootbroek	21	51	12	22	4
31	Lanklaarderbos	15	69	8	21	6
32	Paddepoelebos	29	56	16	27	6
33	Zandputten-Serskamp	27	58	11	29	11
34	Kenisberg-Kruisberg	24	63	13	24	5
35	Aelmoeseneiebos I	14	39	8	21	9
36	Aelmoeseneiebos II	19	50	16	12	7
37	Buggenhoutbos	14	47	6	23	9
38	Neigembos	13	45	6	22	7
39	Neigembos-7bis : Lorken	17	60	9	26	7
40	Parikebos	30	52	19	25	9
41	Kluisbos	12	34	5	17	6
42	Het Leen	10	44	8	18	10
43	Bos ter Rijst (Schor)-alluv	29	69	15	17	13
43bis	Bos ter Rijst (Schor)-helling	17	39	0	0	10
44	Raspaillebos	19	59	7	22	10
45	Drongengoed	10	61	9	20	7
46	Wijnendalebos-Levelproefvlak	13	36	10	16	9
46bis	Wijnendalebos-A : droog	23	49	20	0	10
46ter	Wijnendalebos-F/S : nat	38	54	0	0	9
47	Houthulstbos	13	59	8	14	11
48	Nieuwenhovenbos	14	50	6	19	9
49	Vorte Bossen - Alluv.	33	47	15	26	9
49bis	Vorte Bossen - open	30	56	0	0	11
50	Helleketelbos	11	54	2	13	9

## Berekening soortenrijkdom (2)

Nr	Naam locatie	Miljoen-	Pisse-	Zweef-	Nematoden		Boktorren
		poten	bedden	vliegen	Nematoda	Catopidae	Cerambycidae
		Diplopoda	Isopoda	Syrphidae			
1	Het Kamp	4	1	9	19	6	1
2	Beerse heide	3	1	5	13	4	1
3	De Inslag	2	3	16	14	1	2
4	Walenbos	5	4	8	25	1	2
5	Coolhembos	4	2	5	20		0
6	Muizenbos	9	4	0	24	4	0
7	Bos ter Rijst (Edingen)	4	4	7	21	4	0
7bis	Bos ter Rijst (Edingen)	5	5	0	0	7	0
8	Burreken	11	5	0	24	2	0
9	Withoefse heide - nt gebrand	1	1	12	20	2	2
10	Withoefse heide - gebrand	1	0	14	21	3	2
11	Sevendonck	2	1	9	16	2	3
12	Kapellebos-Binkom	6	2	4	14	4	1
13	Meerdaalwoud-Level2-proefvlak	4	3	5	18	2	0
14	Zoniënwoud-Level2-plot	3	3	11	27	2	0
15	Hallerbos	5	2	7	26	4	3
16	Zoniënwoud-Harras : open	3	3	20	18	4	2
17	Zoniënwoud-Harras : gesloten	4	3	5	19	7	0
18	Zoniënwoud - oud bosreservaat	4	2	7	26	4	1
19	Meerdaal-drie eiken	4	4	15	24	3	1
20	Meerdaal-Grote konijnenpijp	4	1	12	17	0	3
21	Brakelbos - Droog Station	7	3	0	25	4	0
21bis	Brakelbos - Nat Station	9	3	7	0	3	1
22	RTT-domein Liedekerke	10	4	13	21	6	1
23	Pijnven	0	0	25	17	1	3
24	Heiderbos	3	0	8	23	4	1
25	Oude Mombeek- Wimmertingen	3	6	10	20	1	0
26	Gellikerheide	4	5	18	22	3	2
27	Heiwijk	3	1	8	10	5	4
28	Pijnven	0	0	20	8	2	3
29	Grootbroek	1	2	12	9	2	1
30	Grootbroek	2	5	20	5	1	2
31	Lanklaarderbos	4	2	20	6	2	1
32	Paddepoelebos	6	5	7	4	5	3
33	Zandputten-Serskamp	6	3	13	7	6	0
34	Kenisberg-Kruisberg	1	2	6	16	2	2
35	Aelmoeseneiebos I	3	5	4	18	3	0
36	Aelmoeseneiebos II	5	5	7	8	3	4
37	Buggenhoutbos	6	4	10	9	3	2
38	Neigembos	10	3	9	8	5	1
39	Neigembos-7bis : Lorken	6	4	10	10	5	0
40	Parikebos	6	6	12	8	6	4
41	Kluisbos	7	2	11	13	3	0
42	Het Leen	4	5	11	10	4	1
43	Bos ter Rijst (Schor)-alluv	9	5	4	11	9	0
43bis	Bos ter Rijst (Schor)-helling	8	5	0	0	7	0
44	Raspallebos	6	4	8	10	8	0
45	Drongengoed	7	4	16	9	4	2
46	Wijnendalebos-Levelproefvlak	6	3	11	14	1	1
46bis	Wijnendalebos-A : droog	6	5	0	0	5	0
46ter	Wijnendalebos-F/S : nat	7	4	0	0	1	0
47	Houthulstbos	7	4	10	11	3	1
48	Nieuwenhovenbos	3	5	14	11	1	1
49	Vorte Bossen - Alluv.	5	4	7	10	3	1
49bis	Vorte Bossen - open	6	5	0	0	1	0
50	Helleketelbos	7	4	12	13	4	1

## Berekening soortenrijkdom (3)

Nr	Naam locatie	Haantjes	Lieve- heers- beestjes	Knip- torren	Blad- spriet- kevers	Schors- kevers	Kort- schild- kevers	Alle beesten
		Chrysomel- idae	Coccinel- -lidae	Elate- ridae	Scara- baeidae	Scoly- tidae	Staphy- linidae	
1	Het Kamp	1	1	2	0	0	3	174
2	Beerse heide	0	0	5	0	1	2	137
3	De Inslag	1	1	1	1	2	1	156
4	Walenbos	0	0	4	2	1	0	149
5	Coolhembos	4	1	1	0	0	2	159
6	Muizenbos	0	0	0	1	0	0	156
7	Bos ter Rijst (Edingen)	0	1	3	2	0	0	157
7bis	Bos ter Rijst (Edingen)	1	1	4	2	0	0	118
8	Burreken	0	0	2	1	0	1	135
9	Withoefse heide - nt gebrand	2	0	3	0	4	6	174
10	Withoefse heide - gebrand	1	0	2	1	3	3	165
11	Sevendonck	2	0	1	1	0	2	184
12	Kapellebos-Binkom	0	1	5	2	0	0	152
13	Meerdaalwoud-Level2-proefvlak	0	0	8	3	1	3	150
14	Zoniënwoud-Level2-plot	2	0	5	1	1	3	135
15	Hallerbos	1	1	4	2	1	5	130
16	Zoniënwoud-Harras : open	1	0	5	1	1	2	184
17	Zoniënwoud-Harras : gesloten	1	0	8	0	1	7	156
18	Zoniënwoud - oud bosreservaat	0	0	7	1	1	2	150
19	Meerdaal-drie eiken	0	0	10	1	2	2	199
20	Meerdaal-Grote konijnenpijp	1	1	5	2	0	3	143
21	Brakelbos - Droog Station	4	1	2	2	0	2	141
21bis	Brakelbos - Nat Station	8	1	2	1	0	2	129
22	RTT-domein Liedekerke	2	1	4	1	1	4	207
23	Pijnven	0	1	1	1	3	0	130
24	Heiderbos	0	1	1	2	4	0	152
25	Oude Mombeek- Wimmertingen	1	0	1	2	1	4	175
26	Gellikerheide	0	0	2	0	0	1	181
27	Heiwijk	0	1	3	1	2	7	155
28	Pijnven	4	0	0	0	4	0	141
29	Grootbroek	0	2	2	1	0	4	187
30	Grootbroek	1	0	0	1	0	6	160
31	Lanklaarderbos	0	0	1	1	1	5	174
32	Paddepoelebos	2	0	4	4	1	3	194
33	Zandputten-Serskamp	0	2	2	2	1	2	189
34	Kenisberg-Kruisberg	0	0	3	0	4	0	172
35	Aelmoeseneiebos I	3	2	5	2	2	2	150
36	Aelmoeseneiebos II	0	2	3	2	0	2	148
37	Buggenhoutbos	0	1	4	2	1	2	153
38	Neigembos	2	0	4	1	2	1	144
39	Neigembos-7bis : Lorken	5	0	4	2	2	3	175
40	Parikebos	0	2	3	5	0	3	198
41	Kluisbos	3	1	4	1	1	0	129
42	Het Leen	2	1	2	1	1	3	147
43	Bos ter Rijst (Schor)-alluv	3	2	4	3	0	3	205
43bis	Bos ter Rijst (Schor)-helling	2	2	3	3	0	1	103
44	Raspallebos	3	0	6	3	0	7	180
45	Drongengoed	1	1	4	3	1	6	175
46	Wijnendalebos-Levelproefvlak	2	1	2	1	1	4	140
46bis	Wijnendalebos-A : droog	1	1	3	1	0	1	135
46ter	Wijnendalebos-F/S : nat	3	0	1	1	0	0	130
47	Houthulstbos	2	0	4	1	1	5	161
48	Nieuwenhovenbos	0	1	2	0	1	0	148
49	Vorte Bossen - Alluv.	3	1	4	1	1	3	172
49bis	Vorte Bossen - open	0	1	4	1	0	0	136
50	Helleketelbos	2	1	4	1	2	2	152



BIJLAGE 10 : Paper over de authenticiteitsindex ter  
publicatie in de proceedings van de conferentie 'Inte-  
grated Tools for Natural Resources Inventories in the  
21st Century-An International Conference on the Inven-  
tory and Monitoring of Forested Ecosystems' - 16-20  
augustus, 1998, Boise, Idaho, VSA

# Development of a Stand-scale Forest Biodiversity Index based on the State Forest Inventory

Diego Van Den Meersschaut, Kris Vandekerckhove<sup>1</sup>

Abstract.--Ecological aspects are increasingly influencing silvicultural management. Estimating forest biodiversity has become one of the major tools for evaluating management strategies. A stand-scale forest biodiversity index is developed, based on available data from the state forest inventory. The index combines aspects of forest structure, woody and herbal layer composition and deadwood, as biodiversity indicators. The index is calculated by means of a score-system following a standard procedure. It shows to reflect the variability of forests in Flanders in a logical way and to be sensitive enough to indicate changes for monitoring purposes.

---

## INTRODUCTION

The Flemish government has committed itself to fulfil the obligations towards biodiversity conservation set out in e.g. the UN's Convention on Biological Diversity (Rio de Janeiro, 1992), the Resolution on Conservation of Biodiversity in European Forests (H2) of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (Helsinki, 1993), the Flemish Environmental Policy Plan and the new Decree on Nature Conservation and the Natural Environment (1997). Therefore there is a definite need for monitoring tools for biodiversity in general and forest biodiversity in particular. This study focuses on forest biodiversity limiting its possible interpretation to its still most important measure of species richness.

Assessing and monitoring species richness is labour intensive, time consuming and requires specialist knowledge, which makes it inapplicable on a large scale. Total potential species richness is never completely known. Even in intensely investigated European forest ecosystems new species are still frequently identified. The use of indicators for forest biodiversity is confronted with a range of problems related to a general lack of knowledge (EWGRB 1997). The use of certain well-known taxa as indicators deals with a lack of scientific evidence for the primary condition of an indicator namely, significant correlation with diversity of other taxa. Existing research on this subject even suggests that a single taxon or a combination of taxa cannot serve as reliable indicators for species richness of most other taxa because of contradictory or weak across-taxon correlations (Nilsson et al. 1995, Oliver and Beattie 1996). Keystone species, i.e. species that are functionally important for a wider part of biodiversity, could serve as potential indicators of biodiversity but there seems at present to be insufficient scientific basis nor empirical ways to optimally construct an indicator system based on these. Moreover an a priori problem with species-based indicator systems is that species often have varying ecological demands and/or do not respond similarly to altered conditions in different parts of their distribution.

An alternative approach consists of the use of sets of biological and/or structural indicators. In this study a biodiversity index is developed on the level of a forest stand based on available data on forest structure and floral species composition from the state forest inventory. It covers easily measurable features of forest structure, woody and herbal layer composition and deadwood, serving as indicators for biodiversity. The concept of the index and its indicators is based on a virtual image of the authentic structure and composition of primary natural forest ecosystems. Since the Neolithic period, some 10,000 years ago, increasingly intensive human influence resulted in a loss of the authenticity of most European forests (Christensen and Emborg 1996, Dudley 1996, Peterken 1996). The authentic structure, composition and dynamics will probably never be entirely detected. Nevertheless some major aspects of this authenticity can be identified including e.g. varied and complex forest structure, rich composition of tree and shrub species, large old trees, deadwood, characteristic disturbances caused by storm, grazing, pathogens and fire (Bradshaw and Lindén 1997). The biodiversity index is conceived under the assumption that a varied and complex forest structure induces a high biological richness due to the creation of a diversity of different niches (Altenkirch 1988, Franklin 1988, MacArthur et al. 1962, Otte 1989). As it will serve as a monitoring tool to evaluate the impact of forest management on biodiversity, a high sensitivity to silvicultural measures is necessary. This requirement outrules other important indicators of biodiversity like site history, connectivity, forest area, site condition, etc. Moreover, these indicators are rigid in a sense that they are not apt to change at short notice.

---

<sup>1</sup> Scientific attachés, Institute for Forestry and Game Management, Gaverstraat 4, B-9500 Geraardsbergen, Belgium, Tel.: +32-54-437111, Fax.: +32-54-410896.

## STATE FOREST INVENTORY

The state forest inventory of the Flemish Region is based on a systematic sampling technique using a geo-referenced grid of 1 × 1 kilometre (Waterinckx and Haelvoet 1997). Due to a low forest index of 10 percent and a high degree of fragmentation (Van Den Meersschaut and Lust 1994), only a limited number of intersections of the grid are actually situated in forest resulting in approximately 1,500 plots. Each plot is located in the field by means of aerial photographs and shifted into the nearest homogeneous forest stand if necessary, following a standard procedure.

The forest inventory includes a general description of the stand, with special attention for the stand type, age distribution, canopy closure, horizontal and vertical stand structure, combined with measurements of the woody and herbal layer (Waterinckx and Haelvoet 1997). The woody layer is sampled using a plot design of 4 concentric circular sample units (A1, A2, A3 and A4) with variable radius (R1, R2, R3 and R4) according to the dimension of trees and shrubs (fig. 1). In A1 and A2 only tree species and stem numbers are measured. In A3 and A4 individual trees and shrubs are also positioned using polar co-ordinates after measuring their circumference at a height of 1.5 metres ( $C_{1.5}$ )<sup>2</sup>. These measurements apply to living as well as dead standing trees (snags). The herbal layer is sampled on the same spot using a 16 × 16 metres plot. All vascular plants and bryophytes<sup>3</sup> are identified and their cover is estimated using an adapted version of the Braun-Blanquet scale (Barkman et al. 1964, Braun-Blanquet 1951). Within the plot special attention is given to the lying deadwood (logs). Logs are divided into 4 diameter classes ( $2 < \varnothing < 7$  centimetres;  $7 < \varnothing < 22$  centimetres;  $22 < \varnothing < 40$  centimetres and  $\varnothing > 40$  centimetres). Density and stem-length of the logs is estimated for respectively the first and last two classes.

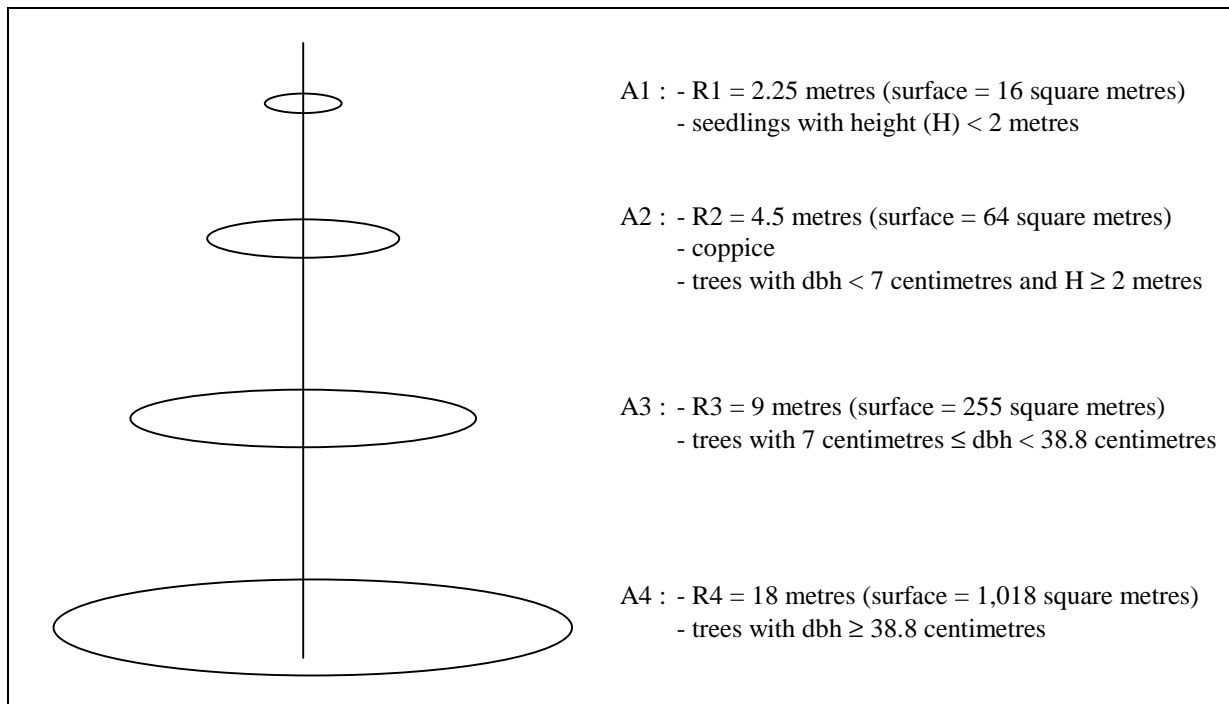


Figure 1.--Plot design for the inventory of the woody vegetation consisting of concentric circular sample units (A1,2,3,4) with variable radius (R1,2,3,4) (after Waterinckx and Haelvoet (1997)).

It is the first time that the Flemish forest area is sampled by means of a systematic technique. The state forest inventory will be repeated every ten years.

<sup>2</sup>  $C_{1.5}$  is a traditional local measure easily transformed into diameter at breast height (dbh), which is used for the biodiversity index.

<sup>3</sup> The sampled bryophytes include non-epiphytic mosses (Musci) and Liverworts (Hepaticae).

## BIODIVERSITY INDEX

The biodiversity index is calculated by means of a score-system based on 4 major aspects of a forest ecosystem determining forest biodiversity : forest structure, woody and herbal layer composition and deadwood. Each aspect consists of a set of indicators derived from the available data of the state forest inventory. The indicators are given a score taking into account the 'Delphi technique', which stipulates that, as long as biodiversity cannot be unambiguously measured in the field, biodiversity indicators and their weights or scores can be determined on the basis of a common agreement of different specialists (table 1) (Alho et al. 1996, Dalkey and Helmer 1962, Kangas et al. 1993, Pukkala et al. 1997). During application of this technique special attention is given to evenly balancing the weights of the different indicators, presuming their contribution to biodiversity is more or less equal. The maximum score of the biodiversity index is set to 100. Appendix 1 gives a detailed overview of the score-system with its indicators and their weights. For the indicators of woody and herbal layer composition and deadwood, the classification of the numbers and maximum values are based on analysis of elaborate datasets from the Flemish forest reserve inventory, in which sample plots of comparable size were used.

Table 1.--*Overview of the different indicators and their maximum scores forming the biodiversity index.*

Indicator	Maximum score
FOREST STRUCTURE (a+b+c+d) :	20
(a) Canopy closure/cover	4
(b) Stand age	7
(c) Number of storeys	4
(d) Spatial tree species mixture	5
WOODY LAYER (e+f+g+h+i) :	25
(e) Number of (indigenous) tree species (height $\geq$ 2 metres)	5
(f) Number of large trees ( $40 \leq$ dbh $<$ 80 centimetres)	5
(g) Number of very large trees (dbh $\geq$ 80 centimetres)	5
(h) Number of indigenous tree species in natural regeneration (height $<$ 2 metres)	4
(i) Standard deviation of dbh	6
HERBAL LAYER (j+k+l+m) :	25
(j) Number of vascular plant species	10
(k) Degree of rareness	7
(l) Number of bryophytes	5
(m) Total cover	3
DEADWOOD (n+o+p+q+r) :	30
* Snags (n+o+p) :	15
(n) Basal area	4
(o) Number of large trees (dbh $\geq$ 40 cm)	6
(p) Standard deviation of dbh	5
* Logs (q+r) :	15
(q) Sum of stem-length of large trees ( $\varnothing \geq$ 40 cm)	7
(r) Number of diameter classes	8
<b>BIODIVERSITY INDEX (a→r)</b>	<b>100</b>

## Forest structure

Habitat complexity and structural heterogeneity are generally recognised as important indicators for forest biodiversity (Köhl 1995, Noss 1990, Rune 1997, Schuck et al. 1994). The forest structure, mentioned as a biodiversity indicator in this study, is based on a description of the visual characteristics of the whole stand in which a sample plot is located. These characteristics consist of canopy closure or cover, stand age, number of storeys and spatial tree species mixture. Woody layer, herbal layer and deadwood are also part of what can be called forest structure but are treated separately because they are based on actual measurements.

The closure of the upper canopy layer is considered to be a measure of habitat variation as it causes different light- and humidity regimes or micro-climatic conditions in general (Noss 1990). A canopy cover of 1/3 to 2/3 of the total area is supposed to offer the biggest structural variety and is thus awarded with a maximum score of 4. Open stands (canopy cover < 1/3) score a little higher than closed stands (canopy cover > 2/3) for the same reasons.

A higher stand age positively influences forest structure. Maturing stands diversify naturally providing more opportunities for nesting, shelter and nourishment, which may be important for the survival of different animal and plant species (Helmer 1987, Mitchell and Kirby 1989). Stand age and scores are therefore positively linked. Uneven aged stands score a little lower than older stands (> 160 years), because an uneven stand age does not automatically imply an old age.

The number of storeys is a valuable parameter for describing the vertical structure and diversity of a forest stand. Multi-layered forest stands create a higher and more diversified amount of niches, and receive a maximum score.

The spatial tree species mixture is a valuable parameter for describing the horizontal structure of a forest stand. The weighing of the scores is based on the idea of the biggest possible variety on the smallest possible surface resulting in the maximum score for stands with an individual tree species mixture.

## Woody layer

The indicators ; number of tree species, number of large and very large trees, number of indigenous tree species in natural regeneration and standard deviation of  $\varnothing_{1.5}$  , are based on measurements in circular sample plots.

The tree species composition is a very important indicator of diversity. A lot of organisms are linked to specific tree species and vice versa (Kennedy and Southwood 1984, Southwood 1961). Mixed forest stands will accommodate more animal and plant species than single species stands. Exotic tree species make a contribution to biodiversity because a certain, nevertheless limited, amount of organisms can be related to them (Kennedy and Southwood 1984) and because they contribute to forest structure. Therefore they cannot be totally neglected. However if their share increases and they start dominating the stand and outcompeting native species they have a negative influence on biodiversity. Exotic tree species are taken into account provided that their proportional share in the total basal area or stem number is less than 5 percent. If their proportional share amounts to 5 to 50 percent, they are treated indifferently. An extra point is subtracted for each exotic species which proportional share exceeds 50 percent. An analogous qualitative intervention is also applied by Hekhuis et al. (1994) and advised by Standovar (1997).

Large trees ( $40 \leq \text{dbh} < 80$  centimetres) create important niches for invertebrates, birds, mammals, fungi and epiphytes, thus contributing to biodiversity. This contribution is even bigger for very large trees ( $\text{dbh} \geq 80$  centimetres). Very large trees normally occupy a larger growth area which automatically results in a limited number per sample plot. Both facts explain why large and very large trees are separately scored. In this case no distinction is made between indigenous and exotic tree species because tree size is a structural parameter making the identity of a species of minor importance.

The influence of natural regeneration of indigenous tree species on current biodiversity is probably rather limited. Regeneration diversity is mainly of interest for future biodiversity. However, because of its sensitivity for silvicultural measures, it is an important parameter for evaluating the impact of forest management on future biodiversity (Bradshaw and Lindén 1997).

Variation in stem diameter and the occurrence of different succession stages in a forest stand are often associated with a high degree of biodiversity (Esseen et al. 1992). The standard deviation of stem diameter is an important mean to express this variation (Bradshaw and Lindén 1997). The calculations are performed for trees with  $\text{dbh} \geq 7$  centimetres.

## Herbal layer

Diversity and degree of rareness of vascular plants, diversity of non-epiphytic bryophytes and proportional cover of both are used as indicators of biodiversity for the herbal layer.

A lot of vascular plants specifically host certain specialised animal species, so that floral diversity is considered to have a major impact on faunal diversity. Plants are also very sensitive to silvicultural measures influencing biodiversity. They are easy to inventory and identify, which makes them suitable to serve as indicators. The Flemish flora consists of 1,279 vascular plants species of which 310 are confined to the socio-ecological group of 'forest plants' (Cosyns et al. 1994, Stieperaere and Fransen 1982). However, due to the occurrence of different habitats within a forest, this number can increase significantly (Hermy et al. 1996). Therefore plants, that are not restricted to closed forest situations and also contribute to biodiversity, cannot be ignored. Thus all plants are treated likewise for determining and scoring floral diversity.

The pure quantitative approach for determining floral diversity is supplemented by a qualitative aspect, which takes into account the degree of rareness of all plants. This is especially important for monitoring purposes towards evaluation of forest management in the framework of nature conservation. The degree of rareness is based on the occurrence of a species in a geo-referenced grid of 4 × 4 km using a logarithmic frequency distribution (Stieperaere and Fransen 1982). According to its occurrence each species receives a preliminary score (table 2). The preliminary scores of all species in a sample plot are added and scored a final time considering the classification given in appendix 1.

Table 2.--Preliminary scoring of plant species according to their proportional occurrence in a 4 × 4 kilometre grid.

Proportional occurrence in a 4 × 4 kilometre grid	Preliminary score
<i>Percent</i>	
< 1.38	8
1.38-10	5
10-23.97	2
23.97-48.97	1
> 48.97	0

Bryophytes also contribute to biodiversity and react even faster to changing environmental conditions than vascular plants (Biernath and Roloff 1993, Roloff and Stetzka 1995). Non-epiphytic bryophyte diversity per area unit is usually smaller than vascular plant diversity. The maximum score is therefore set to a smaller number of bryophyte species.

Spatial variation in proportional cover of the herbal layer contributes to biodiversity (Bradshaw and Lindén 1997). A cover of 50 percent theoretically offers the biggest chance on maximum variation. Chances for equal variation are the same for a cover of 25 and 75 percent. Because the latter is usually related to an increased biomass it scores higher. Plant biomass plays an important role in the foodchain of an ecosystem, thus influencing diversity.

## Deadwood

The importance of deadwood for conservation of biodiversity in forest ecosystems is generally acknowledged (Albrecht 1991, Detsch et al. 1994, Eckloff and Ziegler 1991, Kirby and Drake 1992, Möller 1994, Packam et al. 1992, Rabl 1993, Samuelson et al. 1994). The importance of deadwood quantity, occurrence, size and shape diversity and status of decomposition are stressed in relation to specialised invertebrates, fungi and cavity-nesting animals (Altenkirch 1988, Ammer 1991, Barkman et al. 1983, Hodge and Peterken 1998, Komdeur and Vestjens 1983, Mabelis 1983, Rauh 1993, Schales 1992, Speight 1989). Snags and logs create different niches to which certain organisms are adapted, and are therefore treated separately in this study. From the available data in the state forest inventory it is possible to calculate basal area, number of large trees and standard deviation of dbh of the snags and total stem-length and number of diameter classes of the logs. The identity of deadwood is not included, although its influence on certain faunal and floral aspects was determined (Hilt 1992, Stevens 1986). This influence decreases as the decomposition process continues (Palm 1959, Rauh 1993). Moreover, identification of deadwood is not always possible in the field.

The amount of standing deadwood is expressed in absolute units of basal area (square metres per hectare) instead of its proportional share in the total basal area of a forest stand. This in order to avoid for example the possible false impression of an increased amount of deadwood after thinning a stand (without cutting the deadwood).

Large snags (dbh  $\geq$  40 centimetres) are monitored separately because they are usually associated with a high diversity of sizes and shapes creating different niches. Their large size offers opportunities for numerous rare species (Hekhuis et al. 1994, Rauh 1993, Siitonen and Martikainen 1994). Because of their importance the occurrence of a single snag receives a high score.

The standard deviation of stem diameter is an important mean to express the variation in size of standing deadwood. As for the living aspect of the woody layer, the calculations are performed for trees with dbh  $\geq$  7 centimetres.

The amount of lying deadwood is limited to the occurrence of large logs ( $\varnothing \geq$  40 centimetres) and expressed as the total estimated stem-length. Because of their importance to biodiversity, the occurrence of a cumulated stem-length of one to ten metres receives a high score.

The diameter classes of the logs are the same as those used in the state forest inventory. These classes are used to indicate variation in lying deadwood. The occurrence of class 4 with the largest logs is rewarded with an extra point.

### CASE STUDY

The biodiversity index is calculated for two types of datasets in order to check if it reflects site and structural variability of forests in Flanders and if it is sensitive enough to indicate changes for monitoring purposes. The first dataset includes 20 sample plots covering the major variability of forest stands and sites in Flanders. The second dataset is confined to one forest and covers 10 forest stands with different structure and composition but with similar site conditions.

The forest stands of the first dataset vary from young homogeneous pine plantations to old mixed deciduous forests with a rich forest structure and species composition (table 3). The calculated biodiversity indexes reflect this variability in a logical way, ranking them in an increasing order. The difference between extreme values amounts to 1/3 of the maximum score leaving enough space for sound distinctions of biodiversity status between stands. None of the stands reaches half of the maximum score, nor is the intermediate score for the four major indicators (forest structure, woody and herbal layer and deadwood) systematically high (table 3). This indicates that none of the stands has reached a semi-natural optimum so that the index may still significantly increase parallel to an improved stand development. The deadwood aspect, for example, is systematically low indicating its inferior role in general forest management in the past.

One of the major disadvantages when using a biodiversity indicator system for temperate forests in western Europe is the lack of relicts of natural forest stands serving as reference for the different forest types. Dataset two is interesting in such a manner that it allows the investigation of a potential maximum score of the biodiversity index, because it includes young planted homogeneous stands as well as relatively old semi-naturally developed mixed stands on the same site. Table 3 illustrates that the score for man-made forest stands like Koeimook3 and Koeimook2 can potentially increase to the level of stands like Koeimook5 and Koeimook7, which were able to develop spontaneously resulting in a species composition and forest structure probably approaching the natural situation. A difference of almost 20 points between these stands indicates a sensitivity of the index which is useful for monitoring purposes. Koeimook5 and Koeimook7 only resemble the natural situation so that their score is not the absolute maximum and can still increase. Due to site conditions this absolute maximum will probably be lower in comparison with richer sites. Sensitivity of the index for monitoring purposes can be tested for other forest sites in the same manner. Since the data are geo-referenced and digital soils maps are available separate index calculations and thus biodiversity monitoring for different soil types are possible.

Table 3.--General description and intermediate scores of the different forest stands (encoded) of dataset one and two.

Forest stand	Description	Forest structure	Woody layer	Scores			Total
				Herbal layer	Dead wood		
Dataset 1:							
Zoniën13	old Beech stand mixed with oak	16	12	11	9	48	
Zoniën1	old Beech stand	18	13	7	8	46	
Meerdaal7	old oak stand mixed with Hornbeam/Sycamore	18	14	11	3	46	
Parike1	mature poplar stand	18	10	11	6	45	
Neigembos5	old Beech stand mixed with oak/Ash	16	12	9	3	40	
Zoniën27	old mixed stand of Beech, oak and Ash	16	6	11	3	36	
84097	relatively old alder stand	17	4	13	2	36	
178132	young birch stand	14	3	13	5	35	
Neigembos6	young Ash stand mixed with alder/willow	18	4	13	0	35	
Neigembos4	old Beech stand mixed with oak	14	11	5	5	35	
317103	very young oak stand mixed with chestnut	11	3	13	4	31	
257003	young, open homogeneous Scots pine stand	10	6	10	5	31	
318113	young homogeneous oak stand	6	1	13	2	22	
Jagersborg24d	young stand with Scots/Corsican pine clusters	10	2	8	2	22	
318018	young homogeneous Corsican pine stand	6	2	6	7	21	
95120	young homogeneous Scots pine stand	6	2	10	3	21	
Pijnven4	relatively young homogeneous Red oak stand	9	6	5	0	20	
Pijnven50	relatively young homogeneous Scots pine stand	9	2	6	2	19	
251081	relatively old Corsican pine stand	6	2	5	4	17	
95053	young homogeneous Scots pine stand	6	1	8	2	17	
Dataset 2:							
Koeimook7	old Scots pine stand mixed with birch/oak	18	6	7	5	36	
Koeimook5	relatively old birch stand mixed with oak	18	4	6	6	34	
Koeimook9	old Scots pine stand	9	5	9	11	34	
Koeimook10	old Scots pine stand mixed with birch	16	3	7	7	33	
Koeimook8	old Scots pine stand	12	6	7	6	31	
Koeimook6	relatively old birch stand mixed with oak	13	2	9	5	29	
Koeimook4	young birch stand mixed with Alder buckthorn	14	4	6	5	29	
Koeimook1	old Scots pine stand	12	5	5	5	27	
Koeimook2	young homogeneous Beech stand	11	6	4	0	21	
Koeimook3	relatively old homogeneous Corsican pine stand	7	4	7	0	18	

## CONCLUSION

The score-system for calculating the biodiversity index proves to be simple and easy to use. From a practical point of view the system qualifies as a Biodiversity Evaluation Tool (BET) according to the criteria presented by the newly started European project aiming at developing indicators for biodiversity in European forests (BEAR 1998). The suggested stand-scale forest biodiversity index combines biological and structural indicators, based on available data from the state forest inventory. This strategy allows an immediate application on the level of the Flemish region without the need of extra measurements. A major disadvantage of this strategy is the limitation to include other potentially valuable indicators. Due to a general lack of detailed knowledge, the indicator choice is based on widely accepted assumptions of increased species richness in relation to a more varied and complex forest structure. However the creation of new niches does not always guarantee that they will be filled in by the expected organism. All depends on colonisation processes which are linked to the occurrence of relict populations, species mobility and isolation. Therefore the index will serve as a monitoring tool to evaluate the impact of forest management on potential biodiversity rather than on biodiversity itself. The lack of references on natural forest structure and species composition and the fact that other important biodiversity indicators like forest history, connectivity, forest area, site conditions, etc. are not taken into account, limits its use to monitoring purposes. Therefore the index is not meant to judge different forests on their biodiversity status and certainly not sufficient to compare forests on their value for nature conservation, due to its emphasis on the quantitative aspect of biodiversity. The suggested stand-scale forest biodiversity index can, however, be recommended as a provi-



sional Biodiversity Evaluation Tool for developing forest stand management in strongly anthropogenically influenced forest landscapes.

#### ACKNOWLEDGEMENT

The authors thank the following people for reviewing this manuscript:

Tor-Björn Larsson, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.  
Richard Bradshaw, Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS), Copenhagen, Denmark.  
Tibor Standovár, Eötvös Loránd University, Budapest, Hungary.

#### LITERATURE CITED

- Albrecht, L. 1990. Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Naturwaldreservate in Bayern. Schriftenreihe, Band 1. München: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 221 p.
- Albrecht, L. 1991. Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forst. Cbl. 110: 106-113.
- Altenkirch, W. 1988. Naturschutz im Wirtschaftswald: Bemerkungen aus zoologischer Sicht. AFZ. 43: 684-686.
- Ammer, U. 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die fortschliche Praxis. Forstw. Cbl. 110: 149-157.
- Alho, J.; Kangas, J.; Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. Applied Statistics. 45: 1-14.
- Barkman, J.J.; Doing, H.; Segal, S. 1964. Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Botanica Neerlandica. 13: 394-419.
- BEAR (Biodiversity Indicators of European Forests). 1998. EU FAIR Concerted Action presented at <http://www.algonet.se/~bear>.
- Biernath, M.; Roloff, A. 1993. Ökologische Zeigerwerte für die wichtigsten Waldbodenmoose. Forstarchiv. 64: 9-16.
- Bradshaw, R.H.W.; Lindén, M. 1997. RENFORS. Regeneration of natural forest stands for timber production and environmental value. EU progress report. Contract FAIR1-95-0420. 35 p.
- Braun-Blanquet, J. 1951. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Wien: Aufl. Springer. 631 p.
- Christensen, M.; Emborg, J. 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. Forest Ecology and Management. 85(1-3): 47-51.
- Cosyns, E.; Leten, M.; Hermy, M.; Triest, L. 1994. Een statistiek van de wilde flora van Vlaanderen. Vrije Universiteit Brussel, Instituut voor Natuurbehoud. 25 p.
- Dalkey, N.; Helmer, O. 1962. An experimental application of Delphi method to the use of experts. Management Science. 9: 458-476.
- Detsch, R.; Kölbl, M.; Schulz, U. 1994. Totholz - vielseitiger Lebensraum in naturnahen Wäldern. AFZ. 11: 586-591.
- Dudley, N. 1996. Authenticity as a means of measuring forest quality. Biodiversity Letters. 3: 6-9.
- Eckloff, W.; Ziegler, W. 1991. Über der Wert toter Bäume in der Waldlebensgemeinschaft. Forstarchiv. 62: 105-107.
- Esseen, P.-A.; Ehnström, B.; Ericson, L.; Sjöberg, K. 1992. Boreal Forests-the focal habitats of Fennoscandia. In: L. Hansson (Ed.). Ecological principles of nature conservation. London: Elsevier: 252-325.
- EWGRB (European Working Group on Research and Biodiversity). 1997. Understanding Biodiversity. An agenda for research into Biodiversity. Presented on the European Working Group on Research and Biodi-

versity EWGRB homepage <http://www.odn.se/~ewgrb> and submitted for printing to the Commission of the European Communities. Directorate-General XII for Science, Research and Development (Edited by Catizone, M.; Larsson, T.-B.; Svensson, L.). 122 p.

- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In: Biodiversity. Washington: National Academy Press: 166-175.
- Hekhuis, H.J.; de Molenaar, J.G.; Jonkers, D.A. 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven. Een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. IBN-rapport 078, Wageningen: ibn-dlo. 146 p.
- Helmer, W. 1987. Vleermuizen en bosstructuur. *Nederlands Bosbouw tijdschrift*. 59(11): 366-372.
- Hermly, M.; Van Den Brecht, P.; Tack, G.; Coppin, P.; Gulinck, H. 1996. De ontwikkeling van de kennis van de flora van het Bos t'Ename. *Dumortiera*. 64-65: 35-44.
- Hilt, M. 1992. Besiedlung von Fichten- und Eichenholz durch Insekten. Vergleichende Untersuchungen an Käfern (Coleoptera) und Zweiflüglern (Diptera) im Allacher Forst (Forstamt München). Köln: Universität Köln. 141 p. Diplomarbeit
- Hodge, S.J.; Peterken, G.F. 1998. Deadwood in British forests: priorities and a strategy. *Forestry*. 71(2): 99-112.
- Kangas, J.; Karsikko, J.; Laasonen, L.; Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica*. 27(4): 259-268.
- Kennedy, C.E.J.; Southwood, T.R.E. 1984. The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology*. 53: 455-478.
- Kirby, K.J.; Drake, C.M. eds. 1992. Deadwood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. English Nature Science No 7. Peterborough: English Nature. 105 p.
- Köhl, M. 1996. Assessing and monitoring forest biodiversity in Switzerland and Germany. In: P. Bachmann; K. Kuusela; J. Uutera (Eds.). *EFI Proceedings N° 6*. Joensuu: EFI: 95-104.
- Komdeur, J.; Vestjens, J. P. M. 1983. De betekenis van dood hout voor de avifauna. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift*: 86-90.
- Mabelis, A.A. 1983. De betekenis van dood hout voor ongewervelde dieren. *Nederlands Bosbouw tijdschrift*: 78-85.
- MacArthur, R.H.; MacArthur, J.W.; Preer, J. 1962. On bird species diversity II. Prediction of bird census from habitat measurements. *American Naturalist*. 96: 167-174.
- Mitchell, P.L. & Kirby, K.J. 1989. Ecological effects of forestry practices in long-established woodland and their implications for nature conservation. O.F.I. Occasional Papers, no. 39, Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, University of Oxford.
- Möller, G. 1994. Alt- und Totholzlebensräume. Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. Beiträge für Fortswirtschaft und Landschaftökologie. 28(1): 7-15.
- Nilsson, S.G.; Arup, U.; Baranowski, R.; Ekman, S. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*. 9: 1208-1215.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. 4(4): 355-364.
- Oliver, I.; Beattie, A.J. 1996. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*. 6: 594-607.
- Otte, J. 1989. Ökologische Untersuchungen zur Bedeutung von Windwurf Flächen für die Insektenfauna. Teil I & II. *Waldhygiene*. 17: 193-247. 18: 1-36.
- Packham, J.R.; Harding, D.J.L.; Hilton, G.M.; Stottard, R.A. 1992. *Functional Ecology of Woodlands and Forests*. London: Chapman and Hall. 407 p.

- Palm, T. 1959. Die Holz- und Rindenkäfer der Süd- und Mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica*, (Lund) Supplement XVI. 1-374.
- Peterken, G.F. 1996. *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge: Cambridge University Press. 522 p.
- Pukkala, T.; Kangas, J.; Kniivilä, M.; Tiainen, A.-M. 1997. Integrating forest-level and compartment-level indices of species diversity with numerical forest planning. *Silva Fennica*. 31(4): 417-429.
- Rabl, K. 1993. Totholz - wichtiger Teil im forstlichen Ökosystem. *Österreichische Forstzeitung*. 12
- Rauh, J. 1993. Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. *Naturwaldreservate in Bayern. Schriftenreihe, Band 2*. München, Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 199 p.
- Roloff, A.; Stetzka, K.M. 1995. Waldbodenmoose als Zeigerpflanzen und Bioindikatoren - Erkennen, Bestimmen, Nutzen. *Forst und Holz*. 50(20): 635-642.
- Rune, F. 1997. Naturkvalitet i skov. Statusrapport. Indikatorer for naturkvalitet. Identifikation og testning af indikatorer for naturkvalitet i udvalgte terrestriske naturtyper. *Forskningscentret for Skov & Landskab*. 36 p.
- Samuelsson, J.; Gustafsson, L.; Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees - A review of their importance for biodiversity. *Swedish Environmental Protection Agency report series, Report 4306*. Uppsala: Swedish Threatened Species Unit. 109 p.
- Schales, M. 1992. Totholz: Ein Refugium für seltene Pilzarten. *AFZ*. 20
- Schuck, A.; Parviaenen, J.; Bücking, W. 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. *European Forest Institute Working Paper No. 3*
- Siitonen, J.; Martikainen, P. 1994. Occurrence of Rare and Threatened Insects Living on Decaying *Populus tremula*: A Comparison Between Finnish and Russian Karelia. *Scand. J. For. Res.* 9: 185-191.
- Southwood, T.R.E. 1961. The number of species of insect associated with various trees. *Journal of Animal Ecology*. 30: 1-8.
- Speight, M. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Series, No. 42*. Strasbourg: Council of Europe. 81 p.
- Standovar, T. 1997. Comments on using diversity in assessing forest naturalness. *Naturalness and European Forests. International Congress. Programme and abstracts*. Strasbourg: Council of Europe.
- Stevens, G. 1986. Dissection of the species-area relationship among wood-boring insects and their host plants. *The American Naturalist*. 128(1): 35-45.
- Stieperaere, H.; Franssen, K. 1982. Standaardlijst van de Belgische vaatplanten, met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-ecologische groep. *Dumortiera*. 22: 1-41.
- Van Den Meersschaut, D.; Lust, N. 1994. Bosbouw. In: A. Verbruggen (Ed.) *Leren om te keren. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen*. Leuven: Garant. Vlaamse Milieumaatschappij:75-82.
- Waterinckx, M.; Haelvoet, P. 1997. Operationaliseren en begeleiden van de uitvoeringsfase van de bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. *Eindverslag. Afdeling Bosbeheer en Ruimtelijke Informatietechnieken. Universiteit Gent*. 117 p.

Appendix 1.--Detailed overview of the score-system for calculating the biodiversity index.

FOREST STRUCTURE		WOODY LAYER		HERBAL LAYER		DEADWOOD	
CANOPY CLOSURE	Score	NUMBER OF TREE SPECIES	Score	NUMBER OF PLANT SPECIES	Score	SNAGS	
- > 2/3 of the area -----	2	- 1-2 -----	1	- 1-5 -----	1	BASAL AREA	Score
- 1/3-2/3 of the area -----	4	- 3-4 -----	2	- 6-10 -----	2	<i>Square metres per hectare</i>	
- < 1/3 of the area -----	3	- 5-6 -----	3	- 11-15 -----	3	- < 2 -----	1
		- 7-8 -----	4	- 16-20 -----	4	- 2-3.5 -----	2
STAND AGE		- > 8 -----	5	- 21-25 -----	5	- 3.6-5 -----	3
<i>Years</i>				- 26-30 -----	6	- > 5 -----	4
- 1-60 -----	1	NUMBER OF LARGE TREES		- 31-35 -----	7		
- 61-100 -----	2			- 36-40 -----	8	NUMBER OF LARGE TREES	
- 101-160 -----	5	- 1-5 -----	1	- 41-45 -----	9	- 1 -----	3
- > 160 -----	7	- 6-10 -----	2	- > 45 -----	10	- 2-3 -----	4
- Uneven aged -----	5	- 11-15 -----	3			- ≥ 4 -----	5
		- 16-20 -----	4	DEGREE OF RARENESS			
NUMBER OF STOREYS		- > 20 -----	5	- 1-5 -----	1	STANDARD DEVIATION OF DBH	
- 1 -----	2	NUMBER OF VERY LARGE TREES		- 6-10 -----	2	<i>Centimetres</i>	
- > 1 -----	4			- 11-15 -----	3	- 10-15 -----	1
		- 1 -----	3	- 16-20 -----	4	- 16-20 -----	2
SPATIAL TREE SPECIES MIXTURE		- 2-3 -----	4	- 21-25 -----	5	- 21-25 -----	3
		- ≥ 4 -----	5	- 26-30 -----	6	- 26-30 -----	4
- homogeneous -----	1			- > 30 -----	7	- 31-35 -----	5
- clustered -----	3	NATURAL REGENERATING SPECIES				- > 35 -----	6
- individual -----	5			NUMBER OF BRYOPHYTES			
		- 1-4 -----	1			LOGS	
		- 5-8 -----	2	- 1-5 -----	1		
		- 9-12 -----	3	- 6-10 -----	2	STEM-LENGTH LARGE TREES	
		- > 12 -----	4	- 11-15 -----	3	<i>Metres</i>	
				- 16-20 -----	4	- 1-10 -----	3
		STANDARD DEVIATION OF DBH		- > 20 -----	5	- 11-20 -----	5
		<i>Centimetres</i>				- > 20 -----	7
		- 10-15 -----	1	TOTAL COVER			
		- 16-20 -----	2	<i>Percent</i>		NUMBER OF DIAMETER CLASSES	
		- 21-25 -----	3	- 6-25 -----	1	- 1 -----	2
		- 26-30 -----	4	- 26-50 -----	2	- 2 -----	4
		- 31-35 -----	5	- 51-75 -----	3	- 3 -----	6
		- > 35 -----	6	- > 75 -----	1	- 4 -----	8



**EVALUATIE VAN HET  
UITGEVOERDE  
ONDERZOEK**

# **1. Wetenschappelijke doelstellingen**

## *1.1. Beschrijving van de wetenschappelijke doelstellingen (uit het projectvoorstel)*

Dit onderzoek kaderde binnen het VLINA-programma, thema 1.1 : Onderzoek naar het ontwikkelen, testen en evalueren van indicatoren of indices die de biodiversiteit meten.

De concrete doelstelling van het project was te komen tot **een duidelijke, en praktisch bruikbare handleiding voor de kwantificering en kwalitatieve beoordeling van de biodiversiteit in bossen.**

Deze methodiek moet wetenschappelijk goed onderbouwd zijn en voldoende getest aan de hand van case-studies.

Gezien het zeer brede spectrum van toepassingsmogelijkheden van een methodiek voor kwantificering van biodiversiteit, die vaak een verschillend niveau van volledigheid vereisen (en tegelijk een verschillend tijdsbudget en arbeidsintensiviteit toestaan), is het noodzakelijk een **methodiek te ontwikkelen die verschillende toepassingsniveaus omvat**. Er werd een methodiek met drie detailniveaus vooropgesteld :

**Eerste niveau** : aan de hand van een aantal eenvoudig en snel te bepalen parameters (geen proefvlakken en geen uitgebreide soortenkennis noodzakelijk) gebeurt een vrij algemene maar gestandaardiseerde, dus herhaalbare evaluatie van een aantal primaire biodiversiteitsbepalende structuurparameters in het bos.  
toepassingsdomein : deze methode laat toe een beoordelingen op het terrein te maken i.f.v. beheerplannen, beheermaatregelen, algemene biodiversiteitsrichtlijnen.

**Tweede niveau** : standaardbeoordelingen van biodiversiteit in bossen. Deze methodiek moet voldoende gedetailleerde gegevens opleveren voor beoordeling en monitoring van verschuivingen in de globale biodiversiteit van de Vlaamse bossen  
toepassingsdomein : beheerplannen openbare bossen, beoordeling van de 'toestand van de natuur' (nodig i.f.v. het biodiversiteitsverdrag, de resoluties van Helsinki), op te nemen in een uniforme en continue monitoring van de biodiversiteit in Vlaanderen (zoals vermeld in actie 121 van MINA-plan 2)..

**Derde niveau** van intensiteit : gestandaardiseerde methodiek voor gedetailleerde beoordeling van de biodiversiteit. Een algemene toepassing van deze methode is hierbij niet haalbaar.

toepassingsdomein : monitoring van integrale bosreservaten; onderzoek in gerichte bosreservaten, natuurrezervaten en case-studies van pilootbossen in het kader van specifieke projecten

Dit niveau zal arbeidsintensiever zijn en meer aandacht besteden aan de soortbenadering. In het kader hiervan is vooral grondig onderzoek noodzakelijk naar minder bestudeerde soorten en -soortengroepen die kunnen geselecteerd worden als indicatoren en de concrete methode voor inventarisatie van deze soorten.

## *1.2. Evaluatie van de opgestelde methodiek : werd de doelstelling gehaald ?*

De basisdoelstelling, namelijk het ontwikkelen van gestandaardiseerde indices voor biodiversiteit in bossen werd ons inziens wel gehaald.

In niveaus 1 en 2 zijn methodieken ontwikkeld die toelaten om het beheer van bossen in functie van biodiversiteit op bestandsniveau te beoordelen en te monitoren.

Niveau 1 laat een goede eerste evaluatie toe van bosbestanden voor wat betreft de belangrijkste sturende factoren, die bovendien via beheermaatregelen kunnen worden beïnvloed, zijnde boomsoortensamenstelling, bosstructuur (menging, gelaagdheid, voorkomen van zware sortimenten), vegetatie en dood hout. Wellicht maakt het beperkte detailniveau deze index evenwel te weinig gevoelig om als monitoringtool te kunnen dienen. Wel vormt het een handige 'checklist' om het beheer te evalueren voor de belangrijkste, biodiversiteitsbepalende, beheerafhankelijke variabelen. De methodiek is snel en vereist geen uitgebreide soortenkennis en ook geen proefvlakmetingen. Niettemin steunt de methode op een aantal wetenschappelijk onderbouwde basisprincipes, die in niveau 2 expliciet zijn beschreven. Er werd voor gezorgd dat het 'vereenvoudigde' niveau 1 in concordantie is met niveau 2.

Niveau 2 gaat uit van hetzelfde principe (beheerafhankelijke, biodiversiteitsbepalende variabelen), maar is door zijn hoger detailniveau meer gevoelig voor veranderingen : aan de hand van concrete cijfergegevens uit steekproefcirkels is het mogelijk een meer precieze score te berekenen. Uit de case-studies blijkt de index gevoelig genoeg te zijn voor monitoringsdoeleinden. Door het feit dat de indices op een gestandaardiseerde wijze worden bepaald kunnen de berekeningen ook worden herhaald en kan de ontwikkelde methodiek gebruikt worden voor een gedegen en vrij grootschalige monitoring, aan de hand van permanente cirkelplots.

Aangezien de dataset die hiertoe aan de grondslag ligt volledig in concordantie is met de data verzameld bij de Vlaamse bosinventaris, is het bovendien mogelijk om deze score voor 1500 steekproefpunten van de Vlaamse bosinventaris te berekenen en op die manier een eerste algemene beoordeling te maken van de toestand in onze bossen, wat betreft de diversiteitsbepalende parameters die in de index zijn opgenomen. Bij een herhaling van de bosinventaris kunnen ook deze berekeningen worden herhaald waardoor deze zeer uitgebreide dataset zonder veel extra moeite ook kan aangewend worden als een zeer krachtig monitoringsinstrument wat betreft de performantie van het beheer in functie van de hierin opgenomen biodiversiteitsbepalende parameters. De doelstelling om een tool te ontwikkelen die een belangrijke bijdrage kan leveren bij de beschrijving van de 'toestand van de natuur' is hier duidelijk gehaald.

Het is hierbij belangrijk te stellen dat, net zoals bij andere steekproefsgewijze bemonsteringen, de afzonderlijke steekproeven slechts een ruw (of soms zelfs vertekend) beeld geven van de populatie (in dit geval het bosbestand) waarvoor zij beschreven zijn. Het is de combinatie van alle cijfers samen die een meer betrouwbare 'algemene beoordeling' van de toestand voor de berekende factoren toelaat.

Door het onderzoek te linken aan het zogenaamde 'bodemfauna-onderzoek' was het mogelijk gebruik te maken van een uitzonderlijk grote dataset om de index van niveau 2 te toetsen aan de reële soortenrijkdom voor een groot aantal groepen invertebraten, vooral dan loopkevers en spinnen, en dit voor 56 locaties.

Dat de link met de eigenlijke soortenrijkdom niet eenduidig is, was een tegenvaller, maar toch enigszins te verwachten. De hier ontwikkelde methodieken zijn immers niet bedoeld om bestanden 'an sich' te evalueren en een correcte weergave te zijn van de actuele soortenrijkdom of natuurwaarde.

Voor bossen is het algemeen bekend dat volgende drie factoren sterk bepalend zijn voor de soortenrijkdom en het voorkomen van kritische, aan bos gebonden soorten (dus voor de natuurwaarde) :



- voorgeschiedenis van het bos,
- oppervlakte en mate van isolatie,
- bodemtype.

Deze zijn bewust niet in de index opgenomen, enerzijds omdat de relatie met de natuurwaarde zeer complex en zeer moeilijk kwantificeerbaar is, maar vooral ook omdat zij niet door het gevoerde beheer kunnen worden beïnvloed.

Bovendien is het zo dat de beschikbare invertebratengroepen over het algemeen slecht gelinkt zijn aan zogenaamde 'macrostructuurparameters' zoals dikke bomen, boomsoortenmenging, hoeveelheden dood hout, ... De soortenrijkdom in de behandelde groepen is vooral afhankelijk van microstructuren (strooiseltype en -samenstelling) en niet-beheerafhankelijke factoren als bodemtype, voorgeschiedenis, bosoppervlakte en mate van isolatie. Voor soortengroepen die doorgaans wel goed reageren op macrostructuurparameters, zoals vogels en zoogdieren, waren geen data beschikbaar.

Ook is de soortenrijkdom slechts het kwantitatieve aspect van biodiversiteit en zegt dit niets over het kwalitatieve aspect : kleine geïsoleerde bosjes kunnen een zeer grote soortenrijkdom bevatten, omdat zij een grote influx kennen van niet-bosgebonden organismen uit de directe omgeving; opnames in het Zoniënwoud zijn soortenarm, maar bevatten enkel heel specifieke (over het algemeen ook zeldzame) bossoorten.

De indices van niveau 1 en 2 kunnen derhalve niet aangewend worden om de natuurwaarde van bossen en bestanden met elkaar te vergelijken. Zij zijn wel bedoeld als 'eerste evaluatietool' en 'monitoringstool' voor beheerafhankelijke stuurvariabelen.

Het hiaat wat betreft de bepaling van de actuele soortenrijkdom en natuurwaarde van bosgebieden wordt opgevangen in niveau 3, de soortbenadering. Deze methodiek geeft een beschrijving van algemeen aanvaardde, gestandaardiseerde methodes om de soortenrijkdom te bepalen van een aantal soortengroepen die algemeen als indicatoren worden gebruikt voor de monitoring van de soortenrijkdom.

Belangrijke criteria die bij de keuze van dergelijke soortengroepen vooropgesteld worden zijn (Rauh, 1993; Albrecht, 1990; Dorow et al., 1993):

1. de soorten zijn taxonomisch te onderscheiden,
2. het boscysteem of de populatie wordt door de inventarisatie niet verstoord en de inventarisatie-methoden zijn in overeenstemming met de natuurbeschermings- en beheersdoelstellingen van het bos of het reservaat,
3. het is mogelijk schattingen te maken van populatiedichtheden en dominantiestructuren tussen de soorten,
4. de inventarisatiemethode is reproduceerbaar,
5. de inventarisatiemethode is niet sterk afhankelijk van tijdstip en weersomstandigheden,
6. er bestaat voldoende wetenschappelijke interesse voor de soortengroep; er is m.a.w. voldoende kennis aanwezig voor een correcte inventarisatie en determinatie van deze geselecteerde soorten.

De beschreven, gestandaardiseerde methodieken werden deels uit de literatuur overgenomen en deels gebaseerd op de ervaringen die werden opgedaan tijdens een aantal experimentele proefopstellingen die als spin-off van het VLINA-project werden uitgevoerd.

Hierbij is het belangrijk te benadrukken dat ook deze methode geen perfecte afspiegeling zal zijn van de werkelijke soortenrijkdom van een gebied : soortengroepen die gemakkelijk te inventariseren zijn vormen immers geen garantie voor een goede afspiegeling van de werkelijke soortenrijkdom

### 1.3. Conclusie

Het is duidelijk dat er geen éénduidige maat bestaat die de biodiversiteit op een eenduidige manier beschrijft. Daarvoor is het begrip te abstract en de variabelen die deze diversiteit bepalen te complex.

Het is duidelijk dat het compleet onmogelijk is om alle potentiële aspecten van de biodiversiteit te monitoren (Watt et al., 1998). De maat of maten die worden gebruikt om de biodiversiteit te beschrijven hangen af van de motieven waarvoor de biodiversiteit wordt gemeten en die zijn vooral beleidsmatig (Watt et al., 1998). Men wil nagaan in hoeverre het beleid, wat betreft behoud en beheer van de biodiversiteit, doeltreffend is en voldoende invulling geeft aan de verplichtingen die men nationaal en internationaal is aangegaan (Helsinki 2, Conventie Biologische Diversiteit).

In functie van de implementatie van deze beleidsverbintenissen is een absolute en wetenschappelijk correcte berekening van de totale soortenrijkdom van een bos of bestand minder aan de orde. Twee mogelijke types van onderzoek zijn in die zin wel belangrijk (Watt et al., 1998):

1. Metingen en methodieken die toelaten om objectieven en streefcijfers te bepalen voor wat betreft biodiversiteit, om daar een aantal mogelijke maatregelen en acties aan te koppelen. Dergelijke metingen verlenen ook de nodige basisinzichten in de sturende mechanismen van biodiversiteit.
2. Het ontwikkelen van methodieken en het uitvoeren van metingen die toelaten het succes van genomen maatregelen, beheersrichtlijnen en acties te evalueren.

Beschrijvende studies van samenstelling en structuren in 'referentiegebieden' (zoals integrale bosreservaten) en de daaraan gekoppelde soortenrijkdom en -samenstelling behoren tot het eerste type van biodiversiteitsonderzoek, evenals studies die de impact van één welbepaald aspect op de soortenrijkdom proberen te kwantificeren (bv. aspect oppervlakte en versnippering). Zij zijn vaak zeer specifiek en trachten exact-wetenschappelijke correlaties en referentiewaarden af te leiden.

De door ons ontwikkelde methodieken behoren tot het tweede type van biodiversiteitsonderzoek, dat een sterk beleidsmatige invalshoek kent. Het eindresultaat is een handleiding om op een gestandaardiseerde en herhaalbare wijze een inschatting te maken van de soortenrijkdom (niveau 3) in een welbepaald bosbestand en van de toestand van een aantal belangrijke beheerafhankelijke factoren die de biodiversiteit bepalen (niveaus 1 en 2)

De scoresystemen die hierbij werden ontwikkeld, kunnen niet als absolute en exacte wetenschap worden beschouwd, maar zijn wel gebaseerd op een aantal ecologische basisprincipes die voortspruiten uit concreet wetenschappelijk onderzoek.

In die zin is de uiteindelijke score vergelijkbaar met andere indexen die gebruikt worden om zeer complexe en abstracte begrippen te beschrijven zoals BNP als index voor de welvaart en beursindexen als indicatoren voor de performantie van een beurs en de economische groei in het geheel.

Ook hier worden complexe abstracte begrippen vereenvoudigd en verengd tot een aantal bepalende factoren die op een gestandaardiseerde wijze in een cijfer worden uitgedrukt.

Het eindresultaat heeft derhalve geen grote exact-wetenschappelijke waarde, maar de toegepast-wetenschappelijke waarde en beleidsrelevantie is ons inziens bijzonder groot.

Gezien de zeer ambitieuze doelstelling van het project, lijkt het eindresultaat derhalve een goede invulling te geven aan de gestelde basisdoelstellingen en verwachtingen.

## *1.4. Niet-gehaalde doelstellingen – knelpunten*

Gezien de zeer complexe en abstracte materie (biodiversiteit) was het, zoals reeds eerder gesteld, niet mogelijk om exact wetenschappelijke correlaties aan te tonen tussen de ontwikkelde indices en de geregistreerde soortenrijkdom van een aantal soortengroepen.

De geselecteerde invertebratengroepen blijken slecht gelinkt te zijn aan zogenaamde 'macrostructuurparameters' zoals dikke bomen, boomsoortenmenging, hoeveelheden dood hout,... Dit blijkt ondertussen ook uit literatuur.

De soortenrijkdom in de behandelde groepen is vooral afhankelijk van microstructuren (strooiseltype en -samenstelling) enerzijds en niet-beheersafhankelijke factoren als bodemtype, voorgeschiedenis, bosoppervlakte en mate van isolatie anderzijds.

Deze laatste parameters zijn bewust niet in de index opgenomen, enerzijds omdat de relatie met de natuurwaarde zeer complex en zeer moeilijk kwantificeerbaar is, maar vooral ook omdat zij niet door het gevoerde beheer kunnen worden beïnvloed.

Voor soortengroepen die doorgaans wel goed reageren op macrostructuurparameters, zoals vogels en zoogdieren, of specifieke aspecten van de index (saproxyle coleopteren en fungi in relatie tot dood hout) waren geen data beschikbaar.

Het contrast tussen de zeer beleidsgerichte en pragmatische karakter van de opdracht en de sterk exact-wetenschappelijke ingesteldheid van de hoofdonderzoeker vormde een tweede belangrijke knelpunt bij het project, dat naar het einde van het project toe leidde tot spanningen.

## **2. Relevantie van de bereikte resultaten voor natuurontwikkeling, de meerwaarde die gerealiseerd is**

### *2.1. Hulpmiddel voor een meer natuurgericht beheer van bossen*

De ontwikkelde indices (niveaus 1 en 2) kunnen een belangrijke rol spelen bij de evaluatie en monitoring van de performantie van het beheer in de Vlaamse bossen wat betreft een aantal belangrijke parameters voor natuurbehoud en biodiversiteit.

Door het gebruik van de index worden de beheerders van bosgebieden geconfronteerd met een aantal elementen die een belangrijke invloed kunnen hebben op de natuurwaarde van het betreffende bosbestand. Het zijn bovendien aspecten die zij, via de door hen te maken beheerkeuzes, op een directe manier kunnen beïnvloeden :

- beheersvorm (middelhout, hooghout) en beheerstype (niets doen, kaalslag, kleinschalige kapping, plenterkap),
- boomsoortenkeuze, omvorming,
- omlooptijden,
- behoud van dood hout.

De index vormt hierbij een waardevolle 'checklist' van biodiversiteitsaspecten waar de beheerder direct via zijn beheer op kan inspelen. De hoop bestaat dat de beheerder op die manier meer voeling krijgen met die aspecten en er bij het dagdagelijkse beheer rekening mee houdt.

## *2.2. Veldbiologische gegevens*

Het veldwerk dat in het kader van het project werd uitgevoerd (56 faunaplots) evenals het onderzoek van de boshistoriek voor dezelfde gebieden verhoogde de basiskennis over deze bossen in sterke mate en laat zo een betere beoordeling van de natuurwaarde van deze gebieden toe.

Als belangrijke spin-off van dit project werden een aantal onderzoeksprojecten gegenereerd die de basiskennis betreffende de verspreidingsecologie van een groot aantal bosbewonende invertebraten sterk heeft vooruitgeholpen :

- bodemfaunaproject,
- loopkevers en spinnen in Raspaillebos : invloed van voorgeschiedenis en bosexploitatie,
- waarde van integrale bosreservaten voor xylobionte invertebraten,
- relatie tussen plantenrijkdom en pH.

Deze basisinformatie kent zijn directe toepassing bij het selecteren van gebieden in het kader van VEN en IVON, Natura 2000 en bossen die in aanmerking komen voor bos- of natuurreservaat.

Zij bieden ook concrete gegevens om argumentaties voor specifieke natuurbehoudsaspecten die aan bossen zijn gebonden te ondersteunen : zo bewijzen de (voorlopige) resultaten van het xylobiontenproject dat het dood hout in onze bosreservaten (en bossen in het algemeen), ondanks de sterke mate van versnippering en periodes met een zeer beperkt aanbod aan dood hout, nog populaties herbergt van soorten die op Europees vlak bijzondere aandacht verdienen.

## ***3. Mogelijke praktische toepassingen van de resultaten in het onderzochte gebied***

### *3.1. Tool voor zelfevaluatie op bestandsniveau*

Zoals hierboven werd gesteld maakt de ontwikkelde methodiek op niveau 1 en 2 het mogelijk om een zelfevaluatie door te voeren voor een aantal belangrijke biodiversiteitsbepalende parameters. Voor die factoren waarvoor het bestand laag scoort, kan dan nagegaan worden in hoeverre daar via beheer kan op worden ingespeeld.

Uit de case-studies blijkt bijvoorbeeld dat alle bossen laag scoren voor wat betreft de factor dood hout. Voor de (jonge) Kempische bossen blijkt ook duidelijk een gemis aan voldoende zware tot zeer zware bomen en een sterk homogene boomsoortensamenstelling.

De index laat ook toe om bossen die op het zicht vrij goed scoren op een meer objectieve manier te evalueren. De mens is immers een soort die zeer sterk visueel bepaald is. De link tussen 'mooi' en 'ecologisch waardevol' is echter niet altijd even rechtlijnig.

Zo lijken de bosbestanden in het Hallerbos op het eerste zicht bijzonder fraai en interessant, vooral in het voorjaar wanneer de hyacinten massaal in bloei staan. De diversiteitsindex is voor dergelijke bestanden evenwel zeer laag : de bossen zijn immers homogeen en gelijkjarig en bevatten geen oude bomen of dood hout. Ook de kruidvegetatie is weliswaar zeer indrukwekkend, maar anderzijds ook zeer homogeen en soortenarm.

Bovendien is het zo dat bij de beoordeling van de natuurwaarde van bosbestanden ook zeer vaak teruggegrepen wordt naar plantenrijkdom en het voorkomen van zeldzame soorten. Deze planten kunnen een zeer hoge indicatorwaarde hebben (soorten van oud bos, indicatoren van heide, kwel,...). Structuurvariabelen spelen bij de eerste evaluatie niet altijd of vaak onvoldoende mee.

De ontwikkelde index (niveau 1) vormt hierbij een interessante aanvulling.

De eigenlijke beoordeling van de natuurwaarde van een bosbestand (of de ontwikkeling ervan) kan derhalve best gebeuren door een combinatie van :

- soortensamenstelling en -rijkdom,
- niet-beheerbare parameters die de natuurwaarde bepalen (hydrologie, historiek, oppervlakte, bodem),
- bosstructuurvariabelen (via de index niveau 1 of evt 2).

Door deze laatste index en de variabelen die er deel van uitmaken mee op te nemen in de beoordeling, wordt men gestimuleerd om ook deze aspecten bij de beoordeling te laten meespelen (als een soort 'checklist').

OPGELET ! Zoals hierboven reeds werd gesteld : de berekende score (niveau 1 of 2) geeft enkel een beeld voor de bosstructuurvariabelen die via een beheer kunnen worden bijgestuurd en is zeker niet bedoeld om bestanden 'an sich' te evalueren en een correcte weergave te zijn van de actuele soortenrijkdom of natuurwaarde. Enkel in combinatie met de soortenkennis van het gebied en de niet-beheerbare parameters is een vergelijking van bossen en bestanden met elkaar mogelijk.

## ***4. Ruimere toepassing van de resultaten***

Door de index van niveau 2 te automatiseren kan hij vlot berekend worden voor 1500 punten van de bosinventaris

Hierdoor bekomt men een schat van informatie die een concrete invulling kan geven aan een aantal belangrijke beleidsvragen en beleidsmatige verplichtingen rond 'monitoring van de biodiversiteitstoestand in bossen, zoals vastgelegd in :

- Conventie over Biologische Diversiteit (Rio De Janeiro, 1992),
- Conferentie over de bescherming van bossen in Europa (Helsinki, 1993)
- WP-CEBLDF (1997-2000)

door België geratificeerd in o.a. MINA-plan: actie 121.

De resultaten kunnen ook dienen in het 'Natuurrapport', beschrijving van de toestand van de natuur en in het 'Biodiversiteitsrapport' dat voor de CBD moet worden opgemaakt.

Gezien de reeds eerder vermelde engagementen van de overheid, en de aandacht voor de ecologische functie van het bos (Bosdecreet art. 18-21 en 22-30) enerzijds en de sturende mogelijkheden van de administratie (kapvergunningen, beheerplannen, subsidies) anderzijds, kan een methodiek voor de beoordeling van de biodiversiteit een bijzonder belangrijke functie hebben hebben als beleidsondersteunend en -sturend instrument en in die zin een zeer belangrijke bijdrage leveren tot een verhoging van de biodiversiteit in de Vlaamse bossen. Ook voor het wetenschappelijke onderzoek aangaande de natuurontwikkeling in bossen, is de ontwikkeling van een methodiek voor de kwantificering van de biodiversiteit in bossen onontbeerlijk. Hierbij zijn volgende twee thema's belangrijk :

- opvolgen van de evolutie wat betreft biodiversiteit in onbehandelde bossen (integrale bosreservaten),
- vergelijking met behandelde bossen en gerichte reservaten : beoordeling van de gevolgen van klassiek bosbeheer en van een soortgericht en diversiteitsgericht beheer op de biodiversiteit, en een inschatting van de winst die al dan niet gemaakt wordt ten opzichte van niets doen.

De resultaten van dergelijk onderzoek zullen zeer nuttig zijn voor een beter natuurgericht beheer van de bossen. Vooral de vergelijking tussen behandelde en onbehandelde bestanden zal zeer waardevolle informatie geven voor een objectieve beoordeling van de invloed van een welbepaalde behandeling op de biodiversiteit. Deze thema's worden tenandere ook in de internationale literatuur aangehaald als sleutelonderwerpen aangaande biodiversiteit (o.a. Parviainen, 1995).

**Breder kader van het project** (eventuele andere regionale, nationale of internationale projecten waarbij dit project aansluit) :

Het voorgelegde project is geheel nieuw voor Vlaanderen en sluit o.a. aan bij volgende initiatieven :

- projecten aangaande monitoring van bosreservaten in de meeste landen van Europa,
- een initiatief tot coördinatie op dat vlak binnen de E.U. : COST-actie-E4 : forest reserves research network in Europe (organisatie en financiering van overlegvergaderingen),
- opmaak van de 'Country Study' en 'State of the Art' voor België in het kader van het Verdrag aangaande de Biologische Diversiteit door de Stuurgroep Biodiversiteitsverdrag binnen het Coördinatie-comité Internationaal Milieubeleid (CCIM),
- realisatie van de Helsinki-resoluties H1 en H2.,
- initiatieven rond ecocertificatie van bossen (invulling van de FSC-principes en criteria voor duurzaam bosbeheer voor België),
- het project sluit aan bij het bestaande wetenschappelijk forum dat momenteel actief is rond biodiversiteitsbeoordeling in bossen (getuige hiervan de beide conferenties georganiseerd door EFI : 'Assessment of Biodiversity for Improved Forest Management ' (12-17/6/1995) en 'Ass. of Biodiv. for Improved Forest Planning' (11-17/10/1996),
- het project is direct gekoppeld en complementair aan een onderzoeksproject dat eveneens in het kader van VLINA ingediend door de beide universitaire bosbouwlabo's (VLINA 9704 : Ontwikkelen van indicatoren en indices voor bosplantendiversiteit en de gevolgen van fragmentatie voor bosplanten).

## **5. 0 overzicht van de benutting van de budgetten**

Gebruikte budgetten (100 %)

- personeelskosten :	9.280.080 BEF	(86 %)
- werkingskosten :	568.219 BEF	(5 %)
- overhead :	983.409 BEF	(9 %)

Maximaal voorzien budget: 9.966.000 BEF

## **6. A aanbevelingen voor het beleid**

De index niveau 1 kan een belangrijke toepassing kennen bij de privé-bosbeheerders en andere terreinbeheerders. Het lijkt ons derhalve nuttig deze index een ruime verspreiding te geven. De index lijkt ons bijzonder nuttig om mee opgenomen te worden bij de monitoring van bossen in natuurreservaten en zou dus de implementatie kunnen vormen voor een luik 'bosstructuur' binnen de verplichte monitoring van de natuurreservaten.

De index niveau 2 vormt volgens ons een zeer bruikbare tool voor het evalueren van de beheerinspanningen inzake biodiversiteit voor het gehele Vlaamse bosareaal. Indien een automatisering van de berekening van de index kan worden gerealiseerd, uitgaande van de dataset van de bosinventarisatie is het immers mogelijk deze index te berekenen voor 1500 punten van de bosinventaris, en zo een zeer omvangrijke steekproef te realiseren, zonder veel extra inspanningen. Deze dataset kan derhalve de basis vormen voor de beschrijving van de 'toestand van de biodiversiteit' in onze bossen in het kader van het natuurrapport.

Nog belangrijker zijn de mogelijkheden van de index niveau 2 als monitoringstool voor het luik biodiversiteit in het kader van de Vlaamse Bosinventaris. De bosinventaris vormt een essentiële aanzet voor de monitoring van de bostoestand in Vlaanderen. Door de berekening van de index hieraan te koppelen wordt deze inventaris ook een belangrijke informatiebron voor de monitoring van de performantie van het beleid en het terreinbeheer voor het aspect 'biodiversiteit'. Daarom raden wij aan om de bosinventaris elke 10 jaar te

herhalen en vanaf nu de berekening van de index hier integraal van te laten deel uitmaken.

## **7. Aandachtlijnen voor verder onderzoek**

In Nederland heeft men getracht een ruimere methode te ontwikkelen voor een objectieve beoordeling van de globale natuurwaarde van bossen (Hekhuis et al., 1994). Hierbij worden 'indicatoren voor de natuurwaarde' geselecteerd. Deze omvatten niet alleen indicatoren voor de verscheidenheid en biodiversiteit, maar ook indicatoren voor andere zgn. 'doelcriteria' die te maken hebben met kenmerkendheid, zeldzaamheid, spontaniteit, ongestoordheid en aansluiting bij de natuurlijke referentie. Voor elk van deze doelcriteria zijn een aantal op het terrein te meten indicatoren geselecteerd waardoor het mogelijk is voor elk criterium een score te berekenen. Deze score zal mede bepalen welke beheerstrategie hier kan worden genomen.

In Vlaanderen zou in een volgende fase het biodiversiteitsonderzoek in bossen eveneens kunnen opengetrokken worden tot deze andere elementen van de natuurwaarde.

### **Uitbreiding van de kennis rond specifieke bosgebonden diergroepen**

Uit het onderzoeksproject bleek dat, afgezien van een paar groepen (loopkevers, spinnen) de kennis wat betreft ongewervelden in onze bossen zeer fragmentair is. Voor houtbewonende organismen is de kennis zelfs beperkt tot enkele zeer fragmentaire, vaak zeer oude gegevens. Het opgestarte Xylo-project is zelfs het eerste in zijn soort in Vlaanderen. Het verdient zeker aanbeveling om deze basiskennis verder uit te breiden.

Onderzoek naar de aanwezigheid van zogenaamde 'oerbosrelictsoorten' of de mogelijkheden tot spontane herbezetting van deze soorten in de natuur- en bosreservaten. In Duitsland zijn zulke lijsten van oerbosrelictsoorten voorhanden. Deze kunnen aangepast worden aan de Vlaamse omstandigheden en daarna geïmplementeerd worden in de bosreservaten.

### **Onderzoek naar karakteristieke diersoorten voor bepaalde bosgezelschappen of deelstructuren.**

Voor de kruidvegetatie is de relatie met bepaalde bostypes welbekend. De gezelschappen worden tenandere grotendeels aan de hand van de kruidvegetatie onderscheiden. Weinig is echter geweten over karakteristieke fauna-elementen in deze gezelschappen. In Nederland zijn een aantal zaken hieromtrent opgenomen in de doelcriteria van Hekhuis et. al. (1994) en ook in Duitsland wordt onderzoek in die zin gepland (Albrecht, 1990). Voor Vlaanderen is dit onderwerp vrij nieuw. Voor bepaalde specifieke deelgroepen (zoals vogels, loopkevers en spinnen) zijn wel al duidelijke relaties gelegd met typische bosgezelschappen, maar een systematisch onderzoek in die zin werd nog nooit uitgevoerd.

Voor dit onderzoek kan de methodiek en de opgedane ervaring voor fauna-inventarisaties uit bovenstaand project gebruikt worden

## **8. Andere opmerkingen.**

Geen verdere opmerkingen.

## **9. Lijst van publicaties die volgen uit het onderzoek**

- Vandekerkhove K., 1998. Development of a practical standardised methodology for the assessment of forest-biodiversity in Flanders (Belgium).  
In : Gustafsson L., Weslien J-O, Palmér C-H. & Sennerby-Forsse L.  
Biodiversity in Managed Forests - concepts and solutions - Sweden 1997.  
Skogforsk report 1, 1998.
- Vandekerkhove K. & Van Den Meersschaut D., 1998. Development of a practical standardised methodology for the assessment of forest-biodiversity in Flanders (Belgium) - Poster abstract.  
Actes des colloques 'Santé et Biodiversité en forêt Wallonne'- Namur, 7 novembre 1997; Gembloux, 27-28 novembre 1997 - DGRNE-Division Nature et Forêts - Travaux nr. 20, pp. 561-563.
- Vandekerkhove K. & Van Den Meersschaut D., 2000. Methodology for the monitoring of small-scaled strict reserves in Flanders (Belgium). In : Proceedings of the International conference 'Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century' - Boise, Idaho, USA USDA Technical Report .
- Van Den Meersschaut D. & Vandekerkhove K., 2000. Development of a Stand-Scale Forest Biodiversity Index Based on the State Forest Inventory.  
In : Hansen & Burk (Eds). Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Proceedings of the IUFRO conference, August 16-20, 1998 - Boise, Idaho, USA. USDA Forest Service North-Central Research Station - General Technical Report NC212, 340-350.
- Van Den Meersschaut, D., Van de Kerckhove, P., Delbecque, F. & Durwael, L., 1999. Floristische en bosbouwkundige inventaris van de bodemfauna-plots. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, IBW Bb R.99.010, 137 p.
- Versteirt V. , Desender K., Smets K., Geudens G., Drugmand D., De Bakker D., Grootaert P., Verdyck P., Van Den Meersschaut D., Vandekerkhove K. & De Vos B., 2000. Beetle diversity and forest characteristics in Flanders (Belgium) Poster presentation at the World Congress of Entomologists, Foz do Iguassu, Brazilië, august 2000.