



Vlaamse
overheid
Beleidsdomein
Leefmilieu,
natuur
en energie

Agentschap
voor Natuur en
Bos

**Evaluatie van beheermaatregelen om de
ecologische waarde van populierenbossen te
optimaliseren
PBO-project 99A/35/69**



**Arne Verstraeten, Luc De Bruyn, Luc De Keersmaeker,
Kris Vandekerkhove, Koen Smets, Helga D'Havé, Noël Lust,
An De Schrijver & Luc Willems**

IBW.Bb.R.2004.004

Colofon

Arne Verstraeten, Paul Quataert & Kris Vandekerkhove
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Wetenschappelijke Instelling van de Vlaamse Gemeenschap
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
<http://www.inbo.be>
e-mail arne.verstraeten@inbo.be

Promotor

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Universiteit Antwerpen

Universiteit Gent

Uitvoerders

Arne Verstraeten (lokaal
verantwoordelijke)
Luc De Keersmaecker
Kris Vandekerkhove

Luc De Bruyn (lokaal verantwoordelijke)
Koen Smets
Helga D'Havé

Noël Lust (projectcoördinator)
An De Schrijver
Luc Willems

Wijze van citeren:

Verstraeten A, De Bruyn L, De Keersmaecker L, Vandekerkhove K, Smets K, D'Havé H, Lust N, De Schrijver A & Willems L, 2004. Evaluatie van beheermaatregelen om de ecologische waarde van populierenbossen te optimaliseren. Rapport IBW Bb 2004.004.

Druk: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement L.I.N. A.A.D. Afd. Logistiek – Digitale Drukkerij

D/2004/3241/207

IBW.Bb.R.2004.004

ISSN:

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van de Afdeling Bos en Groen, Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en werd afgerond voor 1/4/2006.

INHOUD

INLEIDING.....	1
1. DE ECOLOGISCHE WAARDE VAN POPULIERENBOSSEN: EEN LITERATUURSTUDIE.....	3
<i>1.1. DE POPULIER IN VLAANDEREN EN NOORD-BRABANT: EEN KORT HISTORISCH OVERZICHT</i>	<i>3</i>
1.1.1. De Zwarte populier	3
1.1.2. Trilpopulier, Witte abeel en Grauwe abeel.....	4
1.1.3. De cultuurpopulieren	4
<i>1.2. DE CONTROVERSE ROND DE POPULIER.....</i>	<i>7</i>
<i>1.3. POPULIER EN ZIEKTES</i>	<i>8</i>
<i>1.4. DE ECOLOGISCHE KARAKTERISTIEKEN VAN POPULIER.....</i>	<i>9</i>
1.4.1. Standplaatseisen	9
1.4.2. Fenologie	10
1.4.3. Behoeftte aan licht.....	10
1.4.4. Fotosynthetische activiteit	10
1.4.5. Transpiratie	11
1.4.6. Groeisnelheid en levensverwachting.....	12
1.4.7. De bufferende functie van populier	12
1.4.8. Invloed van populier op de vestigingsmogelijkheden van bosplanten	13
1.4.9. Effect van populier op het ontstaan van een bosklimaat	14
1.4.10. Geschiktheid van populier bij startbebossingen.....	14
<i>1.5. POPULIER EN BIODIVERSITEIT</i>	<i>14</i>
1.5.1. Kruidvegetatie	14
1.5.1.1. Waarom de Grote brandnetel in veel populierenbossen domineert	14
1.5.1.2. Waardevolle bosvegetaties in populierenbossen	24
1.5.1.3. Een bijzondere gast: de Maretak.....	25
1.5.1.4. Conclusies	25
1.5.2. Mossen en korstmossen	25
1.5.3. Fungi	28
1.5.4. Insecten	30
1.5.5. Andere invertebraten.....	33
1.5.6. Amfibieën.....	33
1.5.7. Zoogdieren	34
1.5.8. Avifauna.....	34
1.5.8.1. Factoren die de soortensamenstelling van de avifauna in populierenbossen beïnvloeden	34
1.5.8.2. Vergelijking met andere loofbossen	41
1.5.8.3. Typische vogels van populierenbossen.....	42
1.5.8.4. Conclusies	42
1.5.9. Relatie tussen biodiversiteit en bosstructuur	43
<i>1.6. SPONTANE OPSLAG IN POPULIERENBOSSEN.....</i>	<i>43</i>
<i>1.7. CONCLUSIES</i>	<i>46</i>
2. BASISSTATISTIEK OP NIVEAU VLAANDEREN.....	47
2.1. MATERIAAL EN METHODEN.....	47
2.1.1. Selectie van de proefvlakken	47
2.1.2. Verspreiding en eigendomsverdeling van de geselecteerde proefvlakken.....	48
2.1.3. De gemeten omgevingsvariabelen in de dataset.....	50
2.2. DATA-ANALYSE	53

2.2.1. TWINSPAN-classificatie van de vegetatieopnames	54
2.2.2. Niet-hiërarchische clustering van de vegetatieopnames	54
2.2.3. Natuurwaardebepaling op basis van vegetatie	55
2.2.3.1. Soortenrijkdom en soortendiversiteit	55
2.2.3.2. Natuurwaarde op basis van zeldzame en bedreigde soorten.....	55
2.2.3.3. Natuurwaarde op basis van ecologische volledigheid	57
2.2.3.4. Gezamenlijke natuurwaarde.....	63
2.2.4. CCA-ordinatie.....	63
2.3. RESULTATEN.....	64
2.3.1. TWINSPAN-classificatie	64
2.3.1.1. Afbakening van vegetatietypes op basis van differentiërende soorten	64
2.3.1.2. Bespreking van de TWINSPAN-indeling.....	67
2.3.2. Partitioning Around Medoids (PAM) clustering.....	74
2.3.3. Verspreiding en voorkomen van de vegetatietypes in Vlaanderen	74
2.3.4. Karakterisering van de TWINSPAN-vegetatietypes op basis van de omgevingsvariabelen	77
2.3.4.1. Soortenrijkdom in relatie tot de indicatorwaarden van Ellenberg (1974)	77
2.3.4.2. Oppervlakte en vorm van de bosbestanden	77
2.3.4.3. Historiek.....	78
2.3.4.4. Bodemkenmerken	84
2.3.4.5. Bosstructuur	88
2.3.4.6. Verjonging.....	93
2.3.4.7. Dood hout.....	94
2.3.4.8. Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV)	95
2.3.5. Verband tussen de omgevingsvariabelen en de soortensamenstelling van de kruidlaag	97
2.3.5.1. CCA-analyse	97
2.3.5.2. Impact van de verschillende variabelen afzonderlijk	100
2.3.5.3. Oorzaken en gevolgen van brandneteldominantie	106
2.3.6. Natuurlijke successie van de vegetatie in populierenbossen.....	110
2.3.7. Evaluatie van de natuurwaarde van de kruidvegetatie in populierenbossen in vergelijking tot andere bossen in Vlaanderen: verkennende analyse op basis van de dataset van de Vlaamse bosinventaris.....	113
2.3.7.1. Soortenrijkdom en diversiteit van de kruidlaag	113
2.3.7.2. Natuurwaarde gebaseerd op zeldzame en bedreigde soorten	114
2.3.7.3. Natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid.....	116
2.3.7.4. Gezamenlijke natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid en zeldzame en bedreigde soorten.....	120
2.3.7.5. Soortenrijkdom en –samenstelling van de moslaag	122
2.3.8. Conclusies	125
3. DETAILSTUDIES.....	127
3.1. KOLONISATIE VAN EEN KAALVLAKTE NA 1 GENERATIE POPULIER DOOR BOSPLANTENSOORTEN: DETAILSTUDIE IN HET MUIZENBOS	127
3.1.1. Inleiding	127
3.1.2. Studiegebied	127
3.1.3. Proefopzet	128
3.1.4. Data-analyse.....	129
3.1.5. Historiek en bodemkenmerken van het studieperceel en de 4 aangrenzende bospercelen.....	130
3.1.6. Resultaten	131
3.1.6.1. Potentiële zaadbronnen in de omringende bospercelen.....	131
3.1.6.2. Barrièrewerking van paden en grachten.....	132
3.1.6.3. Migratiepatronen van bossoorten	134
3.1.7. Conclusies	136
3.2. DE EFFECTEN VAN KAALSLAG OP DE KRUIDVEGETATIE VAN EEN POPULIERENBOS: DETAILSTUDIE IN HET MUIZENBOS	138
3.2.1. Inleiding	138
3.2.2. Studiegebied.....	138
3.2.3. Proefopzet	138
3.2.4. Data-analyse	139

3.2.5. Resultaten	139
3.2.6. Conclusies	145
3.3. DE EFFECTEN VAN EEN ONDERETAGE OP DE KRUIDVEGETATIE VAN EEN POPULIERENBOS	147
3.3.1. Inleiding	147
3.3.2. Doelstelling.....	147
3.3.3. Proefopzet.....	147
3.3.3.1. Selectie van proefbestanden	147
3.3.3.2. Opname van de vegetatie	148
3.3.3.3. Onderzoek van de bodem	149
3.3.3.4. Lichtmetingen.....	151
3.3.3.5. Verzamelen van de bodemfauna.....	151
3.3.4. Data-analyse.....	152
3.3.5. Resultaten	153
3.3.5.1. Beschrijvend luik.....	153
3.3.5.2. Analytisch luik.....	180
3.3.6. Conclusies	183
3.4. EVOLUTIE VAN KRUIDVEGETATIE EN BODEMEIGENSCHAPPEN ONDER POPULIER IN VERGELIJKING MET ANDERE LOOFBOOMSOORTEN	184
3.4.1. Inleiding	184
3.4.2. Studiegebied	184
3.4.3. Proefopzet.....	187
3.4.4. Data-analyse.....	187
3.4.5. Resultaten	187
3.4.5.1. Bodemeigenschappen	187
3.4.5.2. Vegetatie.....	193
3.4.6. Conclusies	198
3.5. EFFECTEN VAN DE OMVORMING VAN POPULIERENBOSSEN NAAR LOOFBOS OP VEGETATIE EN BODEMFAUNA.....	199
3.5.1. Inleiding	199
3.5.2. Doelstelling.....	200
3.5.3. Studiegebieden.....	200
3.5.4. Proefopzet.....	202
3.5.5. Data-analyse	203
3.5.6. Resultaten	203
3.5.6.1. Drie Gotenbos (Hamme)	204
3.5.6.2. Muizenbos (Ranst).....	210
3.5.7. Aanbevelingen voor het bosbeheer	214
3.5.8. Conclusies	215
3.6. VERGELIJKING VAN EEN POPULIERENBESTAND EN EEN ESSENBESTAND IN HET MUIZENBOS	216
3.6.1. Inleiding	216
3.6.2. Studiegebied.....	216
3.6.3. Proefopzet.....	216
3.6.4. Karakterisering van beide bestanden.....	218
3.6.4.1. Bestandsstructuur en lichtkarakteristieken	218
3.6.4.2. Bodemkenmerken	221
3.6.5. Vergelijking van de vegetatie	229
3.6.5.1. Soortensamenstelling	229
3.6.5.2. Totale bedekking	231
3.6.6. Relatie tussen vegetatie en omgevingsvariabelen	232
3.6.6.1. Lichtinval.....	232
3.6.6.2. pH-CaCl ₂ en calciumgehalte.....	234
3.6.6.3. Textuur	236
3.6.6.4. Andere variabelen	236
3.6.7. Vergelijking van de bodemfauna	236
3.6.8. Discussie	237

3.6.9. Conclusies	238
4. EEN BESLISSINGSMODEL VOOR ECOLOGISCH BEHEER VAN POPULIERENBOSSEN	240
4.1. ALGEMENE INLEIDENDE TEKST	240
4.1.1. Kenmerken die een populierenbos typeren.....	240
4.1.2. Criteria voor het beslissingsmodel.....	241
4.1.2.1. Karakteristieken van het populierenbos.....	241
4.1.2.2. Overige criteria.....	244
4.1.3. Samenvatting	251
4.2. HET BESLISSINGSMODEL	252
4.2.1. Basisprincipe	252
4.2.2. Sleutel ter bepaling van het beheertype.....	252
4.2.2.1. Keuze van de ingangscriteria.....	252
4.2.2.2. Sleutel.....	253
4.2.3. Beheermaatregelen voor de verschillende beheertypes.....	255
5. ALGEMEEN BESLUIT.....	266
6. LITERATUUR.....	270
BIJLAGEN	276

INLEIDING

Actueel bestaat ongeveer 13,8 % van het Vlaamse bosareaal uit populierenbossen (Van Loy *et al.* 2002) en hoewel de subsidieregeling voor bebossing en herbebossing het gebruik van inheemse bomen stimuleert, worden populieren omwille van hun productiviteit nog steeds frequent gebruikt, in het bijzonder door particulieren (Gorissen 1999). Populierenbossen zullen dus nog geruime tijd een vast gegeven blijven, zodat het van belang is na te gaan hoe de ecologische waarde van dergelijke bossen zo optimaal mogelijk ontwikkeld kan worden.

De ecologische waarde van populierenbossen is zeer omstreden. Voor veel natuurbeschermers zijn populieren ongewenst. Zij associëren populieren met bebossing van waardevolle valleigraslanden en met verruiging met Grote brandnetel van waardevolle bosvegetaties. Gebiedsstudies in het bosreservaat Muizenbos tonen evenwel aan dat populierenbossen ook een opmerkelijke variabiliteit kunnen vertonen in floristische en faunistische samenstelling.

De oorzaak van die controverse ligt in het feit dat er geen basisstatistiek over de actuele ecologische waarde van populierenbossen in Vlaanderen voorhanden is en dat de invloed van populier op flora en fauna nog niet behoorlijk werd onderzocht. Ook naar beheermaatregelen die de ontwikkeling van populierenbossen tot ecologisch waardevolle bosesystemen stimuleren, is nog geen onderzoek verricht. Een hoofddoelstelling van dit project was deze tekortkomingen in de huidige kennis in te vullen.

De ecologische waarde van een ecosysteem is geen objectief gegeven, maar veronderstelt steeds een appreciatie van bepaalde soorten. Omdat het onmogelijk is om alle soorten in een ecosysteem te onderzoeken moeten dus in functie van het onderzoek indicatorsoorten geselecteerd worden, waarvan de zeldzaamheid of de relatie met specifieke abiotische factoren reeds gekend is. Voor dit onderzoek wordt gekozen voor vaatplanten en een aantal invertebratengroepen (*Collembola*, *Acari*, *Araneae*, *Coleoptera*, *Diptera*). Deze soortengroepen zijn bijzonder geschikt voor de doelstellingen van dit onderzoek, omdat 1) ze allebei sterk reageren op kleine veranderingen op lokale schaal - zoals op bestandsniveau - die door de bosbeheerder beïnvloed kunnen worden. Faunagroepen die eerder reageren op landschapsniveau, zoals de avifauna, worden om die reden niet onderzocht. 2) er toch voldoende verschillen zijn in indicatieve waarde tussen vaatplanten en invertebraten, waardoor ze elkaar aanvullen.

Toch mogen de beperkingen van het werken met soortengroepen nooit uit het oog verloren worden. De ecologische waarde van een ecosysteem houdt immers veel meer in: ze omvat naast de totale biodiversiteit ook structurele kenmerken, habitatdiversiteit, ligging, enz. In de mate van het mogelijke wordt bij de diverse deelonderzoeken ook aandacht besteed aan deze aspecten.

In hoofdstuk 1 wordt een **literatuuroverzicht** gegeven van de bestaande kennis van de ecologische waarde van populierenbossen. Een korte historiek van de populier in Vlaanderen wordt geschetst. De ecologische eigenschappen van populier en zijn effect op het milieu worden uitgebreid belicht. Een overzicht van de kennis betreffende groepen van organismen die in populierenbossen werden aangetroffen wordt gegeven, alsook van factoren die hun voorkomen beïnvloeden. Tenslotte worden enkele knelpunten toegelicht en wordt de problematiek rond omvorming behandeld.

In hoofdstuk 2 wordt een **basisstatistiek** voor Vlaanderen uitgewerkt. Op basis van reeds verzamelde data (Vlaamse bosinventarisatie) en eigen expertise wordt een indeling werd gemaakt van de verschillende vegetatietypes die in Vlaamse populierenbossen worden aangetroffen. De voornaamste factoren die de soortensamenstelling van de vegetatie bepalen worden toegelicht. Op basis hiervan wordt een overzicht gegeven van knelpunten voor de ontwikkeling van populierenbossen tot ecologisch waardevolle bosccosystemen.

In hoofdstuk 3 worden een aantal knelpunten en specifieke thema's die verband houden met de ecologische waarde van populierenbossen behandeld in een aantal **detailstudies**.

Meerbepaald worden onderzocht:

- 1) Migratie van bossoorten
- 2) Effecten van kaalslag
- 3) Effecten van een onderetage*
- 4) Vergelijking van jonge aanplantingen van populier met andere loofboomsoorten
- 5) Omvorming van populierenbossen*
- 6) Vergelijking van een ecologisch waardevol populierenbestand en essenbestand*

Bij de studies gemarkeerd met een * werden zowel vegetatie als bodemfauna bestudeerd, bij de andere studies werd enkel vegetatie bestudeerd.

In hoofdstuk 4 worden tenslotte concrete beheermaatregelen ter optimalisatie van de ecologische waarde van populierenbossen geëvalueerd en gebundeld in een **beslissingsmodel** dat eenvoudig te gebruiken is in de praktijk.

1. DE ECOLOGISCHE WAARDE VAN POPULIERENBOSSEN: EEN LITERATUURSTUDIE

“...les peupleraies ne sont pas des déserts écologiques. Il s’agit de milieux naturels soumis à une action anthropique, que l’on pourrait situer comme intermédiaire entre la forêt feuillue ‘traditionnelle’ (taillis-sous-futaie vieilli) et les systèmes prairiaux. L’action de l’homme, comme pour toute culture, vise à simplifier l’écosystème pour orienter la production de biomasse à son avantage afin de satisfaire ses besoins (ici, ses besoins en bois).” (Berthelot 2002)

In deze literatuurstudie wordt getracht een overzicht te geven van de kennis die op dit moment over de ecologische waarde van populierenbossen voorhanden is. Uit deze gegevens worden tenslotte een aantal voorlopige conclusies getrokken aangaande het beheer en de omvorming van populierenbestanden in functie van de ecologische waarde.

1.1. DE POPULIER IN VLAANDEREN EN NOORD-BRABANT: EEN KORT HISTORISCH OVERZICHT

1.1.1. De Zwarte populier

In Vlaanderen komt vanouds de inheemse Zwarte populier (*Populus nigra*) in valleigebieden voor. De Zwarte populier is er een aspectbepalende boomsoort in het permanent zachthoutooibos (*Salicetum triandro-viminalis*), een bedreigd bostype (Noirfalise 1984, Vandekerckhove 1998). Momenteel is de Zwarte populier in Vlaanderen en Nederland echter sterk bedreigd, doordat de natuurlijke ooibossen geleidelijk aan zijn verdwenen door het in cultuur brengen van de gronden als weiland en hooiland (Bosman 1989, Van den Broeck & Steenackers 1998). Ook heeft indijking op veel plaatsen een einde gemaakt aan de natuurlijke overstromingen, waardoor de voor Zwarte populier noodzakelijke hoge dynamiek wegviel. Lange tijd werd zelfs gedacht dat de soort in België in zijn natuurlijk areaal was uitgestorven, maar in 1959 werden door Steenackers enkele exemplaren herontdekt in de Dendervallei (Liekens 1962). Later zijn nog bomen gevonden in de valleien van een aantal grotere rivieren, waaronder IJzer, Maas en Rijn. Meestal gaat het om solitaire exemplaren of kleine groepjes. Ook in perceelsranden rond een aantal oude boerderijen zijn recent Zwarte populieren ontdekt. Het betreft hier aangeplante exemplaren, relictten van een oude traditie om Zwarte populier te gebruiken in rijaanplantingen rond percelen (Dua 1986).

De Zwarte populier heeft ontegenzeggelijk een grote waarde voor het natuurbehoud en het is noodzakelijk dat er in de toekomst maatregelen worden genomen om deze boomsoort in zijn natuurlijk areaal te beschermen (Lauwaars *et al.* 2000). Recent werden in een Vlina-project de mogelijkheden onderzocht voor herstel van een levensvatbare populatie van Zwarte populier langsheen de Grensmaas aan de hand van genetisch materiaal afkomstig van relictindividuen (Van Den Broeck 2002). Een probleem hierbij blijkt de genetische pollutie (‘introgressie’) te zijn, die ontstaat doordat de weinige individuen van Zwarte populier kunnen worden bestoven door stuifmeel van de in grote aantallen aanwezige cultuurpopulieren (Benetka *et al.* 1999, Van Den Broeck 2004). Op plaatsen waar in verhouding meer Zwarte populier voorkomt blijkt dit probleem zich minder te stellen, omdat de soorteigen pollen in verhouding een grotere kans hebben om de moederboom te bevruchten.

Hout van Zwarte populier werd in het verleden door de mens gebruikt voor klompen, hoepels voor kuipen en imitatie Notenhout. Uit de literatuur blijkt dat de Zwarte populier in de late Middeleeuwen regelmatig in perceelsrandbeplantingen (houtkanten en knotbomenrijen) voorkwam, samen met soorten als Schietwilg, Zomereik, es, els, Witte abeel, olm en linde (Dua 1986). Na 1870 zou de Zwarte populier maar weinig meer geplant zijn (Crijns & Kriellaars 1987). Ook voor de huidige commerciële populierenteelt is de Zwarte populier niet te gebruiken omwille van zijn geringe stam- en houtkwaliteit (bochtige stam, vaak met veel waterloten en knobbels). Hij wordt momenteel dan ook alleen geplant in het kader van de vermelde behoudsmaatregelen.

1.1.2. Trilpopulier, Witte abeel en Grauwe abeel

Naast de Zwarte populier komt ook de Trilpopulier of Esp (*Populus tremula*) van nature bij ons voor, als pionierboomsoort op zandige, vrij droge bodems. Hij komt vooral voor in het eiken-berkenbos (*Quercus-betuletum*), maar ook in het berkenbroek (*Betulo-salicetum*), in duinbossen en op nattere plaatsen, bijvoorbeeld in vochtige heide met als karakteristieke soorten *Betula pubescens*, *Salix aurita* en *Myrica gale* (Houtzagers 1937).

Witte abelen (*Populus alba*) zijn niet inheems, maar werden reeds door de Romeinen in onze bossen geïntroduceerd. Ook deze soort komt van nature voor op lichte droge gronden, maar ook op vochtiger en meer leemhoudende terreinen en vertoont daar zelfs een betere en rechtere groei (Houtzagers 1937). Over het inheems karakter van de Grauwe abeel (*Populus canescens*), als kruisingsproduct tussen Witte abeel en Trilpopulier bestaat nogal wat onduidelijkheid. Abelen, vooral Grauwe abelen, worden reeds eeuwenlang gebruikt als mengboomsoort in alluviale en voedselrijke bossen. Deze boomsoorten worden momenteel nog maar weinig geplant en waar dit gebeurt is de productie van kwaliteitshout zeker niet de hoofddoelstelling.

1.1.3. De cultuurpopulieren

Over de introductie van de eerste cultuurvariëteiten van populier bestaat nogal wat onduidelijkheid, maar wellicht gebeurde dit rond het jaar 1750 in de huidige Nederlandse provincie Noord-Brabant en in het Land van Waas, vermoedelijk vanuit Frankrijk of Engeland maar mogelijk ook rechtstreeks vanuit Amerika (Houtzagers 1937, Buis 1985, Leenders 1998). Het ging om de zogenaamde Canadapopulier (*Populus x canadensis*), een verzamelnaam voor een aantal op natuurlijke wijze ontstane kruisingen tussen de Zwarte populier en Amerikaanse soorten (voornamelijk *Populus deltoides* Marsh., die rond 1700 uit Amerika in Europa werd ingevoerd) (Houtzagers 1937, Liekens 1962). De populieren werden in het begin voornamelijk gebruikt voor rijaanplantingen, die de boeren verplicht rond hun gronden dienden aan te leggen (Leenders 1994). Hoewel het verplicht was eik en Beuk aan te planten, werden in de praktijk ook populieren geplant. Een eerste aanwijzing in de literatuur van een mogelijke waarneming van cultuurpopulier wordt gemaakt door Du Hamel du Monceau, die in zijn werk 'Traité des arbres et arbustes qui se cultivent en France en pleine terre' (1755) melding maakt van een sterk op de Zwarte populier gelijkende soort (Houtzagers 1937). Roelofs (1794) en Van Prooijen (1794) maakten melding van *Populus nigra* cv. *italica*, die toen reeds 20 jaar geleden uit Italië in Nederland (nabij Oostvoorn) waren ingevoerd. Een andere bekende oude site in Nederland is het landgoed Valkenburg nabij Breda, waar omstreeks 1780 al met zekerheid melding wordt gemaakt van dikke stammen van canadapopulier. Ook de Ferrariskaart voor het Waasland (1773) toont rond Vrasene, Nieuwkerken-Waas, Temse en Sint-Niklaas langs een groot aantal wegen en perceelsranden opgaande bomen die duidelijk verschillen van andere lage perceelsrandbeplantingen (hagen en

knotbomenrijen), al valt hier niet met zekerheid te achterhalen of het om populieren gaat (Leenders mond. med.). Aanvankelijk drong de cultuurpopulier vrij traag door, maar geleidelijk aan werd hij meer geplant en op het einde van de 18^e eeuw al begon hij de Zwarte populier te verdringen. Vooral na een zware storm in 1800 zou de schade hoofdzakelijk met cultuurpopulieren hersteld zijn geweest (Leenders 1997). In 1810 werden er op en om de Veluwe al veel klompen uit gemaakt (Buis 1985). In 1857 vond 40 % van de lokale bevolking zijn bestaan in de klompenmakerij en in 1870 maakte de populier al meer dan de helft van de bomen langs wegen en akkerkanten uit (Van Puijenbroek 1969). Zo ontstond uiteindelijk in Vlaanderen en Noord-Brabant een echt populierenlandschap, met talloze bomenrijen van populier.

Het gebruik van cultuurpopulieren in bosverband gaat vermoedelijk terug tot de tweede helft van de 19^{de} eeuw. Aanvankelijk ging men er blijkbaar van uit dat de populier omwille van zijn grote lichtbehoefte niet in het bos thuishoorde en men daarom niet meer dan twee rijen naast elkaar moest planten en dit met grote tussenruimte (Hendriks, 1858). De omschakeling van rijaanplantingen naar aanplantingen op perceelsniveau ging wellicht samen met de op dat moment sterk toenemende houtbehoefte, in gevolge het floreren van de klompenmakerij en de beginnende lucifernijverheid. Aan het eind van de 19^e eeuw was er zelfs hout tekort en moest dit worden ingevoerd, onder meer uit Rusland (Houtzagers 1937). In 1885 wordt melding gemaakt van 8 ha in Zundert en 92,5 ha in Oudenbosch (Buis 1985), in 1927 te Schijndel van 66 ha populierenbos.

Stilaan kwam het op grote schaal aanplanten van cultuurpopulieren in valleigebieden op gang, dat vooral na de Tweede Wereldoorlog een hoogtepunt bereikte. Meestal gebeurde dit op voormalige, niet langer rendabele landbouwgronden, die men op die manier wou valoriseren. Daarnaast werden ook in vele bestaande beekbegeleidende hak- of middelhoutbossen populieren ingebracht (De Keersmaeker *et al.* 2001). De populier werd toen voor de privé-bos-eigenaar interessant omwille van zijn interessante bosbouwkundige eigenschappen. De snelle groei, korte bedrijfstijden en relatief goede houtprijs maakten een economisch rendabele bosbouw mogelijk, terwijl weinig of geen bosbouwkundige kennis vereist was. Liekens (1962) vermeldt 25.000 ha populier in België in 1949 en 21.305 ha in 1959. Bij de laatste algemene bosbouw telling in 1970 kwamen in België ongeveer 4,9 miljoen populieren in bosverband voor, waarvan meer dan 60 % in Vlaanderen. Momenteel vertegenwoordigen populierenbossen nog steeds een aanzienlijk deel (13,8 % of 25.113 ha) van het Vlaamse bosareaal en staan ze in voor 15 % van de nationale houtproductie en naar schatting 50 % van de Vlaamse houtproductie (Van Slycken 1992, Van Loy *et al.* 2002, Van Slycken 2002). De huidige verspreiding van de populier in Vlaanderen is weergegeven in Fig. 1.1. Ook in andere landen (Italië, Frankrijk, Spanje, voormalig Joegoslavië, Argentinië, Syrië, Libanon,...) komen tegenwoordig uitgestrekte aanplantingen voor.

De cultuurpopulieren die momenteel worden aangeplant in bosverband zijn genetisch verschillend van de vroegere canadapopulieren. Het zijn ofwel hybriden van de inheemse Zwarte populier met een Amerikaanse soort (*Populus x euramericana*) of van twee Amerikaanse soorten (*Populus x interamericana*). Bij de Amerikaanse soorten gaat het meestal om *Populus deltoides* of *Populus trichocarpa*.

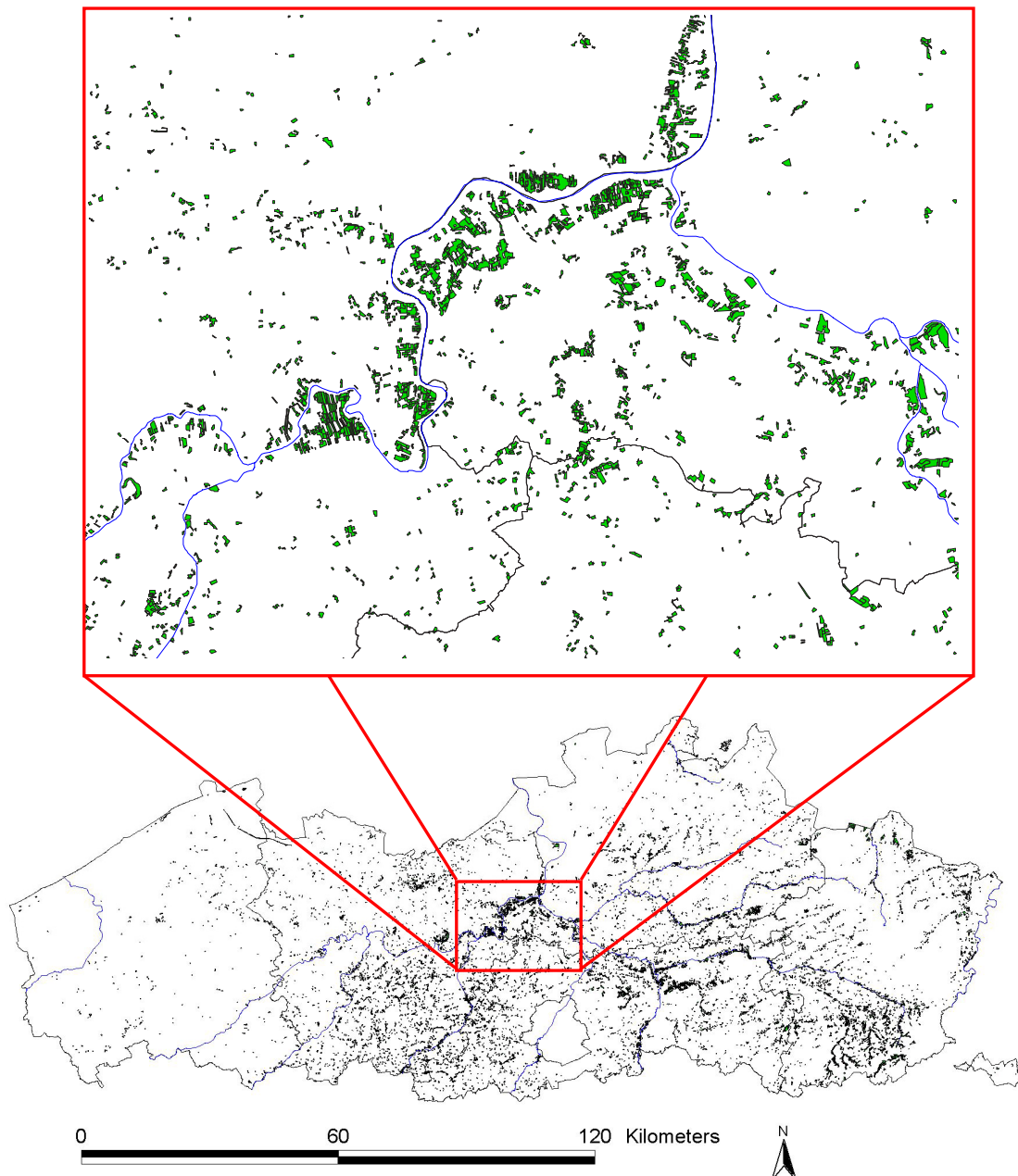


Fig. 1.1 Verspreiding van de populier in Vlaanderen op basis van de boskartering (2000). In detail zijn de populierenbossen rond de schelde te Vlassenbroek, Hamme, Bornem, Ruisbroek en Kruibeke weergegeven.

Deze nieuwe cultivars zijn alle streng geselecteerd op een aantal voor de populierenteelt belangrijke eigenschappen. De belangrijkste criteria volgens dalende prioriteit zijn volgens Steenackers:

- 1) een hoge ziekteresistentie
- 2) een goede vermeerdering door zaden, stekken en in vitro
- 3) goede vorm, vertakking en groeikracht
- 4) fotoperiodische respons en kouderesistentie
- 5) breed aanpassingsvermogen t.o.v. bodems en klimaat
- 6) houttechnologische eigenschappen

Tot op heden werden reeds een groot aantal cultuurvariëteiten op de markt gebracht, waarvan er evenwel maar een beperkt aantal worden gebruikt.

Over de periode waarin bepaalde variëteiten zijn gebruikt bestaan weinig of geen gegevens van voor de 20^e eeuw. Volgens Houtzagers (1937) zou de ‘Serotina’ de oudste kloon zijn en als eerste de oorspronkelijke Zwarte populier zijn gaan vervangen. Ook ‘Marilandica’ behoort tot het groepje van de vroegst geïntroduceerde klonen. Houtzagers (1937) vermeldt dat een grootschalig onderzoek naar de verspreiding van de populier in Nederland in 1928 uitwees dat 48 % van het populierenbestand uit ‘Serotina’ bestond en 42 % uit ‘Marilandica’. De in 1920 voor het eerst in België aangeplante cultivar ‘Robusta’ vertegenwoordigde op dat moment minder dan 0,5 % van het totaal. Later werd steeds meer ‘Robusta’ aangeplant en zou dit de meest verbreide cultivar worden. In 1950 gebeurde in Frankrijk 80 % van de aanplantingen met ‘Robusta’ en maakte de cultivar 50 % van het areaal uit. Ook in 1967-1968 bleek nog 46,3 % van de verkochte stekken te bestaan uit ‘Robusta’, ‘Serotina erecta’ volgde met 16,2 %. Omwille van de problemen met roestaantastingen in de jaren 1980 viel het gebruik van ‘Robusta’ sterk terug. In de jaren 90 werden vooral de nieuwe klonen ‘Beaupré’, ‘Boelare’ en ‘Ghoy’ in grote aantallen geplant, ‘Robusta’, ‘Gaver’ en ‘Isières’ waren slechts in geringe aantallen beschikbaar (Van Slycken 1997). Ook in Nederland worden dan dezelfde klonen aangeplant. Om het assortiment te vergroten werden in 1995 twee nieuwe klonen op de markt gebracht: ‘Hoogvorst’ en ‘Hazendans’. In Vlaanderen wordt aan het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer te Geraardsbergen veredelingswerk verricht, met het oog nieuwe klonen op de markt te kunnen brengen.

1.2. DE CONTROVERSE ROND DE POPULIER

Aan het succesverhaal van de populier zijn een aantal minder gunstige aspecten verbonden:

- Veel populierenbossen zijn in het verleden aangeplant in (half)natuurlijke valleibossen en vochtige soortenrijke graslanden, wat substantieel heeft bijgedragen tot de inkrimping van het natuurlijke areaal van deze ecologisch waardevolle biotopen.
- De praktijk van een economisch rendabele populierenteelt gaat gepaard met zeer ingrijpende beheermaatregelen:
 - In natte gebieden werden vaak drainagegrachten aangelegd, met verdroging tot gevolg.
 - Door verdere selectie van de populierenklonen op groeisnelheid zijn de kapcycli zeer kort geworden (15 tot 20 jaar voor de recentste klonen), wat de verstoringsfrequentie zeer hoog maakt.
 - De exploitatie gebeurt in regel door middel van kaalslag, waarbij bovendien meestal weinig respect voor de onderetage wordt opgebracht.
 - Het uitslepen van stammen met zware machines leidt op natte valleibodems tot ernstige bodembeschadiging (compactie en diepe spoorvorming) (Van Slycken 1992).
- Veel populierenbossen zijn homogene, monoclonale aanplantingen, waardoor ze niet alleen een povere structuurdiversiteit bezitten, maar ook gevoeliger zijn voor stormschade en vatbaarder zijn voor ziekten en insectenaantastingen.
- De vegetatie van veel populierenbossen wordt doorgaans sterk gedomineerd door ruigtekruiden als Grote brandnetel, Kleefkruid of bramen, terwijl bosplanten relatief zeldzaam zijn (Prater 1993). Dit heeft vaak met de historiek van de standplaats te maken.

Deze bevindingen hebben er onder het groeiende ecologische bewustzijn gedurende de laatste decennia voor gezorgd dat de opmars van de populier op een steeds toenemende kritiek stuitte vanuit het natuurbehoud (Paillassa 1993). Meerdere auteurs hebben zich in het verleden negatief uitgelaten over de populier als boomsoort, maar hun uitspraken waren zelden op de resultaten van een voldoende uitgebreid onderzoek gebaseerd (Hendriks 1977, Weeda *et al.* 1985).

1.3. POPULIER EN ZIEKTES

De populier heeft de laatste jaren ook sterk te lijden gehad van ziektes. Voor het geslacht *Populus* zijn 110 pathogenen bekend, waarvan er 75 de inter- en euramerikaanse klonen kunnen aantasten (FAO, 1985). Niet alle zijn echter schadelijk. De voornaamste populierenziekten kunnen ruwweg worden onderverdeeld in een aantal groepen naar gelang de plaats op de boom waar ze voorkomen: 1) de bladeren of 2) de stam en de twijgen (Tabel 1.1).

Tabel 1.1 Overzicht van de meest belangrijke ziekteverwekkers op populier.

Bladziekten	Ziekten van stam en takken
<i>Taphrina aurea</i> (Klokje van de populier)	<i>Discosporium populeum</i> (Dothichiza of Schorsbrand)
<i>Marssonina brunnea</i> (bladvlekkenziekte)	<i>Xanthomonas populi</i> (Bacteriekanker)
<i>Marssonina populi</i> (bladvlekkenziekte)	<i>Xanthomonas campestris</i> (Schorsnecrose)
<i>Melampsora</i> spp (roestziekten)	<i>Cytospora chrysosperma</i>

Bacteriekanker (*Xanthomonas populi*) wordt veroorzaakt door een aërobe bacterie. De ziekte ontwikkelt zich langzaam en is pas zichtbaar na 8 tot 10 jaar. Ze kan vermeden worden door gebruik te maken van resistente klonen. Opmerkelijk is dat de Zwarte populier hier het beste scoort: de soort is volkomen resistent. Zwarte populier wordt echter nauwelijks geplant.

Een groeiend probleem echter zijn de roestziekten (*Melampsora* spp), bladschimmels die sinds de jaren 1980 op de oude klonen ('Robusta', 'Unal', 'Raspalje', 'Hunnegem') worden vastgesteld (Van Slycken 1997). Een roestaantasting leidt tot een vroegtijdige bladval (soms reeds half augustus), waardoor de twijgen onvoldoende afrijpen, met kans op vorstschade gedurende de komende winter tot gevolg. Daarnaast zal het wortelgestel zich minder goed ontwikkelen. Dit maakt de bomen weer gevoeliger voor een secundaire aantasting door Schorsbrand (*Discosporium populeum*), waardoor uiteindelijk sterfte kan optreden. Ook de laatste jaren (vooral sinds 1999) vormt de combinatie van deze ziektes een toenemend probleem. Onderzoek van de populierenbossen in het bosvitaliteitsmeetnet wees uit dat 36 % van de populieren in 2002 zwaar beschadigd was, met een gemiddeld bladverlies van 26,1 % (Sioen & Roskams 2003). De meeste beschadigde bomen bleken voor te komen in de oudste leeftijdscategorieën.

Een van de oorzaken van de problemen met roest is het monoclonaal karakter van de populierenteelt: in de praktijk is het aantal klonen dat voor aanplanting wordt gebruikt zeer beperkt. Het streven naar een ruimer palet van commercialiseerbare klonen met een grote genetische diversiteit is dan ook een belangrijke taak van het veredelingsonderzoek (Van Slycken 1997). Roestschimmels muteren echter ook zeer snel, waardoor gemakkelijk nieuwe roestrassen ontstaan, zoals in 1994 toen plots ook de eertijds ongevoelige klonen 'Ghoy', 'Gaver', 'Beaupré' en 'Boelare' werden aangetast. Volgens de laatste ontwikkelingen in het onderzoek naar roestresistentie is het beter gebruik te maken van klonen die licht gevoelig zijn voor roest in plaats van klonen met een totale resistentie (selectie op tolerantie i.p.v. op resistentie). Op die manier zouden roestrassen minder snel geneigd zijn tot mutatie.

Een aantal factoren (roestaantastingen, dalende houtprijzen,...) heeft gedurende de voorbije 10 jaar al gezorgd voor een drastische daling van de populierenteelt in vooral centraal Europa, maar ook in Vlaanderen (Späth 1992, Van Slycken *et al.* 2002). Het toegenomen scepticisme ten aanzien van de populier heeft er ook toe geleid dat het bosbeleid de stimulansen voor populier heeft afgebouwd en ook de beheervisie van de Vlaamse overheid gericht is op het verminderen van het aandeel populier binnen het Vlaamse bosareaal, ten gunste van inheemse

boomsoorten (Bos & Groen 2001a). Natuurverenigingen willen in veel gevallen de populier uit hun reservaten verwijderen.

Toch is het mogelijk dat populierenbossen een gevarieerde en soortenrijke bosvegetatie (De Keersmaecker & Muys 1995) of avifauna (Prins 1997) kunnen herbergen, en bezitten populieren in ecologisch opzicht een aantal gunstige eigenschappen. Dit wordt hierna meer in detail besproken.

1.4. DE ECOLOGISCHE KARAKTERISTIEKEN VAN POPULIER

1.4.1. Standplaatsen

De Zwarte populier hoort van nature thuis in de valleigebieden, waar ook diverse populierenklonen kwaliteitsvolle bestanden kunnen opleveren. De geschiktheid van de standplaats is afhankelijk van de profielopbouw van de bodem en de kenmerken van de verschillende horizonten. Volgens Van Slycken (1992) verklaren de fysische bodemeigenschappen zowat 80 % van de variatie in het productieniveau van de populier.

De groei van populieren wordt grotendeels bepaald door de hoeveelheid water die vanuit de grondwatertafel wordt opgeleverd: hoe groter die is, hoe hoger de site-index (Liekens 1962, Van Slycken & Vereecken 1990). Langdurige overstroming gedurende de vegetatieperiode verdraagt hij evenwel niet, omwille van de hoge zuurstofbehoefte van de wortels, die afsterven bij zuurstofgebrek. In die zin is een goede bodemverluchting een absolute noodzaak. Populieren hebben dus een goed doorlaatbare bodem nodig met een relatief ondiepe grondwatertafel: tussen 0,6 en 1 m diepte wordt als optimaal beschouwd. Ondieper leidt tot een oppervlakkige beworteling met een verhoogd risico op windworp, terwijl bij een diepte van meer dan twee meter een belangrijk productieverlies optreedt. Te natte bodems worden dan ook vaak gedraineerd. De hoeveelheid water die door capillaire opstijging ter beschikking komt hangt ook in belangrijke mate af van de bodemtextuur. Leemhoudende lagen en in mindere mate ook zandleemhoudende lagen vertonen de meest gunstige eigenschappen; kleiige en vooral zandige bodems zijn minder geschikt (Van Slycken & Vereecken 1990). Daarnaast is voor de meeste cultivars ook een hoge beschikbaarheid van voedingsstoffen vereist, zodat rijkere bodems de voorkeur genieten.

Deze vereisten maken dat populieren goed kunnen groeien op alluviale gronden in valleigebieden. Van Slycken (1992) situeerde de populierenbossen in het ecogram van de belangrijkste bosplantengemeenschappen van Vlaanderen (Rogister 1985) aan de hand van vegetatieopnames in een aantal belangrijke populierengebieden in Oost-Vlaanderen, Brabant, Henegouwen en Limburg. Hieruit blijkt dat cultuurpopulieren voornamelijk voorkomen op de natuurlijke standplaatsen van het essen-iepenbos (*Ulmo-Fraxinetum*) en in mindere mate het beek-essenbos (*Primulo-Fraxinetum*); enkele aanplantingen komen in de nabijheid van de droogste subassociatie van het sterk voedselrijke elzenbroek (*Macrophorbio-Alnetum*). Er zijn echter ook heel wat populieren aangeplant op ongeschikte standplaatsen, bijvoorbeeld op voormalige heideterreinen in de kempen, op droge zandgronden in het noorden van Oost-Vlaanderen, in broekbossen op venige bodems en zelfs in de duinen langs de kust. Ook binnen de valleigebieden, waar de populier van nature thuishoort en dus veel is aangeplant, komen een aantal bossen op te natte en dus ongeschikte gronden voor. De bomen op deze onaangepaste standplaatsen vertonen over het algemeen een slechte groei, zijn gevoeliger voor ziektes en kennen een hoge mortaliteit.

1.4.2. Fenologie

De verschillende populierencultivars vertonen grote verschillen naar uitlooptijdstip. Sommige lopen al begin april uit, terwijl andere pas half mei in blad komen (Tabel 1.2). De Italiaanse klonen (I 214 en Italiaanse populier) lopen het vroegst uit en verliezen ook laat hun bladeren. Dit komt door hun herkomst uit het zuiden, waar het groeiseizoen normaal vroeger begint en later eindigt dan bij ons. Het precieze uitlooptijdstip van een kloon kan van jaar tot jaar vrij sterk variëren (afhankelijk van de temperatuur in het voorjaar), maar de volgorde waarin de verschillende klonen uitlopen is constant (mond. med. Baudouin Michiels). Ter illustratie zijn in Tabel 1.3 de uitlooptijdstoppen van verschillende populierenklonen in 2003 weergegeven, geregistreerd in de kwekerij van het IBW te Grimminge (Baudouin Michiels, ongepubliceerde data).

Ook naar het tijdstip van de bladval bestaan er onderlinge verschillen, al is dit sterk temperatuurafhankelijk. Bovendien kunnen roestaantastingen voor vroegtijdige bladval zorgen.

Tabel 1.2 Verschillen in uitlooptijdstip tussen een aantal populierenklonen (Houtzagers 1937, Liekens 1962) en Gewone es (Weeda *et al.* 1985).

Cultivar	Uitlooptijdstip
I 214	8-10 april
Deltoides	± 10 april
Italiaanse populier (italica)	± 10 april
Robusta	± 15 april
Gewone es	Half tot eind april
Marilandica	Half tot eind april
Gelrica	Begin mei (1-2 weken voor serotina)
Regenerata	Begin mei (1-2 weken voor serotina)
Serotina blauwe van Eksaarde	Begin tot half mei (1 week voor serotina)
Serotina de champagne	Begin tot half mei (1 week voor serotina)
Erecta	Begin tot half mei (1 week voor serotina)
Serotina	Half tot eind mei

1.4.3. Behoeftte aan licht

Populieren zijn lichtboomsoorten, die zich het best ontwikkelen in volle vrijstelling. Sterke beschaduwning verdragen ze niet. Dit verklaart waarom bij de planting gebruik wordt gemaakt van een zeer ruim plantverband, gaande van 8 × 8 m tot 10 × 10 m. Ze gedragen zich hiermee als pionierboomsoorten (Weeda *et al.* 1985) die lege standplaatsen bezetten.

1.4.4. Fotosynthetische activiteit

Populieren hebben ook een grote fotosynthetische activiteit: de CO₂-assimilatie bedraagt 15-20 mg/uur/cm², waar Beuk en Wintereik slechts 10-12 mg/uur/cm² halen.

Tabel 1.3 Uitlooptijdstip van verschillende populierenklonen in 2003 in de kwekerij van het IBW te Grimminge (Michiels, ongepubliceerde data). D = deltoides, N = nigra, T = trichocarpa. Criteria volgens UPOV (1981):

0 = slapende knoppen volledig door schubben bedekt

1 = knoppen zwellen, knopschubben wijken licht uit elkaar, een smalle gele rand aan de schubben is zichtbaar, balsemdruppeltjes kunnen aanwezig zijn

2 = knoppen openen zich, kleine bladspitsen komen tevoorschijn

3 = knoppen volledig geopend, bladeren nog in bundeltjes tesamen, knopschubben nog aanwezig

4 = bladeren wijken uit elkaar, bladschijf nog opgerold

5 = bladeren volledig ontvouwd (doch nog veel kleiner dan een volwassen blad)

Kloon	Type	20/3	27/3	3/4	10/4	17/4	24/4	30/4	8/5
Tardif de Champagne	Euram	0	0	1	1	2	5		
Robusta	Euram	0	2	3	3	5			
Marilandica	Euram	0	0	1	2	3	5		
Serotina	Euram	0	0	0	0	1	3	4	5
I214	Euram	1	2	3	3	5			
Heidemij	Euram	0	1	2	3	5			
Gelrica	Euram	0	0	0	0	1	4	5	
Blanc de Poitou	Euram	0	0	0	0	1	3	5	
Dorskamp	Euram	0	1	2	3	5			
Primo	D×N	0	0	2	2	4	5		
Ghoy	D×N	0	0	1	2	4	5		
Gaver	D×N	0	1	1	1	3	5		
Gibecq	D×N	0	0	0	0	2	4	5	
Ogy	D×N	0	0	0	1	2	5		
Isières	D×N	0	1	2	3	5	5		
Muur	D×N	0	1	2	2	4	5		
Oudenberg	D×N	0	0	0	0	2	4	5	
Vesten	D×N	0	0	0	0	1	3	4	5
Koster	D×N	0	0	0	0	2	4	4	5
Hees	D×N	0	0	1	1	2	4	5	
Ellert	D×N	0	0	0	1	2	4	5	
Unal	T×D	0	1	3	3	5			
Beaupré	T×D	0	2	3	3	5			
Boelare	T×D	0	1	2	3	5			
Raspalje	T×D	0	2	3	3	5			
Hunnegem	T×D	0	0	2	2	5			
Hoogvorst	T×D	0	0	2	2	4	5		
Hazendans	T×D	0	0	0	1	3	5		
Grimminge	D×(T×D)	0	0	0	0	0	1	2	5
San Giorgio	N	0	2	3	3	5			
Vereecken	N	0	1	2	2	5			
Nigra Ghoy	N	0	0	1	1	3	5		
Columbia river	T	2	3	4	4	5			
Trichobel	T×T	2	3	4	4	5			
Fritzi Pauley	T	1	2	4	4	5			
Blom	T	2	3	4	4	5			

1.4.5. Transpiratie

Vaak wordt verondersteld dat de populier zélf aanleiding geeft tot verdroging: men gaat er van uit dat deze boomsoort meer water verdampt dan andere boomsoorten. Experimenteel

onderzoek, zowel in binnen- als buitenland, toont echter aan dat watergebruik en transpiratie door populier niet groter is dan bij andere boomsoorten, en van dezelfde grootteorde is als deze van natte graslanden (Van Beusekom *et al.* 1990, Verstraeten *et al.* 2001). De watervereiste van populieren gedurende het groeiseizoen (mei tot augustus) is vrij hoog, maar over het ganse jaar gezien is ze maar iets hoger als dat van een Grove dennenbestand: 320 mm voor populier (Meiresonne *et al.* 1999) en 295 mm voor Grove den (Meiresonne *et al.* 2003). In het voorjaar is het waterverbruik evenwel tijdelijk hoger dan voor een grasland, waardoor de grondwaterstand tijdelijk lager is.

1.4.6. Groeisnelheid en levensverwachting

Populieren zijn pionierboomsoorten, die doorgaans een geringe levensverwachting hebben, zelden meer dan 150 jaar. Van de oudste populierencultivars (o.a. 'Serotina' en 'Marilandica'), die langzaam groeien, is geweten dat ze tot 120 jaar oud kunnen worden. Populieren met dergelijke hoge leeftijd komen echter maar zeer zelden voor, omdat de bomen gewoonlijk veel vroeger worden gekapt (bij 40 tot 50 jaar). Onder meer in het bos van Ename en het Verloren bos te Lokeren zijn nog een aantal oude populieren te vinden, alsook in delen van de Nederlandse provincie Zuid-Brabant. Hoe oud de recent ontwikkelde, veel sneller groeiende klonen (kapbaar bij een leeftijd van 15 tot 20 jaar) precies kunnen worden is nog niet geweten, daarvoor zouden een aantal bestanden moeten worden gespaard om de bomen hun fysische kapbaarheid te laten bereiken. Populieren kunnen grote afmetingen bereiken: de maximale omtrek bedraagt meer dan 5 meter en de maximale hoogte meer dan 40 meter.

De snelheid waarmee de populieren groeien hangt niet alleen van de kloon af, maar ook van de kwaliteit van de standplaats (site-index) en het plantverband. Hoe ruimer de bomen worden geplant, hoe sneller ze in de dikte groeien. Hoe hoger de site-index, hoe sneller de bomen in de hoogte groeien. Op ideale bodems kunnen bomen van de cultivar 'Beaupre' al na 25 jaar een hoogte van 40 meter bereiken, bij een stamomtrek van 180 cm (Meiresonne & Van Slycken 1996).

1.4.7. De bufferende functie van populier

Populier is een boomsoort die grote hoeveelheden mineralen aan de bodem onttrekt. Door het hoge gehalte aan basische kationen (Ca, K en Mg) in het blad, zorgt de bladval voor de vorming van een milde humus, waardoor de mineralen in het bodem-humuscomplex beter gebonden worden en de uitloging van ondermeer stikstof wordt vermeden (De Keersmaecker 1993). Uit chemische bodemanalysen onder populier blijkt dat de stikstof- en fosforgehalten in het percolatiewater steeds zeer laag zijn in verhouding tot andere boomsoorten. In Vlaanderen wordt de jaarlijkse input van stikstof in bosesystemen geraamd op 43,2 kg per ha (periode 1993-1998), wat een overschrijding betekent van de kritische last voor het behoud van de soortensamenstelling van de bosflora in loofbossen van 26 kg per ha per jaar (Neiryneck *et al.* 2002, Overloop & Neiryneck 2003). Populieren kunnen de doorslag van deze verontreiniging naar het grondwater in aanzienlijke mate beperken (Meiresonne & De Schrijver 2003).

De eigenschap van populier om te fungeren als biofilter wordt in de Verenigde Staten meer en meer gebruikt om enerzijds afvalwater te zuiveren, maar anderzijds ook om bufferstroken aan te leggen tussen intensieve landbouwpercelen en waterlopen (McLaughlin *et al.* 1985, O'Neill & Gordon 1994). Een strook van 4 rijen populier zou al in staat zijn om 90 % van de nitraten en

een groot deel van de pesticiden in het doorstromende grondwater te reduceren (Licht 1994, Burken & Schnoor 1997).

Populier is bovendien in staat om verzuring tegen te gaan en bodemdegradatie te vermijden. Dit blijkt uit een onderzoek van Dossche (1998), die de invloed van een aantal boomsoorten op de bodemontwikkeling vergeleek in Mortagnebos, een bebossing van landbouwgrond die dateert van 1972. Hieruit bleek dat de pH-KCl van de bovenste minerale bodem onder populieren hoger was dan onder andere boomsoorten (Fig. 1.2), zelfs hoger dan in de niet-beboste referentiebodems. Populieren kunnen m.a.w. in zekere mate de verzuring tegenhouden, terwijl een soort als Beuk daarentegen bodemdegradatie stimuleert. Dit effect is eveneens te verklaren door de chemische samenstelling van het bladstrooisel, dat hoge gehalten aan basische kationen bevat, die een bufferende werking bezitten (De Keersmaecker 1993, Dossche 1998).

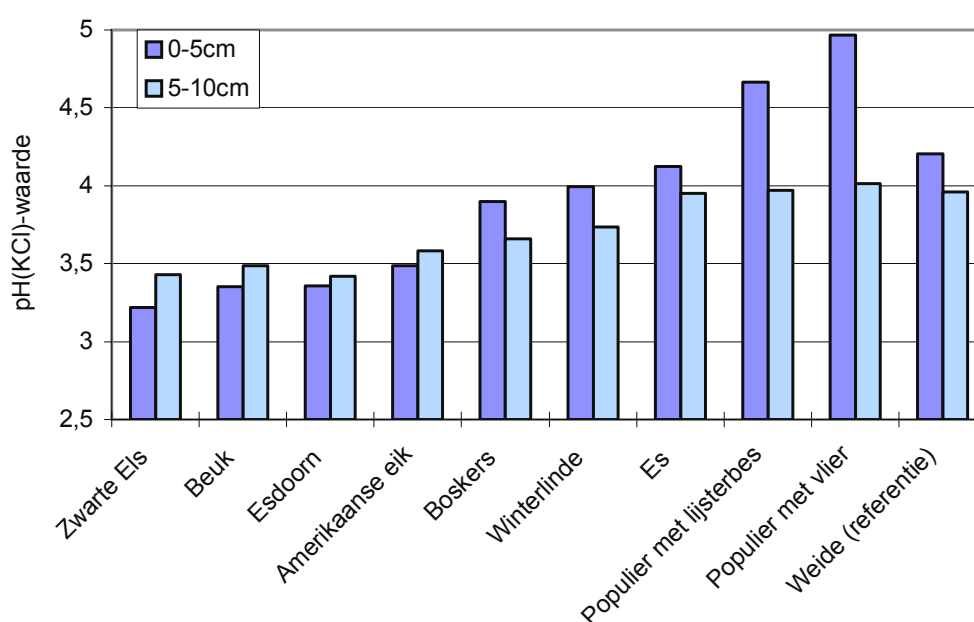


Fig. 1.2 pH-KCl van de bovenste minerale bodem in bebossingen van landbouwgrond met 9 verschillende boomsoorten (Mortagnebos). De weide geldt als referentie (Dossche 1998).

1.4.8. Invloed van populier op de vestigingsmogelijkheden van bosplanten

De invloed van boomsoorten op de vestigingsmogelijkheden van bosplanten werd recent onderzocht door middel van een potproef (Thomaes 2001). Een selectie van bosplanten (zowel zuurminnende als basenminnende soorten) werden uitgeplant in bodems van populier, Zwarte els, Gewone esdoorn en Beuk uit het Mortagnebos. Een basenminnende soort als Slanke sleutelbloem bleek enkel te kiemen in de bodem van het populierenbestand (Tabel 1.4). De bodem van de andere boomsoorten was blijkbaar reeds te sterk verzuurd voor deze soort. De gunstige bodemomstandigheden in de populierenbossen hadden echter ook tot gevolg dat competitieve soorten (akkeronkruiden zoals Akkerdistel of ruigtekruiden zoals Grote brandnetel) beter kiemden in de potten van populier (Thomaes 2001). De sterk bufferende werking van het populierenstrooisel heeft dus als gunstig effect dat er zich, in tegenstelling tot vele andere soorten, ook basenminnende bosplanten kunnen vestigen, maar hier staat als nadeel tegenover dat populier ook voor concurrerende soorten gunstiger kiemingsvoorwaarden creëert.

Tabel 1.4 Kieming van bosplanten (aantal individuen) in bodems van het Mortagnebos (Thomaes 2001).

	Esdoorn	Zwarte els	Beuk	Populier
Slanke sleutelbloem	1	0	0	430
Grote muur	15	11	10	13
Gele dovenetel	6	0	0	1
Wilde kamperfoelie	67	32	84	57
Zaadbanksoorten	0	0	0	46
Totaal	89	43	94	547

1.4.9. Effect van populier op het ontstaan van een bosklimaat

Hoewel de verschillende cultuurvariëteiten van populier grote verschillen in groeisnelheid vertonen, groeien ze in verhouding tot andere boomsoorten (eik, Beuk, es, ...) alle zeer snel. Hierdoor kan een nieuwe aanplanting al na korte tijd (grootteorde 10 jaar) een bosklimaat ontwikkelen, gekenmerkt door een relatieve hoge luchtvochtigheid, een lagere windsnelheid, kleinere temperatuurschommelingen, en een lage lichtintensiteit gekoppeld aan een relatief hoge beschaduwingsgraad. Deze groeicondities zijn optimaal voor de vestiging van typische bosplanten, hetgeen maakt dat nieuwe aanplantingen met populier in principe sneller de gunstige klimaatcondities vertonen voor de vestiging van deze soorten dan aanplantingen met andere boomsoorten. Door de ruime plantverbanden die bij populierenbossen worden gebuikt, blijven de bestanden echter vaak lange tijd lichtrijk, waardoor lichtminnende ruigtekruiden de vegetatie overheersen en de vestiging van bosplanten kunnen hinderen.

1.4.10. Geschiktheid van populier bij startbebossingen

Uit het voorgaande blijkt dat populieren een aantal eigenschappen hebben die ecologisch gezien een voordeel betekenen ten opzichte van andere boomsoorten. Ze kunnen bodemverzuring tegengaan en door hun snelle groei creëren ze snel geschikte kiem- en groeiomstandigheden voor bosplanten en andere bomen en struiken. Dit maakt populieren zeer geschikt voor een ecologisch verantwoorde pionierbebossing van landbouwgronden. Onder meer in Nederland worden populieren omwille van deze eigenschappen vaak geplant als inleiding voor een standplaatseigen gemengd loofbos.

1.5. POPULIER EN BIODIVERSITEIT

1.5.1. Kruidvegetatie

De Keersmaecker & Muys (1995), alsook Zerbe (2003) stelden vast dat in populierenbossen verschillende vegetatietypes voorkomen. In bepaalde bossen zijn veel bosplanten aanwezig, maar in veel gevallen domineert de Grote brandnetel sterk het vegetatiebeeld. Hierna wordt nader ingegaan op de factoren die de verschillen in vegetatie verklaren.

1.5.1.1. Waarom de Grote brandnetel in veel populierenbossen domineert

Hermý (1985) stelde vast dat er een verband is tussen een aantal 'nitrofiele' ruigtekruiden en de aanwezigheid van populieren (Tabel 1.5, Fig. 1.3). Vaak wordt verondersteld dat het

verband tussen populier en Grote Brandnetel oorzakelijk is (Hendriks 1977, Weeda *et al.* 1985), m.a.w. dat de populier er zelf de oorzaak van is dat dergelijke ruigtekruiden toenemen, ten koste van bosplanten zoals Bosanemoon, Speenkruid of Slanke sleutelbloem.

Toch zijn er heel wat uitzonderingen op de regel die zegt dat populier noodzakelijkerwijze met een dominantie van Grote brandnetel samengaat. In de leem- en de zandleemstreek komen frequent populierenbossen voor waarin zich reeds decennia lang, over verschillende kapcycli heen, een rijke voorjaarsflora kan handhaven (De Keersmaeker & Muys 1995). Tabel 1.6 geeft ter illustratie de soortensamenstelling weer van een populierenbos (minstens 80 jaar ononderbroken populier) gelegen in het Muizenbos te Ranst. Omgekeerd zijn er ook recente aanplantingen met inheemse soorten (Gewone es en Boskers), waarin Grote brandnetel even dominant aanwezig is als in naburige populierenbossen (Muys 1992).

De vraag dringt zich dan ook op: in hoeverre is de boomsoort bepalend voor het voorkomen van ruigtekruiden, en hoe komt dat? Hierna worden enkele wetenschappelijke bevindingen aangaande deze problematiek in detail besproken.



Fig. 1.3 In veel populierenbossen op fosforrijke bodem domineert de Grote brandnetel sterk het vegetatiebeeld (Berlare).

Tabel 1.5 De associatie tussen populier (*Populus cv*) en soorten uit de ondergroei. Enkel de 15 sterkst geassocieerde soorten worden vermeld, in volgorde van afnemende binding (Hermý 1985).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>
Hennepnetel	<i>Galeopsis tetrahit + bifida</i>
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>
Kleefkruid	<i>Galium aparine</i>
Moerasspirea	<i>Filipendula ulmaria</i>
Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i>
Drienerfmuur	<i>Moehringia trinervis</i>
Kale jonker	<i>Cirsium palustre</i>
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i>
Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i>
Fijn laddermos	<i>Eurynchium praelongum</i>
Gewoon dikkopmos	<i>Brachythecium rutabulum</i>
Engelwortel	<i>Angelica sylvestris</i>
Bosandoorn	<i>Stachys sylvatica</i>

Tabel 1.6 Soortensamenstelling van een populierenbos (minstens 80 jaar ononderbroken populier) in het Muizenbos te Ranst (De Keersmaecker & Muys, 1995). Betekenis Braun-Blanquetschaal: * = bedekking <5%, slechts enkele individuen; 1 = bedekking <5%, talrijk; 2 = bedekking <5%, zeer talrijk of bedekking tussen 5% en 25%.

Soort	Bedekking
Klimop	2
Slanke sleutelbloem	1
Bosanemoon	1
Gevlekte aronskelk	1
Zevenblad	1
Boskortssteel	*
Boszegge	*
Moesdistel	*
Bosorchis	*
Heelkruid	*
Knopig helmkruid	*
Eenbes	*
Dauwbraam	*
Grote keverorchis	*
Wilde kamperfoelie	*
Gewone salomonszegel	*
Ruwe smele	*
Gewone vogelmelk	*
Geel nagelkruid	*
Gele dovenetel	*
Groot heksenkruid	*
Moerasspirea	*
Rode bes	*
Speenkruid	*
Hondsdrif	*

1.5.1.1.1. Het bladstrooisel van populier

Een veelgehoorde stelling zegt dat het bladstrooisel van populieren leidt tot een aanrijking van de bodem met stikstof (N) en fosfor (P). Dit zou op zijn beurt de dominantie van Grote brandnetel sterk bevorderen, een soort die bij aanrijking met fosfor sterk kan toenemen op voorwaarde dat er voldoende licht aanwezig is (Pigott & Taylor 1964). De Keersmaecker

(1993), Dossche (1998) en Neiryndck (1989) vergeleken telkens binnen eenzelfde bosbestand, dus op plaatsen met een gelijke bodem en voorgeschiedenis, de bladsamenstelling van populier met die van inheemse boomsoorten. In vergelijking met Gewone es, een soort die gelijkaardige bodemomstandigheden verkiest, bevat het strooisel van populieren iets meer P, het N-gehalte is iets lager (De Keersmaeker 1993, Dossche, 1998). Neiryndck (1989) vond in het bos van Wijnendale dat de bladeren van populier niet meer fosfor bevatten dan die van Berk, Veldiep en Gewone esdoorn (Tabel 1.7).

Bij vergelijking van nutriëntcycli is echter niet alleen de chemische samenstelling van het strooisel belangrijk, maar ook de totale strooiselbiomassa. Door hun snelle groei produceren populieren na 25 jaar per hectare aanzienlijk meer bladstrooisel dan inheemse soorten (Dossche 1998). Populierenbestanden van 26 jaar oud hebben zelfs een iets grotere

Tabel 1.7 overzicht van de fosforconcentraties (P) en stikstofconcentraties (N) in de bladeren van 11 boomsoorten (I: Neiryndck 1989, II: De Keersmaeker 1993, III: Dossche 1998).

Boomsoort		P (mg/kg)			N (%)		
		I	II	III	I	II	III
Zomereik	<i>Quercus robur</i>	830	-	703	1,17	-	1,6
Berk	<i>Betula spp</i>	1790	-	-	1,8	-	-
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	1130	-	-	1,45	-	-
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	1190	-	772	1,3	-	1,7
Populier	<i>Populus cv</i>	1790	1777	1316	1,7	2,0	1,9
Veldiep	<i>Ulmus campestris</i>	1840	-	-	1,68	-	-
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1960	2207	970	2,33	2,3	2,0
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	1610	1634	1101	2,5	4,2	2,7
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	1527	1279	-	2,8	1,8
Boskers	<i>Prunus avium</i>	-	-	1065	-	-	1,6
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	-	-	1058	-	-	1,8

bladbiomassa dan volgroeide essenbestanden van ongeveer 70 jaar oud (De Keersmaeker 1993). Daar staat echter tegenover dat populieren sneller 'volgroeid' zijn. Een vergelijking van de bladbiomassa's moet bijgevolg rekening houden met de volledige cyclus van de bestanden, die sterk verschilt tussen de boomsoorten onderling. Zo zijn de kapcycli van populierenbestanden veel korter dan die van Gewone es (grootteorde 20 jaar voor de nieuwste klonen t.o.v. 80 jaar voor Gewone es). Gewone es wordt bovendien in een dicht verband aangeplant (1,5 x 1,5 m) en geleidelijk aan gedund, terwijl jonge populierenbestanden door het ruime plantverband (meestal ongeveer 10 x 10 m) aanvankelijk zeer ijl zijn en op dat moment veel minder strooisel produceren dan inheemse soorten. Hiermee rekening houdend zijn de hoeveelheden N en P die gemiddeld jaarlijks op de bodem terechtkomen vermoedelijk sterk vergelijkbaar tussen populieren en essen. De veronderstelling dat populieren via hun bladstrooisel aanzienlijk meer stikstof en fosfor op de bosbodem brengen en hierdoor de Grote brandnetel bevorderen, blijkt dus niet te kloppen.

1.5.1.1.2. De voorgeschiedenis

Hoewel reeds in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw populieren in bosverband werden aangeplant, was het toch vooral na 1945 dat op grote schaal landbouwkundig marginale gronden met populier werden bebost (De Keersmaeker *et al.* 2001). Populierenbossen zijn dus gemiddeld zeer recent ontstaan en dat heeft belangrijke bodemkundige implicaties. Zo blijkt uit een detailstudie in Muizenbos (De Keersmaeker *et al.* 2004) dat de bosleeftijd - d.i. het aantal jaren dat het bos bestaat - in een negatief verband staat tot de hoeveelheid fosfor in de

bodem (Fig. 1.4). Zeer recent ontstane bossen hebben veel P in de bodem; 19^{de} eeuwse bossen en permanent beboste locaties hebben daarentegen zeer lage fosforconcentraties in de bodem. De hoge fosforconcentraties in recente bebossingen zijn het gevolg van de zware bemesting die de voormalige landbouwgronden hebben ontvangen: P is in tegenstelling tot N weinig mobiel en accumuleert in de bodem bij overbemesting. Voor 1945 was de bemestingsdruk veel minder hoog en dit verklaart waarom in de bodem van oudere bebossingen minder P aanwezig is. Vermits de Grote brandnetel een fosforindicator bij uitstek is (Pigott 1971), verklaren die hoge fosforconcentraties zeker ten dele de dominantie van Grote brandnetel in veel recente populierenbossen. Van Slycken (1992) bijvoorbeeld, vond in populierenbossen van derde generatie een veel rijkere flora dan in populierenbossen van eerste generatie, waar een veel groter aandeel Grote brandnetel voorkwam. Dit fenomeen is overigens niet beperkt tot populierenbossen: Muys (1992) vond in jonge essenbossen vergelijkbare hoge brandnetelbiomassa's.

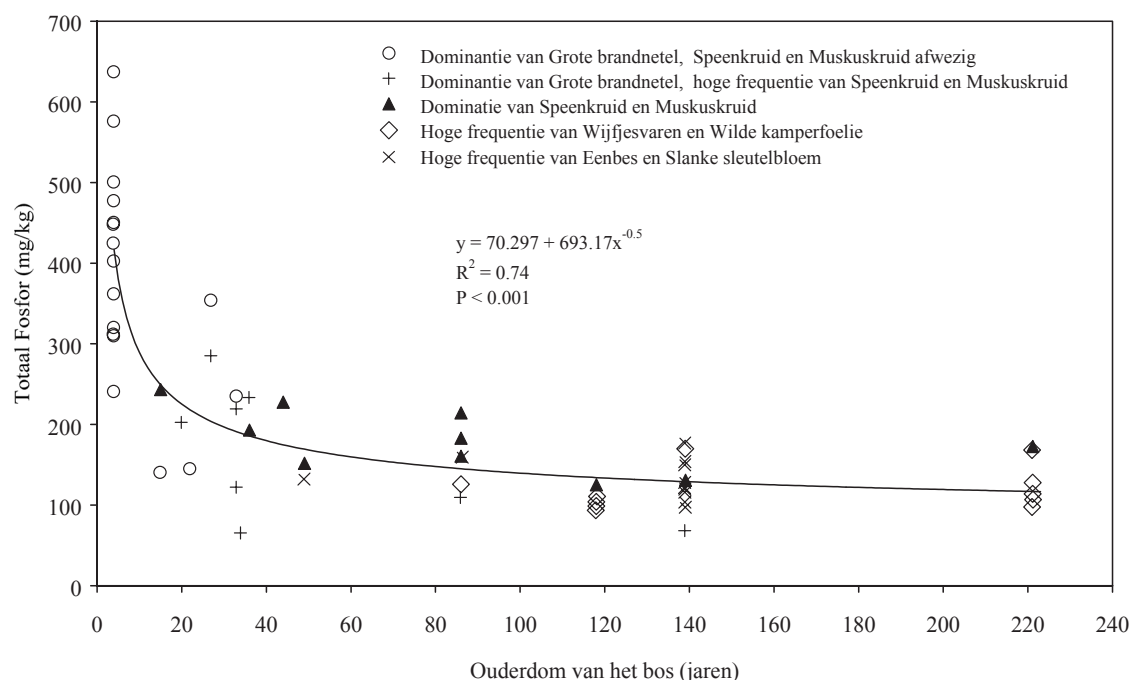


Fig. 1.4 Relatie tussen de bosleeftijd en het P-gehalte van de bodem in het Muizenbos, met aanduiding van de vegetatietypes (De Keersmaeker *et al.* 2004).

1.5.1.1.3. Isolatie

Veel recent ontstane populierenbossen liggen op grote afstand van bestaande bossen. Dit kan gedeeltelijk verklaren waarom de flora van populierenbossen minder goed ontwikkeld is dan die van essenbossen, die gemiddeld veel ouder zijn (Bos & Groen 2001b): de meeste bosplanten hebben een zeer beperkt dispersievermogen zodat de secundaire successie traag verloopt. Een goed voorbeeld is Bosanemoon, een schaduwtolerante bosplant waarvan in de literatuur aangenomen wordt dat ze bossen koloniseert met een snelheid van maximaal slechts 0,7 tot 0,8 meter per jaar (Bossuyt *et al.* 1999, Brunet & Von Oheimb 1998a, De Keersmaeker *et al.* 1999). De kruidlaag van geïsoleerde bossen worden dan ook in veel gevallen gedomineerd door soorten met een snelle zaadverbreiding, zoals de Grote brandnetel. De sterke dominantie van brandnetel vormt echter, net als de fosforaanrijkingen, geen onoverkomelijk obstakel voor de kolonisatie van het bos door bosplanten, alleen kunnen deze

aspecten de processen wel vertragen. Dit werd zowel in de praktijk (De Keersmaecker *et al.* 1999, 2004) als met behulp van introductieproeven (Verheyen & Hermy 2001) vastgesteld. Conclusie: het feit dat in veel populierenbossen geen bosplanten voorkomen heeft veeleer te maken met de afwezigheid van zaadbronnen dan wel met de concurrentie door Grote brandnetel, al speelt ook de laatste factor een (ondergeschikte) rol (Verheyen & Hermy 2002).

1.5.1.1.4. Drainage

De intensieve populierenteelt gaat vaak samen met vrij drastische drainages. Populieren staan optimaal op bodems waar van nature een elzen-vogelkersbos (*Alno-Padion*) thuishoort. Op nog nattere plaatsen, waar het grondwater permanent tot dicht tegen het maaiveld komt, kan populier alleen goed groeien mits een intensieve drainage. Dergelijke meestal venige bodems zijn van nature standplaatsen van broekbossen. De voorbije decennia is vaak geprobeerd deze 'waterzieke' gronden te valoriseren door ze te draineren (Fig. 1.5) en er populieren aan te planten. De verdroging die dit teweegbrengt vormt rechtstreeks een bedreiging voor vochtminnende soorten (freatofyten). In veengebieden kan ontwatering bovendien ook leiden tot mineralisatie van het veen, waardoor nutriënten (waaronder fosfor) versneld ter beschikking komen en eutrofiëring optreedt. Die verhoogde fosfor- en stikstofbeschikbaarheid maakt dan weer dat de Grote brandnetel en andere ruigtekruiden (Kleefkruid,...) zich kunnen uitbreiden. Recent is de wetgeving aangaande het draineren van bodems strenger geworden. In de Criteria Duurzaam Bosbeheer en de beheervisie van AMINAL Afd. Bos & groen staat dat bestaande oppervlakkige drainagesystemen slechts behouden kunnen blijven indien dit strikt noodzakelijk is voor het behoud van de stabiliteit en vitaliteit van het bosbestand en de hieraan verbonden natuurwaarden (MiNa 1998, Bos & Groen 2001a, CDB 2003). In uitzonderlijke gevallen kan bestaande drainage worden gewijzigd om andere functies te kunnen optimaliseren. Voor wijzigingen aan bestaande drainagesystemen is voortaan steeds een vergunning vereist, wat echter ook het nadeel inhoudt dat de goedkeuring van herstelmaatregelen wordt vertraagd. De aanleg van nieuwe drainagesystemen is vanaf nu nergens nog toegestaan (CDB 2003).



Fig. 1.5 Het graven van drainagegrachten heeft vaak desastreuze gevolgen voor bodem en kruidvegetatie.

1.5.1.1.5. Korte kapcycli, ruime plantafstanden en exploitatiewijze

De populierenteelt heeft een aantal specifieke kenmerken. Populieren worden niet alleen in een ruim verband geplant (8×8 m tot 10×10 m), ze groeien ook uiterst snel, waardoor de kapcycli veel korter zijn dan voor andere boomsoorten. De oudste euramerikaanse populierenklonen werden vaak pas gekapt na 40 tot 50 jaar, maar de daarop volgende generatie, zoals de nu nog talrijk aanwezige cultivar 'Robusta', zijn gemiddeld na 35 jaar kaprijp, terwijl de jongste interamerikaanse klonen zelfs al na 15 tot 20 jaar worden gekapt. Dit impliceert dat in populierenbossen veel frequenter verstoringen optreden dan in bossen waarin Gewone es domineert, met een gangbare bedrijfstijd van 80 jaar. De korte kapcycli en het ruime plantverband zorgen voor veel licht op de bosbodem (Fig. 1.6), wat de ontwikkeling van lichtminnende soorten bevordert. Wanneer de bodem bovendien rijk is aan fosfor, geeft dit aanleiding tot een dominantie van Grote brandnetel. Op niet-aangerijkte bodems kan de korte cyclus van populierenbossen echter ook positieve effecten hebben op lichtminnende soorten, vergelijkbaar met de invloed van een hakhoutstelsel, mits oordeelkundige exploitatie.



Fig. 1.6 Ruime plantafstanden zorgen ervoor dat het kronendak van populierenbossen een relatief open karakter heeft.

Een ander inherent kenmerk van de populierenteelt, is het kaalslagsysteem, waarbij alle bomen gelijktijdig worden geveld over een relatief grote oppervlakte (Fig. 1.7 en 1.8). Toch dient hier onmiddellijk aan toegevoegd dat de meeste populierenbestanden relatief klein zijn. De meeste recente populierenbestanden beslaan de oppervlakte van een kadastraal perceel, waarvan de gemiddelde oppervlakte begrepen ligt tussen 0,5 en 1 ha. Dit impliceert dat de beheerseenheden van populierenbossen vermoedelijk gemiddeld niet groter zijn dan die van beheerde, multifunctionele bossen met inheemse boomsoorten. Ook de exploitatiewijze, met

het gebruik van zware machines, verschilt niet wezenlijk van een regulier beheerd, multifunctioneel bos. Op de natte, vaak zware bodems waar de populieren zich meestal bevinden, zal een dergelijke exploitatiewijze echter veel meer schade aanrichten aan bodem (compactie, wijziging in de lucht/waterhuishouding, diepe spoorvorming) en vegetatie dan op drogere, meer zandige standplaatsen (Van Slycken 1992).

Bijkomend negatief punt is dat bij kaalslagen vaak weinig respect wordt betoond aan de onderetage en de kruidvegetatie. Het gebeurt dikwijls dat de onderetage bij de exploitatie van de populieren zwaar beschadigd wordt, wat voor een nog grotere lichtinval op de bosbodem zorgt, met een nog sterkere toename van ruigtekruiden zoals Grote brandnetel tot gevolg (Van Slycken 1992).



Fig. 1.7 en 1.8 Kaalslag van populierenbestanden te Gijzenzele (links) en te Wachtebeke (rechts).

Bij kaalslagen, zeker op grote schaal, kan dan ook moeilijk sprake kan zijn van een voor bosplanten noodzakelijk stabiel groeimilieu. Elke kapping resulteert voor de bosplanten in een stress-situatie (concurrentie, verhoogde lichtinval), waardoor de vegetatieontwikkeling vertraagd wordt. Voorbeelden van goed ontwikkelde vegetaties in populierenbossen zijn dan ook meestal te vinden in bossen met goed ontwikkelde onderetage, die de ruigtekruiden onderdrukt (De Keersmaecker et al. 2004). Een mogelijkheid is de onderetage voor de exploitatie af te zetten, zodat deze minder schade ondervindt van de exploitatie en daarna snel weer uitschiet.

1.5.1.1.6. Maaien, begrazing en pesticidengebruik

Onder heel wat populierenbossen komt een grazige vegetatie voor. Vaak gaat het om jonge en dus lichtrijke populierenbestanden die zijn aangeplant op voormalig grasland, waarin deze soorten nog vele jaren als een relict kunnen overblijven. Grassen zijn immers lichtminnende soorten met een grote concurrentiekracht, waardoor ze niet gemakkelijk overgroeid worden door ruigtekruiden of bosplanten. Toch zijn er ook oudere populierenbestanden waarin grassen domineren, wat meestal het gevolg is van een maa- of graasbeheer. In landbouwgebieden worden vaak schapen, paarden of koeien onder populieren gehouden, waardoor het geheel eerder als een weiland met bomen ('boomweide') te beschouwen is dan als een bos (Fig. 1.9). Een (jaarlijks) maaibeheer wordt door sommige privé-eigenaars toegepast om de als hinderlijk ervaren vegetatie binnen de perken te houden (Fig. 1.10). Beide beheersvormen hebben een tweeledig gevolg. Enerzijds wordt de verjonging van bomen en struiken sterk afgeremd, waardoor een grote hoeveelheid licht op de bodem valt. Anderzijds



Fig. 1.9 Onder veel populierenbossen in landbouwgebied vindt begrazing plaats, hier met schapen (Horebeke). Ze lijken meer op landbouwgronden, maar indien populier de hoofdfunctie is, vallen ze onder de bepalingen van het Bosdecreet (1990).



Fig. 1.10 Jaarlijks gemaaid populierenbos (Zandbergen).

worden maai- of graasgevoelige soorten onderdrukt (bijv. Grote brandnetel, maar ook de meeste bosplanten), ten voordele van meer tolerante soorten (hoofdzakelijk grassen en graslandsoorten). Dit wordt ook bevestigd door Laquerbe (1999, 2000), die experimenteel aantoonde dat het uitoefenen van een maai-beheer van gemiddelde intensiteit niet leidt tot een lagere soortenrijkdom, maar wel een verschuiving in de soortensamenstelling veroorzaakt naar eenjarige en tweejarige kruiden toe (Tabel 1.8). Eenzelfde effect is zichtbaar bij het gebruik van chemische onkruidbestrijders, wat ecologisch gezien absoluut niet te verantwoorden is. Sproeien binnen populierenbestanden gebeurt niet vaak meer, maar de inwaai van herbiciden aan de grens met landbouwpercelen blijft op sommige plaatsen toch een probleem.

Tabel 1.8 Vergelijking tussen een populierenaanplanting van 13 jaar oud die twee maal per jaar gemaaid wordt en een populierenaanplanting van 18 jaar oud die niet gemaaid wordt. De 10 meest voorkomende soorten en hun levensvorm zijn weergegeven (Laquerbe 1999).

Twee keer per jaar gemaaid			Niet gemaaid		
Soort	Levensvorm	Fytomassa (%)	Soort	Levensvorm	Fytomassa (%)
<i>Arrhenaterium elatius</i>	Hemicryptofyt (Overblijvend)	35	<i>Rubus caesius</i>	Overblijvend	41
<i>Agrostis stolonifera</i>	Overblijvend	12,2	<i>Cornus sanguinea</i>	Overblijvend	38,7
<i>Bromus sterilis</i>	Eenjarig	11,2	<i>Rubus ulmifolius</i>	Overblijvend	12,5
<i>Rubus caesius</i>	Overblijvend	8,8	<i>Equisetum telmateia</i>	Geofyt (Overblijvend)	2,5
<i>Galium aparine</i>	Eenjarig	7,1	<i>Circaea lutetiana</i>	Geofyt (Overblijvend)	2,5
<i>Poa trivialis</i>	Hemicryptofyt (Overblijvend)	6,8	<i>Quercus robur</i>	Overblijvend	1,1
<i>Lapsana communis</i>	Eenjarig	5,8	<i>Galega officinalis</i>		1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Hemicryptofyt (Overblijvend)	2,9	<i>Homalothecium sericeum</i>		0,2
<i>Geranium dissectum</i>	Eenjarig	1,9	<i>Clematis vitalba</i>	Overblijvend	0,2
<i>Bromus hordaceus</i>	Eenjarig	1,8	<i>Hedera helix</i>	Overblijvend	0,1

Wanneer het maai- of graasbeheer wordt stopgezet, dan wint de brandnetel veld op de grasvegetatie, wat door Muys (1992) experimenteel werd vastgesteld. Tezelfdertijd zal ook de kolonisatie door bossoorten pas dan op gang komen. Het stopzetten van maaien of begrazing is dus een noodzakelijke voorwaarde opdat zich een soortenrijke bosflora en een houtachtige onderetage zou kunnen ontwikkelen.

Tenslotte dient ook vermeld dat begrazing een risico inhoudt op beschadiging van de populieren zelf (eten van bladeren en afbijten van bast), vooral wanneer het jonge bomen betreft.

Er dient echter op gewezen dat eigenaars die een graasbeheer voeren (meestal landbouwers) de populieren vooral zien als een extra opbrengst bovenop de beweiding. Van dergelijke systemen mag dan ook niet meteen verwacht worden dat ze een hoge biodiversiteit hebben, maar de populieren vervullen er wel een rol in de verfraaiing van het landschap, net zoals de vele lijnbeplantingen in Zuid-Brabant en het Waasland. Indien het terrein aan de definitie bos voldoet, dan valt het onder de bepalingen van het Bosdecreet (1990).

1.5.1.2. Waardevolle bosvegetaties in populierenbossen

Uit het voorgaande kon reeds worden afgeleid dat de dominantie van Grote brandnetel in populierenbossen niet zozeer door de boomsoort zelf wordt veroorzaakt, maar wel een gevolg is van:

- de vaak jonge leeftijd van populierenbossen
- hun voorgeschiedenis van intensief landbouwgebruik die vaak gekenmerkt wordt door een aanrijking met fosfor
- hun vaak sterk geïsoleerde ligging
- de beheersmatige kenmerken van de populierenteelt die verdroging en mineralisatie in de hand werken en lichtrijke omstandigheden creëren:
 - drainage
 - ruim plantverband
 - korte kapcycli
 - kaalslag
 - gebrek aan respect voor de onderetage bij de exploitatie.

Om het eigenlijke effect van de boomsoort populier op de kruidvegetatie na te gaan, is een vergelijkend onderzoek met andere boomsoorten noodzakelijk. Dergelijk onderzoek vereist dat alle andere factoren die mogelijk een rol spelen, zoals bodemtype, voorgeschiedenis en isolatie, hetzelfde zijn voor de verschillende boomsoorten. Het spreekt voor zich dat dergelijke situaties bijzonder schaars zijn. Eén voorbeeld is te vinden in het bosreservaat Muizenbos te Ranst, waar De Keersmaecker & Muys (1995) de vergelijking maakten tussen een essenbestand en een populierenbestand op kalkrijke (pH tussen 6,5 en 7), fosforarme bodem. Beide bestanden hebben een volledig gelijke historiek inzake landgebruik, met een kortstondige ontbossing tussen 1778 en 1850 en een herbebossing voor 1865. Deze studie wordt verder besproken bij de detailstudies (Hoofdstuk 5) en wordt nog meer in detail uitgewerkt door eigen nieuw onderzoek.

Alleszins komt niet alleen in het essenbos, maar ook in het populierenbestand een zeer rijke flora voor, met onder andere Bosanemoon, Boskortsteel, bosviooltje, Boszegge, Eenbes, Gele dovenetel, Gevlekte aronskelk, Gewone salomonszegel, Gewone vogelmelk, Groot heksenkruid, Grote keverorchis, Hondsdraf, Klimop, Moerasspirea, Rode bes, Ruwe smele, Slanke sleutelbloem, Speenkruid en Zevenblad (Fig. 1.11 en 1.12).



Fig. 1.11 en 1.12 De vegetatie van het populierenbos in het Muizenbos te Ranst, met o.a. Speenkruid, Bosanemoon, Ruwe smele, Slanke sleutelbloem, Kruipend zenegroen, Boskortsteel, Gevlekte aronskelk, Rode bes, Eenbes, Groot heksenkruid, Gewone engelwortel en braam.

Deze casestudy bevestigt wat men ook elders vaak vaststelt (bijv. Verhaegen & Dendal 1996): de aanwezigheid en ontwikkeling van een waardevolle bosflora wordt zeker niet gehinderd door de aanwezigheid van populier, wel in tegendeel. Voorwaarde is uiteraard dat de populierenbestanden op een extensieve manier worden beheerd (zonder drainage, korte kapcycli, verzorgen en respecteren van de onderetage bij exploitatie,...).

1.5.1.3. Een bijzondere gast: de Maretak

Maretak (*Viscum album*) is een halfparasitaire plant, die op allerlei loofbomen groeit en in hoofdzaak verspreid wordt door de Grote lijster (*Turdus viscivorus*). De plant is in hoofdzaak gebonden aan lemige tot zandlemige bodems. Uit een studie van het ruilverkavelingsgebied van Jesseren bleek 70 % van de maretakken op populier voor te komen, de overige 30 % groeiden op appelaars (Stulens & Dupae 1994). Ook op wilg, Robinia, linde en meidoorn werden maretakken gevonden, maar het ging daarbij telkens slechts om enkele exemplaren. Dit duidt op het belang van de populier voor het behoud van de in Vlaanderen vrij zeldzame Maretak. Het verdient dan ook aanbeveling bomen die veel maretakken dragen te beschermen (Stulens & Dupae 1994). Omdat maretakken pas na 5 jaar bessen dragen, duurt het lang (20 tot 30 jaar) eer zich vanuit een enkel individu een grote kolonie met meerdere besdragende individuen kan vestigen en de planten vestigen zich bij voorkeur op oudere bomen. Populierenbestanden worden echter lang daarvoor al geveld. Het werken met oude variëteiten van populier, met een lange omlooptijd en behoud van oude bomen, is dan ook veel gunstiger voor het behoud van de Maretak.

1.5.1.4. Conclusies

Populier als boomsoort is niet ongeschikt voor het behoud en de ontwikkeling van een waardevolle bosflora. Bosexploitatietechnieken die vaak samengaan met populierenteelt (drainage, kaalslag, exploitatieschade, korte omlopen) kunnen een verruiging wel in de hand werken. Voor open vegetaties is het wegvallen van maai- of graasbeheer bij bebossing met populier verantwoordelijk voor het verdwijnen van soorten. Voor ruigtevegetaties (moerasspirearuigte, etc) is geleidelijk optredend lichtgebrek en de toenemende hoeveelheid strooisel de oorzaak van achteruitgang bij bebossing met populier.

1.5.2. Mossen en korstmossen

Oude populieren vormen een belangrijke gastheer voor epifytische mossen en korstmossen (Fig. 1.13). Cultuurpopulieren doen zeker niet onder voor autochtone populierensoorten: de epifytenflora die op canadapopulieren voorkomt is gelijkaardig aan degene die op Ratelpopulier, Schietwilg, Es en in mindere mate ook Gewone esdoorn wordt aangetroffen (Barkman 1958). Populieren beschikken immers over een ruwe schors, met veel spleten, die een ideaal substraat vormt voor epifyten. Bovendien is dit substraat vrij rijk aan kationen (basenrijk), gezien het basenrijke karakter van het stamafvloeiwat. Dit maakt de boomsoort interessanter voor de meeste epifyten dan bijvoorbeeld eik, die ook een ruwe schors heeft, maar vrij zuur is (Stieperaere, mond. med). De meeste mossen en korstmossen vereisen immers een neutrale tot licht alkalische pH, terwijl slechts een beperkt aantal soorten een zuur substraat verkiest. Margot (1965) bestudeerde de relatie tussen de epifytenflora van populieren en de leeftijd en ontwikkeling van de schors van de bomen. Jonge populieren, en de recente interamerikaanse klonen met hun gladdere schors zijn voor epifyten een stuk minder interessant (Fig. 1.14).



Fig. 1.13 en 1.14 Oudere klonen met ruwe schors (links) zijn interessanter voor epifyten dan de recente interamerikaanse klonen met gladdere schors (rechts).

Hoffman (1993) bestudeerde de epifytenflora van een groot aantal laanbomen van populier in Oost- en West-Vlaanderen en toonde aan dat deze een rijke epifytenflora bezitten, getuige de uitgebreide soortenlijst die in Tabel 1.9 tot 1.11 is weergegeven. Het aantal korstmossen is duidelijk groter dan het aantal mossen. De verklaring is dat mossen in het algemeen veel meer gebonden zijn aan vochtige, min of meer getemperde milieus dan de meeste korstmossen, waardoor ze, indien ze al epifytisch groeien, dit vaak uitsluitend of bij voorkeur doen in gesloten bossen of struwelen (Hoffman 1993). De studie kon dan ook geen volledig beeld schetsen van de totale epifytenflora die in Vlaanderen op populier voorkomt omdat:

1. Noord-Brabant, Antwerpen en Limburg niet bemonsterd werden
2. op duinbossen na geen bossen geïnventariseerd werden.

Een Rode lijst van mossen en korstmossen voor Vlaanderen bestaat momenteel nog niet.

Tabel 1.9 Epifytische mossen in Oost- en West-Vlaanderen op vrijstaande geëxposeerde bomen (Hoffman 1993).

Mossen	
<i>Amblystegium serpens</i> (Gewoon pluisdraadmos)	<i>Orthodontium lineare</i> (Geelsteeltje, 'Mospest')
<i>Aulacomnium androgynum</i> (Gewoon knopjesmos)	<i>Orthotrichum affine</i> (Gewone haarmuts)
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Gewoon dikkopmos)	<i>Orthotrichum diaphanum</i> (Grijze haarmuts)
<i>Bryum capillare</i> (Gedraaid knikmos)	<i>Orthotrichum lyelli</i> (Broedknop-haarmuts)
<i>Cololejeunea minutissima</i> (-)	<i>Radula complanata</i> (Spatellevermos, Schijfjesmos)
<i>Cryphaea heteromalla</i> (Vliermos)	<i>Tortula laevipila</i> (Boomsterretje)
<i>Frullania dilatata</i> (Helm-roestmos)	<i>Tortula papillosa</i> (Nerfbroedkorrelsterretje)
<i>Homalothecium sericeum</i> (Gewoon zijdemo)	<i>Tortula virescens</i> (Uitgerand muursterretje)
<i>Hypnum cupressiforme</i> s.l. (Gewoon klauwtjesmos)	<i>Ulota crispa</i> (incl. <i>Bruchii</i>) (Trompet-/Klokkroesmos)
<i>Leskea polycarpa</i> (uiterwaardmos)	<i>Ulota phyllantha</i> (Broedkorrel-kroesmos)
<i>Metzgeria furcata</i> (Bleek boomvorkje)	

Tabel 1.10 Epifytische korstmossen in Oost- en West-Vlaanderen op vrijstaande geëxposeerde bomen (Hoffman 1993). Soorten gemarkeerd met (*) zijn waarnemingen van de Vlaamse Werkgroep Bryologie (VWB) en Hoffman zelf tijdens individuele excursies.

Korstmossen	
<i>Anapthychia ciliaris</i>	<i>Opegrapha niveoatra</i>
<i>Anisomeridium juistense</i>	<i>Opegrapha varia</i> f. <i>diaphora</i> (*)
<i>Arthonia radiata</i>	<i>Opegrapha vermicellifera</i>
<i>Bacidea rubella</i>	<i>Parmelia acetabulum</i>
<i>Buellia punctata</i>	<i>Parmelia caperata</i>
<i>Caloplaca citrina</i>	<i>Parmelia glabratula</i> (s.l.)
<i>Candelaria concolor</i>	<i>Parmelia elegantula</i>
<i>Candelariella aurella</i>	<i>Parmelia exasperatula</i>
<i>Candelariella vitellina</i>	<i>Parmelia laciniatula</i>
<i>Candelariella xanthostigma</i>	<i>Parmelia pastillifera</i>
<i>Calicium viride</i> (*)	<i>Parmelia perlata</i>
<i>Chaenotheca carthusiae</i> (*)	<i>Parmelia revoluta</i>
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (*)	<i>Parmelia saxatilis</i>
<i>Chaenotheca trichialis</i> (*)	<i>Parmelia subaurifera</i>
<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>
<i>Cladonia fimbriata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
<i>Cliostomum griffithii</i>	<i>Parmelia tiliacea</i>
<i>Diploicia cabnescens</i>	<i>Pertusaria pertusa</i>
<i>Evernia prunastri</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>
<i>Fellhanera subtilis</i>	<i>Phlyctis argena</i>
<i>Haematomma ochroleucum</i> var. <i>Poryphyrium</i>	<i>Physica adscendens</i>
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	<i>Physica caesia</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Physica dubia</i>
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	<i>Physica stellaris</i>
<i>Lecania cyrtella</i>	<i>Physica tenella</i>
<i>Lecania fuscella</i>	<i>Physica tribacea</i>
<i>Lecanora carpinea</i>	<i>Physconia distorta</i>
<i>Lecanora chlarotera</i>	<i>Physconia enteroxantha</i>
<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Physconia grisea</i>
<i>Lecanora dispersa</i> (s.l.)	<i>Porina aenea</i>
<i>Lecanora expallens</i>	<i>Pseudevernia furfuracea</i>
<i>Lecanora hagenii</i>	<i>Ramalina farinacea</i>
<i>Lecanora muralis</i>	<i>Ramalina fastigiata</i>
<i>Lecanora subfuscata</i>	<i>Ramalina fraxinea</i>
<i>Lecanora subrugosa</i>	<i>Rinodina exigua</i>
<i>Lecanora umbrina</i>	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>
<i>Lecidella elaeochroma</i>	<i>Trapeliopsis granulosa</i>
<i>Lecidella elaeochroma</i> f. <i>soralifera</i>	<i>Usnea</i> sp.
<i>Lepraria incana</i>	<i>Xanthoria candelaria</i>
<i>Micarea prasina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>
<i>Opegrapha atra</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i>
<i>Opegrapha cinerea</i>	

Tabel 1.11 Andere epifytische Cryptogamen in Oost- en West-Vlaanderen op vrijstaande geëxposeerde bomen (Hoffman 1993).

Andere Cryptogamen	
CHLOROPHYTA	ASCOMYCETES
<i>Desmococcus olivaceus</i>	<i>Hysterium angustatum</i>
<i>Trentepohia umbrina</i>	

1.5.3. Fungi

Ook voor paddestoelen blijkt populier een interessante boomsoort, al werd hier totnogtoe weinig onderzoek naar verricht (Ruben Walley, mond. med.). Vooral bij oudere klonen in schrale, grazige milieus, alsook in oudere bossen op vochtige bodem, waar de omzetsnelheid zeer hoog ligt, kan de mycoflora uitbundig zijn en worden hoge soortenaantallen genoteerd.

Heel wat mycorrhiza-soorten zijn uitsluitend gebonden aan populier en bepaalde wilgensoorten, sommige zelfs bijna uitsluitend aan populier (bv. Populierridderzwam, Populiermelkzwam, Harde populierboleet, Populierzijdetruffel, Witte populierzwam, Bleke borstelkurkzwam). Populieren- en wilgenhout hebben ook heel wat houtzwammen gemeen, die niet of minder vaak op andere substraten groeien. Zo groeit de zeldzame en fraaie Wollige bundelzwam enkel op kernhout van populier. In westelijk Vlaanderen vormt populier de belangrijkste gastheer voor de Gewone tonderzwam, die op haar beurt zorgt voor dood staand hout, substraat voor spechten, en diverse invertebraten.

In Duitsland gebeurde een studie, waarbij de evolutie van de mycoflora op boomstronken van populier (*Populus x canadensis*) gedurende 10 jaar werd gevolgd (Runge 1981, 1985). Zoals ook bij andere boomsoorten het geval is bleek er een ecologische successie voor te komen, waarbij 3 afbraakfasen te onderscheiden zijn (beginfase, optimale fase en eindfase), telkens met hun typische soorten (Tabel 1.12).



Fig. 1.15 Gewone glimmerinktzwam (*Coprinus micaceus*) op dood populierenhout.



Fig. 1.16 Gewone tonderzwam (*Fomes fomentarius*) op dood populierenhout.

Tabel 1.12 Successie van houtbewonende fungi op 9 rottende boomstronken van *Populus x canadensis* gedurende 10 jaar (Runge 1981, 1985).

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
<i>Chondrosteum purpureum</i>	*	*	*								
<i>Cylindrobasidium evolvens</i>	*	*	*	*							
<i>Peziza micropus</i>	*	*	*	*	*						
<i>Myxomyceta spp</i>		*	*	*			*				
<i>Hyphomyceta spp</i>		*	*	*	*						
<i>Epicoccum purpurascens</i>			*								
<i>Cerophora solaris</i>			*								
<i>Scutellinia scutellata</i>			*	*	*	*					
<i>Ascocoryne sarcoides</i>			*	*	*	*	*				
<i>Sphaerobolus stellatus</i>			*	*		*					
<i>Lasiosphaerida spermoides</i>			*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Xylaria hypoxylon</i>			*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dacrymyces stillatus</i>				*	*	*	*		*		
<i>Coprinus disseminatus</i>				*	*	*	*	*			
<i>Flammulina velutipes</i>				*	*	*	*				
<i>Lasiosphaeria hirsuta</i>					*	*		*	*		
<i>Armillaria mellea</i>					*	*	*	*	*	*	
<i>Calocera cornea</i>					*	*	*				
<i>Cyathus striatus</i>					*	*	*	*	*		
<i>Coprinus laanii</i>					*	*	*	*	*	*	?
<i>Ustulina deusta</i>						*					
<i>Clitocybe gibba</i>						*	*				
<i>Scutellinia cervorum</i>			?	?	?	?	*		*		
<i>Lycogala epidendrum</i>							*	*	*	*	*
<i>Mycena supina</i>							*	*	?	*	*
<i>Paxillus involutus</i>							*				
<i>Polydesmia pruinosa</i>								*	*	*	*
<i>Gloecystidiellum lactescens</i>											*
<i>Chaetosphaerella phaestroma</i>											*
<i>Coprinus atramentarius</i>								*	*		
<i>Pluteus atricapillus</i>									*	*	*
<i>Mycena vitilis</i>										*	

Het aantal soorten zwammen dat op populieren kan voorkomen is veel groter dan de soorten die in deze lijst voorkomen. Onderzoek van 100 liggende en 23 staande dode stammen van Trilpopulier in Noorwegen leverde maar liefst 198 soorten fungi op, waarvan 7 rodelijstsoorten (Andersen & Ryvarden 1999). Ook cultuurpopulieren kunnen een groot aantal soorten herbergen.

Recent gebeurde in Vlaanderen een studie naar fungi op staande en liggende dode populierenstammen in 8 verschillende gebieden (Van Audenhove 2004). De lijst van soorten die werden aangetroffen is weergegeven in (Tabel 1.13). Voor Vlaanderen is nog geen Rode lijst van houtzwammen beschikbaar, wel voor Nederland (Arnolds & van Ommering 1996). Op basis van deze lijst en 'best professional judgement' werden 18 kandidaat Rodelijstsoorten geselecteerd, gemarkeerd met (*) in Tabel 1.13. Drie soorten betreffen eerste vondsten in Vlaanderen, namelijk *Crepidotus subverrucisporus*, *Scopuloides leprosa* en *Hydropus scabripes*.

Op de website van de Stichting Populier (www.populierenland.com) wordt ook een beperkte lijst gepresenteerd van soorten die als symbiont (ectomycorrhiza), parasiet en/of saprofiet aan populieren gebonden zijn.

Tabel 1.13 Lijst van fungi aangetroffen op dood populierenhout in 8 gebieden in Vlaanderen (Van Audenhove 2004). Soorten gemarkeerd met (*) zijn kandidaat Rode-lijstsoorten.

<i>Alnicola striatula</i>	<i>Hydropus scabripes</i> (*)	<i>Phellinus conchatus</i> (*)
<i>Antrodiella romellii</i> (*)	<i>Hyphoderma "Hentic 9312"</i>	<i>Phlebia radiata</i>
<i>Armillaria lutea</i>	<i>Hyphoderma argillaceum</i>	<i>Phlebiella vaga</i>
<i>Armillaria mellea</i> s. l.	<i>Hyphoderma obtusum</i>	<i>Phleogena faginea</i> (*)
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	<i>Hyphoderma praetermissum</i>	<i>Pholiota alnicola</i>
<i>Ascocoryne sarcoides</i>	<i>Hyphoderma puberum</i>	<i>Pholiota populnea</i>
<i>Athelia epiphylla</i>	<i>Hyphodontia alutaria</i>	<i>Physisporinus sanguinolentus</i>
<i>Athelia neuhoffii</i>	<i>Hyphodontia arguta</i>	<i>Pleurotus ostreatus</i>
<i>Athelopsis glaucina</i>	<i>Hyphodontia breviseta</i>	<i>Pluteus cervinus</i>
<i>Auricularia mesenterica</i>	<i>Hyphodontia nespori</i>	<i>Pluteus ephebeus</i>
<i>Bjerkandera adusta</i>	<i>Hyphodontia sambuci</i>	<i>Pluteus hispidulus</i> (*)
<i>Bjerkandera fumosa</i>	<i>Hypholoma fasciculare</i>	<i>Pluteus nanus</i>
<i>Botryobasidium aureum</i>	<i>Hypholoma subericaeum</i>	<i>Pluteus plautus</i>
<i>Botryobasidium conspersum</i>	<i>Hypochnicium punctulatum</i> (*)	<i>Pluteus podospileus</i>
<i>Botryobasidium subcoronatum</i>	<i>Hypochnicium sphaerosporum</i>	<i>Pluteus salicinus</i>
<i>Calocera cornea</i>	<i>Hypochnicium vellereum</i> (*)	<i>Pluteus umbrosus</i>
<i>Ceriporia purpurea</i> (*)	<i>Hypoxylon rubiginosum</i>	<i>Polyporus badius</i>
<i>Ceriporia viridans</i> (*)	<i>Inocybe cincinnata</i> var. <i>cincinnata</i>	<i>Polyporus brumalis</i>
<i>Ceriporiopsis mucida</i> (*)	<i>Inocybe geophylla</i> var. <i>lilacina</i>	<i>Polyporus squamosus</i>
<i>Ceriporiopsis resinascens</i> (*)	<i>Inocybe species 1</i>	<i>Polyporus varius</i>
<i>Cerocorticium confluens</i>	<i>Inocybe species 2</i>	<i>Psathyrella cernua</i>
<i>Chondrostereum purpureum</i>	<i>Inocybe species 3</i>	<i>Psathyrella olympiana</i>
<i>Clitopilus hobsonii</i>	<i>Inonotus radiatus</i>	<i>Psathyrella pygmaea</i>
<i>Clitopilus scyphoides</i>	<i>Laccaria laccata</i>	<i>Psathyrella spadicea</i>
<i>Collybia confluens</i>	<i>Lactarius tabidus</i>	<i>Resupinatus applicatus sensu lato</i>
<i>Collybia cookei</i>	<i>Lasiosphaeria ovina</i>	<i>Rhodotus palmatus</i> (*)
<i>Copocybe brunnea</i>	<i>Lentinus tigrinus</i>	<i>Rickenella fibula</i>
<i>Coprinus atramentarius</i>	<i>Megacollium platyphylla</i>	<i>Rickenella swartzii</i>
<i>Coprinus disseminatus</i>	<i>Megalocystidium lactescens</i>	<i>Rosellinia aquila</i>
<i>Coprinus laanii</i> (*)	<i>Melanophyllum haematospermum</i>	<i>Schizopora flavipora</i>
<i>Coprinus micaceus sensu stricto</i>	<i>Merismodes anomalus</i>	<i>Schizopora radula</i>
<i>Coprinus xanthothrix</i>	<i>Mycena abramsii</i>	<i>Scopuloides hydroides</i>
<i>Coriolopsis trogii</i>	<i>Mycena adscendens</i>	<i>Scopuloides leprosa</i> (*)
<i>Cortinarius species 1</i>	<i>Mycena alba</i> (*)	<i>Scopuloides septocystidiata</i>
<i>Cortinarius species 2</i>	<i>Mycena arcangeliana</i>	<i>Sebacina epigaea</i>
<i>Crepidotus cesatii</i>	<i>Mycena erubescens</i> (*)	<i>Sebacina incrustans</i>
<i>Crepidotus luteolus</i>	<i>Mycena filopes</i> (Bull.: Fr.) P.Kumm.	<i>Simocybe centunculus</i>
<i>Crepidotus mollis</i>	<i>Mycena galericulata</i>	<i>Simocybe rubi</i>
<i>Crepidotus subverrucisporus</i> (*)	<i>Mycena galopus</i>	<i>Sistotrema brinkmannii</i>
<i>Crepidotus versutus</i>	<i>Mycena haematopus</i>	<i>Sistotrema coroniferum</i>
<i>Cristinia helvetica</i>	<i>Mycena hiemalis</i>	<i>Sistotrema sernanderi</i>
<i>Cylindrobasidium laeve</i>	<i>Mycena olida</i> (*)	<i>Steccherinum fimbriatum</i>
<i>Dacrymyces stillatus</i>	<i>Mycena pseudocorticola</i>	<i>Stereum subtomentosum</i>
<i>Delicatula integrilla</i>	<i>Mycena sanguinolenta</i>	<i>Stropharia aeruginosa sensu stricto</i>
<i>Entoloma rhodopolium</i> f. <i>nidorosum</i>	<i>Mycena speirea</i>	<i>Subulicystidium longisporum</i>
<i>Exidiopsis grisea</i>	<i>Mycena vitilis</i>	<i>Tomentella ellisii</i>
<i>Flammulina velutipes</i>	<i>Mycoacia aurea</i>	<i>Tomentella sublilacina</i>
<i>Fomes fomentarius</i>	<i>Mycoacia uda</i>	<i>Trametes gibbosa</i>
<i>Galerina marginata</i>	<i>Nemania serpens</i>	<i>Trametes pubescens</i>
<i>Galerina nana</i>	<i>Oligoporus floriformis</i> (*)	<i>Tremella mesenterica</i>
<i>Ganoderma lipsiense</i>	<i>Oligoporus subcaesius</i>	<i>Tubaria furfuracea</i> s.l.
<i>Gloeocystidiellum porosum</i>	<i>Oligoporus tephroleucus</i>	<i>Tubaria hiemalis</i>
<i>Granulobasidium vellereum</i>	<i>Oxyporus obducens</i>	<i>Tubaria romagnesiana</i>
<i>Hebeloma mesophaeum</i>	<i>Paxillus filamentosus</i>	<i>Tyromyces chioneus</i>
<i>Hebeloma velutipes</i>	<i>Peniophora lycii</i>	<i>Xerocomus chrysenteron</i>
<i>Helicobasidium brebissonii</i>	<i>Peziza micropus</i>	<i>Xylaria hypoxylon</i>
<i>Hirneola auricula-judae</i>	<i>Peziza succosa</i>	<i>Xylaria polymorpha</i>

1.5.4. Insecten

Uit het onderzoek van Kennedy & Southwood (1984) blijkt dat het geslacht *Populus*, met een 200-tal soorten, een gemiddelde positie innemen wat betreft soortenrijkdom aan bladetende insecten. Dat cijfer is vergelijkbaar met els en Hazelaar. Op wilgen, berken en eiken komen

heel wat meer soorten voor, maar op Gewone es, Haagbeuk en Gewone esdoorn zijn het er dan weer veel minder. Delplanque (1998) vermeldt 663 insectensoorten uit 75 genera die geassocieerd zijn met het geslacht *Populus* (Tabel 1.14).

Een inventaris van soortspecifieke insecten (Heydemann 1982) toont dat het geslacht *Populus* relatief hoog scoort in verhouding tot andere boomgenera: ze nemen een gemiddelde plaats in (Tabel 1.15). De soortenrijkdom voor populier is beduidend lager dan voor eik, wilg, berk en Beuk, maar hoger dan voor olm, els, Haagbeuk, Linde, es, Boskers en esdoorn. Gelijkaardige cijfers werden gepubliceerd door Carter *et al.* (1979): *Populus* 97 soorten, wilg 266, Zwarte els 90 en Gewone es 41.

Populier scoort dus relatief goed ten opzichte van andere boomsoorten die in valleigebieden voorkomen, zoals es of els. Volgens Hondong (1994) is het geslacht *Populus* in Duitsland gastheer voor 20 bedreigde soorten boktorren; voor els is dat 15, voor es slechts 6. Voor de bedreigde soorten nachtvlinders geldt hetzelfde patroon: op populier komen 14 soorten voor, terwijl op els en es respectievelijk 5 en 1 soorten te vinden zijn (Hondong 1994). Voor wat het aantal soorten *Lepidoptera* in het algemeen betreft, zou *Populus* de derde plaats innemen na *Prunus* en *Salix* (Rotach 2003). Casale *et al.* (1993) tenslotte vonden dat de soortenrijkdom en abundantie van loopkevers in populierenbossen vergelijkbaar is met die van alluviale bossen, op voorwaarde dat ze in de buurt van deze bossen worden aangeplant en dat wordt afgezien van grootschalige monoculturen. Vermeldenswaardig is ook dat een dichte onderetage de diversiteit aan insecten vergroot. Verder is voor bepaalde soorten het voorkomen van dikke bomen van belang, zoals voor de Reuzenhoutwesp (*Sirex gigas*) en de wilgehoutrups (*Cossus cossus*) (Fig. 1.17). Voor een meer uitgebreide bespreking van de insectenfauna die op populier voorkomt wordt naar het rapport van Rotach (2003) doorverwezen.



Fig. 1.17 Wilgehoutrups (*Cossus cossus*), een algemene gast in de stamvoet van populieren en wilgen.

Belangrijke bemerking

In hoeverre deze bevindingen, die vaak gerelateerd zijn aan inheemse populierensoorten ook voor cultuurpopulieren gelden is niet duidelijk. Volgens Rotach (2003) wijzen de beschikbare gegevens er op dat de meeste insectensoorten gespecialiseerd zijn op genusniveau en niet op

soortniveau, wat zou betekenen dat er geen verschil is qua insectenrijkdom tussen de inheemse populieren en de cultivars. De verschillen in bladstructuur en schors tussen de verschillende klonen en inheemse populieren zullen echter allicht een rol spelen en er zijn aanwijzingen dat er inderdaad een verschil is. De Kleine weerschijnvlinder (*Apatura ilia*) bijvoorbeeld zet haar eieren niet alleen af op de ratelpopulier maar ook op de bladeren van Canadese populierhybriden. De bladeren hiervan zijn echter zo dik dat de jonge rupsen ze niet kunnen eten en verhongeren. Het gevolg is dat de soort flink in aantal vermindert (<http://www.ecologischgroen.be/bib/insecten.html>). Jacobs & De Bruyn (1997) wijzen er ook op dat het vervangen van semi-natuurlijke bossen door aanplantingen van exoten een sterke achteruitgang van de zeldzame soorten in collembolengemeenschappen veroorzaakt.

Tabel 1.14 Insecten geassocieerd met het geslacht *Populus* (Delplanque 1998).

Familie	Aantal soorten geassocieerd met populier	Familie	Aantal soorten geassocieerd met populier
<i>Scolytidae</i>	11	<i>Cepidae</i>	1
<i>Buprestidae</i>	16	<i>Cimicidae</i>	3
<i>Cerambycidae</i>	17	<i>Tenthredinidae</i>	22
<i>Chrysomelidae</i>	30	<i>Vespoidea</i>	1
<i>Curculionidae</i>	56	<i>Apidae</i>	1
<i>Lucanidae</i>	2	<i>Thysanopteridae</i>	9
<i>Melonthidae</i>	5	<i>Cicadoidae</i>	3
<i>Rutelidae</i>	4	<i>Flatidae</i>	1
<i>Meloidae</i>	1	<i>Cercopidae</i>	3
<i>Nymphalidae</i>	5	<i>Membracidae</i>	2
<i>Neptculidae</i>	10	<i>Cicadelidae</i>	24
<i>Cossidae</i>	2	<i>Aphididae</i>	28
<i>Cochlididae</i>	1	<i>Otheziidae</i>	1
<i>Lyonetidae</i>	1	<i>Pseudococcidae</i>	1
<i>Gracillariidae</i>	8	<i>Coccidae</i>	6
<i>Phyllocnistidae</i>	3	<i>Diaspididae</i>	9
<i>Oecophoridae</i>	4	<i>Pentatomidae</i>	8
<i>Coleophoridae</i>	3	<i>Coreidae</i>	2
<i>Galechiidae</i>	3	<i>Tingidae</i>	1
<i>Yponomeutidae</i>	2	<i>Lygaeidae</i>	5
<i>Sesiidae</i>	3	<i>Miridae</i>	6
<i>Tortricidae</i>	43	<i>Tetranychidae</i>	3
<i>Cochylidae</i>	1	<i>Eriopyidae</i>	9
<i>Pyrilidae</i>	3	<i>Phytoseiidae</i>	32
<i>Lasiocampidae</i>	6	<i>Coccinellidae</i>	10
<i>Attacidae</i>	1	<i>Carabidae</i>	10
<i>Thyatridae</i>	4	<i>Staphylinidae</i>	1
<i>Geometridae</i>	27	<i>Chrysopidae</i>	1
<i>Sphingidae</i>	2	<i>Hemerbiidae</i>	1
<i>Notodontidae</i>	19	<i>Syrphidae</i>	4
<i>Lymantriidae</i>	7	<i>Sphecidae</i>	64
<i>Arctiidae</i>	3	<i>Formicidae</i>	6
<i>Noctuidae</i>	32	<i>Pentatomidae</i>	2
<i>Agromyzidae</i>	7	<i>Nabidae</i>	3
<i>Cecidomidae</i>	24	<i>Reduviidae</i>	1
<i>Panphiliidae</i>	2	<i>Anthocoridae</i>	5
<i>Xiphidriidae</i>	1	<i>Miridae</i>	4
<i>Sicidae</i>	1	Totaal	663

Tabel 1.15 Aantal soortspecifieke insecten op enkele boomsoorten en –genera in Engeland (Heydemann 1982).

Boomsoort	Aantal soorten
<i>Quercus spp</i>	298
<i>Salix spp</i>	218
<i>Betula spp</i>	164
<i>Pinus sylvestris</i>	162
<i>Picea abies</i>	150
<i>Fagus sylvatica</i>	100
<i>Populus spp</i>	88
<i>Ulmus spp</i>	79
<i>Alnus spp</i>	61
<i>Carpinus betulus</i>	59
<i>Abies alba</i>	58
<i>Tilia spp</i>	57
<i>Larix spp</i>	50
<i>Fraxinus excelsior</i>	47
<i>Prunus avium</i>	31
<i>Acer spp</i>	24
<i>Ilex aquifolium</i>	1

Allegro & Sciaky (2003) onderzochten de diversiteit van *Coleoptera* en *Carabidae* in populierenbossen en kwamen tot de vaststelling dat de diversiteit van deze bodembewonende kevers hoog was in vergelijking met natuurlijke alluviale bossen, hoewel de kwaliteit van de soortengemeenschappen sterk verschilde: onder populier kwamen zowel soorten van open gebieden als bossoorten voor, terwijl in de alluviale bossen eerder bosgebonden soorten voorkwamen. De soortensamenstelling bleek niet gecorreleerd met variabelen als habitatype of leeftijd van de bomen.

1.5.5. Andere invertebraten

Ook op het vlak van andere invertebraten scoren populierenbossen vrij goed in vergelijking met andere bossen. Muys (1993) onderzocht de regenwormenfauna onder verschillende boomsoorten en vond 17 soorten onder cultuurpopulier (2 proefvlakken), 16 onder Gewone es (2 proefvlakken), 15 onder Zwarte els (1 proefvlak) en 12 onder Zomerlinde (1 proefvlak), terwijl onder Zomereik (5 proefvlakken) slechts 7 soorten werden geteld. Hierbij dient wel opgemerkt dat het gaat om bestanden met zeer verschillende historiek en bodemkenmerken. Populieren hebben een mineralenrijk bladstrooisel, dat zeer geapprecieerd wordt door tal van micro-organismen. Hierdoor breekt het strooisel zeer snel af en geeft het een neutrale mullhumus.

1.5.6. Amfibieën

Omtrent de verspreiding van amfibieën in populierenbossen is nog maar weinig onderzoek verricht. Een aantal soorten zijn wel met regelmaat aan te treffen in populierenbossen, zoals de Bruine kikker (Fig. 1.18), de Gewone pad, Kleine watersalamander, Alpenwatersalamander en Vuursalamander (Robert Jooris mond. med.). Al deze dieren zijn sterk van water afhankelijk. Het feit dat in vele populierenbossen drainagegrachten voorkomen en dat populieren gevoelig zijn voor windworp, waarbij vaak poelen ontstaan in wortelkuilen (Fig. 1.19), kan opportuniteiten bieden voor deze soortengroep.



Fig. 1.18 Bruine kikker in een populierenbos in de Dijlevallei.



Fig. 1.19 Poelen ontstaan in wortelkuilen vormen een ideaal biotoop voor amfibieën.

1.5.7. Zoogdieren

Ook over deze soortengroep zijn maar weinig literatuurgegevens te vinden. Populierenbossen vormen vaak een (al dan niet tijdelijke) verblijfplaats voor een groot aantal kleine en middelgrote zoogdieren, die ook in andere bossen voorkomen. Voor veel zoogdieren is vooral de structuur van het bos belangrijk en niet zozeer de boomsoort. Bepaalde kritische soorten zullen slechts kunnen voorkomen indien aan een aantal randvoorwaarden is voldaan. Een goed voorbeeld zijn vleermuizen, die oude bomen met holtes vereisen. Gezien de jonge leeftijd waaraan populieren gekapt worden is het voorkomen van vleermuizen vaak beperkt tot oude aftakelende populierenbestanden die om bepaalde redenen niet zijn gekapt. De snelle groei van populieren kan als een voordeel worden gezien, omdat op korte tijd dikke bomen kunnen verkregen worden met een geschikt biotoop (holten en schors).

1.5.8. Avifauna

De avifauna van populierenbossen werd in Europa al bestudeerd in Zwitserland (Zollinger & Genoud 1979), Midden-België (Schmitz 1986), Vlaanderen (Van Gossum *et al.* 2001, Butaye *et al.* 2003), Frankrijk (Pont 1987) en Engeland (Prater 1993). Uit deze studies blijkt dat in populierenbossen een vrij groot aantal vogelsoorten kan voorkomen, waaronder vele als broedvogel. Prater (1993) vermeldt voor populierenbossen in Engeland 47 soorten als broedvogel. De Meirsman (1995) telde alleen al 26 soorten broedvogels in de populierenbossen van het Haachts Broek. Butaye *et al.* (2003) telden zelfs 57 soorten broedvogels in 95 populierenbossen in de Dijlevallei.

1.5.8.1. Factoren die de soortensamenstelling van de avifauna in populierenbossen beïnvloeden

De soortensamenstelling van de avifauna in bossen is afhankelijk van een aantal factoren, die hierna kort besproken worden.

1.5.8.1.1. Invloed van de bosoppervlakte

Een belangrijke factor die het voorkomen van vogels in bossen beïnvloedt is de bosoppervlakte (Schmitz 1986, Van Elegem 1997, Butaye *et al.* 2003). Het aantal aanwezige

soorten neemt duidelijk toe met stijgende oppervlakte (Tabel 1.16), omdat bepaalde soorten een groot biotoop vereisen om in hun voedingsbehoeften te kunnen voorzien. Ook speelt de aanwezigheid van een leefbare populatie een belangrijke rol in de bepaling van de minimumoppervlakte. In kleine populierenbossen is slechts een beperkt aantal soorten aanwezig, voornamelijk duiven en enkele algemeen voorkomende kleine zangvogels. Wielewaal, Spreeuw en Boomkruiper duiken volgens Schmitz doorgaans pas op in bossen met een minimale oppervlakte van 3 ha. Nog grotere aaneengesloten oppervlaktes worden vereist door Buizerd en Appelvink (≥ 15 ha voor de laatste). De lijst van Schmitz (1986) is wel vatbaar voor kritiek: Koekoek en Grote lijster zijn niet echt bosvogels. Zo is de laatste eerder gebonden aan open landschappen waarin grote bomen voorkomen. Ook Geelgors is eerder een soort van omliggende open habitats, die weliswaar van boomopslag op kapvlaktes en gevarieerde bosranden gebruik maakt bij het foerageren en/of broeden.

Tabel 1.16 Aanwezigheid van vogelsoorten in populierenbossen in functie van de totale bosoppervlakte (Schmitz 1986).

<i>Columba palumbus</i> (Houtduif)	
<i>Prunella modularis</i> (Heggenmus)	
<i>Hippolais icterina</i> (Spotvogel)	
<i>Sylvia atricapilla</i> (Zwartkop)	
<i>Phylloscopus collybita</i> (Tijftjaf)	
<i>Turdus merula</i> (Merel)	
<i>Turdus philomelos</i> (Zanglijster)	
<i>Emberiza citrinella</i> (Geelgors)	
<i>Fringilla coelebs</i> (Vink)	
<i>Corvus corone</i> (Zwarte kraai)	
-- <i>Phasianus colchicus</i> (Fazant)	
-- <i>Streptopelia turtur</i> (Tortelduif)	
-- <i>Sylvia borin</i> (Tuinfluiter)	
-- <i>Erithacus rubecula</i> (Roodborst)	
-- <i>Parus montanus</i> (Matkopmees)	
-- <i>Troglodytes troglodytes</i> (Winterkoninkje)	
<i>Parus major</i> (Koolmees)	
<i>Muscicapa striata</i> (Gauwe vliegenvanger)	
<i>Turdus pilaris</i> (Kramsvogel)	
<i>Cuculus canorus</i> (Koekoek)	
<i>Certhia brachydactyla</i> (Boomkruiper)	
<i>Sturnus vulgaris</i> (Spreeuw)	
<i>Oriolus oriolus</i> (Wielewaal)	
<i>Dendrocopos major</i> (Grote bonte specht)	
<i>Buteo buteo</i> (Buizerd)	
<i>Turdus viscivorus</i> (Grote lijster)	
<i>Coccothraustes</i>	
<i>coccothraustes</i>	
(Appelvink)	
0,5	1,0
2,0	3,0
6,0	9,0
15,0	

Oppervlakte in ha (logaritmische schaal).

1.5.8.1.2. Invloed van kruidlaag en struiklaag

Van Gossum *et al.* (2001) onderzochten de avifauna van de Dijlevallei, De Kruibeekse polder en de Kalkense meersen. Zij vonden dat een aantal vegetatietypes, die onder populier kunnen aangetroffen worden, een aantrekkingskracht uitoefenen op bepaalde vogelsoorten. Zo zijn Bosrietzanger en Grasmus in ijle populierenbestanden afhankelijk van de aanwezigheid van

goed ontwikkelde ruigtes met schaarse of afwezige struiklaag. De Kleine karekiet, die relatief specifieke biotoopeisen stelt, en volledig afhankelijk is van vochtige standplaatsen, komt geregeld voor in rietruigtes onder populier. De Sprinkhaanzanger, die een voorkeur heeft voor moerasspirearuigtes met verspreide struiken, kan in jonge, voldoende open populierenbossen voorkomen wanneer dit vegetatietype onder de bomen aanwezig is. Dit zijn hoofdzakelijk broedvogels van ruigtes en/of halfopen struwelen. Bij een sterke kroonsluiting of een dichte struiklaag verdwijnen deze soorten uit het matuurer wordende boscossysteem. Zwartkop en Tuinfluiter daarentegen verkiezen een goed ontwikkelde struiklaag.

Net als de kruidlaag is ook de struiklaag van belang voor de avifauna. In jonge populierenbossen wordt de soortensamenstelling zelfs voornamelijk bepaald door de diversiteit en dichtheid van de struiklaag. Dit is door meerdere factoren te verklaren (De Meirsmen 1995):

- Een soortenrijke struiklaag geeft een gediversifieerd voedselaanbod (zaden, vruchten en insecten)
- Een hoge structuurdiversiteit zorgt voor veel broedgelegenheid
- Een dichte struiklaag verhoogt de dekking, omdat in een monotone rijenaanplanting de zichtbaarheid voor predatoren veel hoger is (galerijeffect)

Vooraf diverse bosvogelsoorten foerageren en/of broeden in dit stratum.

De populieren zelf spelen nog weinig of geen rol zolang het kronendak niet gesloten is en fungeren volgens De Meirsmen (1995) in dit stadium louter als zangpost. Fig. 1.20 geeft de soortensamenstelling van de avifauna weer in functie van de ontwikkelingsfase van een jong populierenbestand (Schmitz 1986). De figuur geeft een beeld van een zeer theoretisch successiemodel dat sterk benaderd wordt bij een rigoureuze wijze van populierenbeheer, waarbij bij de exploitatie van de populieren drastisch de struiklaag mee verwijderd wordt, maar in werkelijkheid kan de situatie licht tot sterk afwijken en kan een schaarse tot dichte struiklaag overblijven.

Na de exploitatie resteert een mozaïekstructuur die bestaat uit stukken naakte bodem, kruidachtige vegetatie en stobben, waartussen de volgende generatie populieren wordt aangeplant. In dergelijk open milieu kunnen een aantal broedvogels uit de omringende weiden en velden voorkomen, zoals Patrijs, Graspieper en Grauwe gors, hoewel deze zeldzaam zijn geworden. Zodra de struiklaag opnieuw opschiet en de open plekken vult, verdwijnen deze soorten opnieuw, maar duiken een aantal andere vogels op (Winterkoninkje, Sprinkhaanzanger, Zanglijster,...), die de lage struiken als zangpost gebruiken. Bij de sluiting van het kronendak verdwijnen ook weer een aantal van deze soorten, terwijl het aantal typische bosvogels toeneemt. Bij Boompieper dient hier een kanttekening te worden gemaakt: het is eerder een pioniersoort die open ruimte verkiest, maar weliswaar enkele relatief hoge bomen als zangpost nodig heeft (vermoedelijk kwam deze soort hierdoor in een groep met meer uitgesproken of bosgebonden soorten terecht).

<i>Fringilla coelebs</i> (Vink)
<i>Hippolais icterina</i> (Spotvogel)
<i>Anthus trivialis</i> (Boompieper)
<i>Phylloscopus trochilus</i> (Fitis)
<i>Parus montanus</i> (Matkopmees)
<i>Cuculus canorus</i> (Koekoek)
<i>Columba palumbus</i> (Houtduif)
<i>Streptopelia turtur</i> (Zomertortel)
<i>Phylloscopus collybita</i> (Tjiftjaf)
<i>Sylvia atricapilla</i> (Zwartkop)
<i>Sylvia borin</i> (Tuinfluiter)
<i>Erithacus rubecula</i> (Roodborst)
<i>Phasianus colchicus</i> (Fazant)
<i>Troglodytes troglodytes</i> (Winterkoninkje)
<i>Locustella naevia</i> (Sprinkhaanzanger)
<i>Acrocephalus palustris</i> (Bosrietzanger)
<i>Sylvia communis</i> (Grasmus)
<i>Turdus merula</i> (Merel)
<i>Turdus philomelos</i> (Zanglijster)
<i>Emberiza citrinella</i> (Geelgors)
<i>Emberiza schoeniclus</i> (Rietgors)
<i>Carduelis cannabina</i> (Kneu)
<i>Prunella modularis</i> (Heggenmus)
<i>Perdix perdix</i> (Patrijs)
<i>Anthus pratensis</i> (Graspieper)
<i>Miliaria calandra</i> (Gauwe gors)



Fig. 1.20 Soortensamenstelling van de avifauna van een jong populierenbestand in functie van de ontwikkelingsfase (Schmitz 1986).

Een voorname conclusie is dat de meest structuurrijke populierenbossen de grootste avifaunawaarde hebben, omdat in deze bossen het grootste aantal niches voorkomt (Schmitz 1986, Van Elegen 1997, Van Gossum *et al.* 2001). In het kader van de evaluatie van beheermaatregelen mag daarom gesteld worden dat de permanentie van de onderetage gedurende de opeenvolgende kapcycli van groot belang is voor het broedvogelbestand in populierenbossen, in het bijzonder voor de typische bosgebonden soorten. In veel gevallen wordt de onderetage voor de exploitatie van de populieren gekapt, waarna deze opnieuw uitschiet. Het laatste stadium van de kapcyclus is daarom voor vogels het meest interessant. Het aanhouden van langere kapcycli is voor vogels een gunstige maatregel, omdat de voor hen geschikte fase dan langer duurt. Het voeren van een jaarlijks maaibeheer staat de ontwikkeling van een onderetage in de weg en is af te raden.

1.5.8.1.3. Invloed van de boomleeftijd

Waar in jonge populierenbestanden de soortensamenstelling van de avifauna volledig wordt bepaald door de onderetage (zie hoger), spelen vanaf het moment van de kroonsluiting ook de bomen een rol in de avifaunasamenstelling. Verschillende vogelsoorten zijn volstrekt gebonden aan het boombestand en komen dus alleen in volwassen populierenbestanden (>25 jaar) voor (Tabel 1.17). De reden is dat deze soorten afhankelijk zijn van oude bomen voor hun nestplaats of hun voedselvoorziening. Zo broeden bijvoorbeeld Holenduif, Pimpelmees, Kauw, Spreeuw (Fig. 1.21), Boomkruiper (Fig. 1.22) en Bosuil in holtes in oude populieren. Boomkruiper is bijvoorbeeld afhankelijk van relatief oude bomen met een ruw schorsoppervlak en bouwt vaak zijn nest achter losgekomen boomschors (Van Elegem, 1997). De Kleine en de Grote bonte specht (Fig. 1.23) maken in dode of zieke bomen niet alleen nestholtes, maar zoeken er ook hun voedsel in (Opdam & Schotman 1986).

Andere soorten die in volwassen populierenbestanden broedkolonies kunnen vormen zijn Blauwe reiger en Aalscholver.

Normaal gezien gebeurt de kapping van een populierenbos bij een leeftijd van 20 tot 30 jaar, afhankelijk van de cultivar. Dit betekent dat oude, aftakelende bomen niet voorkomen, waardoor het vogelbestand in veel populierenbossen noodgedwongen onvolledig is. De meest zeldzame vogelsoorten in populierenbossen, namelijk Wielewaal en Kleine bonte specht, verschijnen bijvoorbeeld maar op het moment dat de populieren de leeftijd bereiken waarop ze normaal gezien worden gekapt. Opdat ook deze gespecialiseerde soorten een kans zouden hebben is het aanhouden van langere bedrijfstijden en het bewaren van een voldoende groot volume staand dood hout een absolute vereiste. Een nieuw element is dat de oudere klonen recent door de houtverwerkende industrie minder geapprecieerd worden dan de nieuwe sneller groeiende variëteiten (Linda Meiresonne, mond. med.). Dit heeft tot gevolg dat heel wat bestanden niet gekapt worden en zo toch de vervalphase kunnen bereiken, wat voor soorten van oude bestanden een voordeel is.

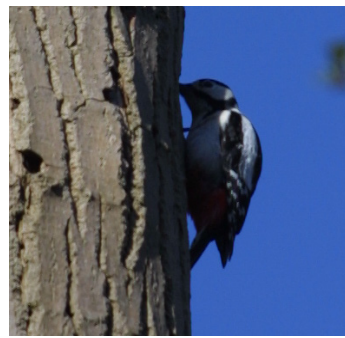
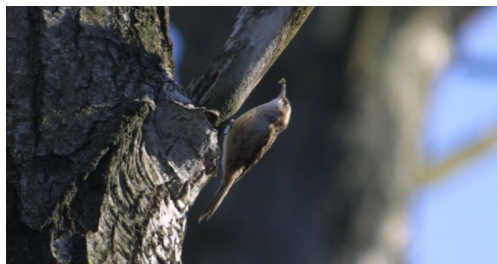
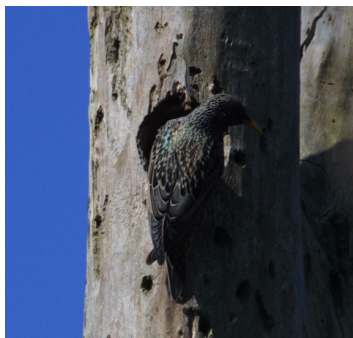


Fig. 1.22 Midden: Boomkruiper
(Verloren bos, Lokeren).



Fig. 1.21 Linksonder en –boven: Spreeuwen
gebruiken soms oude spechtengaten in dode
populierenstammen als nestgelegenheid (Verloren
bos, Lokeren).

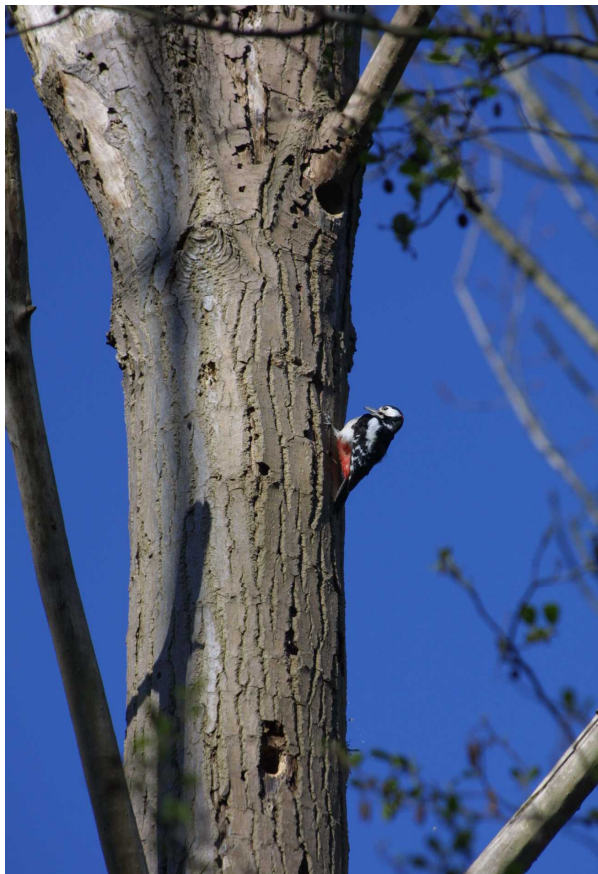


Fig. 1.23 Rechtsonder en –boven: Grote bonte
specht voor zijn nestholte in een dode populier
(Verloren bos, Lokeren). Foto's: Patrick
Vanhopplinus.

Tabel 1.17 Voorkomen van een aantal vogelsoorten in functie van de bosleeftijd voor populierenbossen met onderetage en gesloten kronendak (Schmitz 1986).

<i>Phasianus colchicus</i> (Fazant)				
<i>Troglodytes troglodytes</i> (Winterkoninkje)				
<i>Turdus merula</i> (Merel)				
<i>Turdus philomelos</i> (Zanglijster)				
<i>Prunella modularis</i> (Heggenmus)				
<i>Emberiza citrinella</i> (Geelgors)				
<i>Sylvia borin</i> (Tuinfluiter)				
<i>Erithacus rubecula</i> (Roodborst)				
<i>Cuculus canorus</i> (Koekoek)				
<i>Columba palumbus</i> (Houtduif)				
<i>Streptopelia turtur</i> (Zomertortel)				
<i>Phylloscopus collybita</i> (Tjiftjaf)				
<i>Sylvia atricapilla</i> (Zwartkop)				
<i>Anthus trivialis</i> (Boompieper)				
<i>Phylloscopus trochilus</i> (Fitis)				
<i>Parus montanus</i> (Matkopmees)				
<i>Hippolais icterina</i> (Spotvogel)				
<i>Fringilla coelebs</i> (Vink)				
<i>Oriolus oriolus</i> (Wielewaal)				
<i>Turdus viscivorus</i> (Grote lijster)				
<i>Turdus pilaris</i> (Kramsvogel)				
<i>Corvus corone</i> (Zwarte kraai)				
<i>Muscicapa striata</i> (Gauwe vliegenvanger)				
<i>Parus major</i> (Koolmees)				
<i>Dendrocopos major</i> (Grote bonte specht)				
<i>Parus caeruleus</i> (Pimpelmees)				
<i>Certhia brachydactyla</i> (Boomkruiper)				
<i>Sturnus vulgaris</i> (Spreeuw)				
<i>Passer montanus</i> (Ringmus)				
<i>Columba oenas</i> (Holenduif)				
<i>Corvus monedula</i> (Kauw)				
<i>Strix aluco</i> (Bosuil)				
<i>Dendrocopos minor</i> (Kleine bonte specht)				
<i>Sitta europaea</i> (Boomklever)				
0	10	20	30	Leeftijd (jaar)
Aanplanting	Kroonsluiting		Exploitatie	

1.5.8.1.4. Invloed van de bosomgeving

De nabijheid van open veld heeft een invloed op de aanwezigheid en de abundantie van bepaalde vogelsoorten. Voor kritische soorten van structuurrijk open tot halfopen habitat zoals Rietgors en Sprinkhaanzanger blijkt bij hun aanwezigheid in jong en ijl populierenbos de aanwezigheid van voldoende hoogkwalitatief open habitat in de omgeving noodzakelijk (Van Gossum *et al.* 2001).

Butaye *et al.* (2003) wijzen er op dat ook de nabijheid van grote oude boscomplexen voor bepaalde soorten van belang kan zijn (bijvoorbeeld Boomklever). De aanwezigheid van menselijke bewoning heeft weinig of geen invloed op bosgebonden soorten.

Isolatie, gekoppeld aan de gemiddeld kleine oppervlakte van geïsoleerde bossen, is een belangrijke verklarende factor voor de verarmde avifauna in populierenbossen. Het negatief effect van de bosversnippering vertaalt zich op grote ruimtelijke schaal op soortniveau en treft vooral soorten uit de hogere niveaus van de voedselketen, die vaak een relatief groot territorium nodig hebben. Volgens Forman *et al.* (1976) zou een minimale oppervlakte van 40 ha nodig zijn om de meeste bosvogels te kunnen herbergen. Ander studies wijzen op nog veel hogere oppervlaktecijfers (bijvoorbeeld Tomialojc & Wesolowski 1990).

1.5.8.2. Vergelijking met andere loofbossen

Schmitz (1986) en Van Gossum *et al.* (2001) vonden dat de avifauna van populierenbossen vergelijkbaar kan zijn met die van andere loofbossen van dezelfde oppervlakte, op voorwaarde dat de bossen een hoge structuurdiversiteit bezitten. De aanwezigheid van een gevarieerde en goed ontwikkelde onderetage is hierbij een belangrijk element. De gegevens van De Meirsmen (1995) tonen een vergelijkbaar maar iets genuanceerder beeld: in oudere populierenbossen (boomleeftijd 10-20 jaar) komen meer soorten broedvogels voor dan in gemengd loofhout, maar de dichtheid van het totaal aantal broedkoppels is in de populierenbossen beduidend lager (Tabel 1.18). Hierbij dient opgemerkt dat de onderzochte oppervlakte gemengd loofhout veel kleiner is dan de onderzochte oppervlakte populier. Ook Späth (1981), Handke & Handke (1982) en Späth & Gerken (1985) stelden een iets lagere soortenrijkdom vast in structuurarme, monoclonale populierenbossen dan in natuurlijke alluviale bossen (Tabel 1.19). Dit is evenwel een gevaarlijke vergelijking, vermits in populierenbossen vaak drainage wordt toegepast, met een gewijzigde abiotiek tot gevolg. Bovendien speelt mogelijk ook de exploitatiewijze een rol.

Tabel 1.18 Soortenaantallen en dichtheden van broedvogels per habitatype in het Haachts Broek, gebaseerd op cijfers uit 1990 (De Meirsmen 1995). Aard van de onderetage: W = weiland, K = kruidachtige onderetage, H = houtachtige onderetage, G = geen onderetage.

Habitatype	Oppervlakte	Dichtheid territoria / 10 ha	Aantal soorten
<u>Populier 0-4j</u>			
W	1,4	34,7	4
K	9,0	26,6	10
H	6,8	10,3	6
<u>Populier 5-9j</u>			
W	0,6	0	0
K	1,9	37,5	5
H	10,98	40,7	14
<u>Populier 10-20j</u>			
W	0,8	24,0	2
K	5,9	30,6	11
H	34,0	44,9	24
<u>Gemengd LH</u>			
G	2,4	61,5	8
H	4,7	99,6	17
<u>Ruigtevegetatie</u>			
G	4,8	35,8	6
K	0,3	110,3	2
H	2,4	33,1	7
<u>Naaldhout</u>			
	1,4	163,7	9

Tabel 1.19 Aantal vogelsoorten in alluviale bossen en populierenbossen in Duitsland (Späth 1981, Handke & Handke 1982, Späth & Gerken, 1985).

Bostype	Aantal soorten	Oppervlakte (ha)	Auteurs
Querco-Ulmetum	36-40	11-12	Späth 1981
<i>Querco-Ulmetum</i>	32	12	
<i>Querco-Ulmetum</i> met populier	25	9	
<i>Querco-carpinetum</i>	31-35	9-10	
<i>Salicetum-albae</i>	35-36	10-15	
Populier	20	13	
Populier met onderetage	26-29	10-15	
Populier met onderetage	15	4,4	
<i>Querco-Ulmetum</i>	48	20,5	Handke & Handke 1982
<i>Salicetum-albae</i> , zelden overstroomd	43	7,7	
<i>Salicetum-albae</i> , regelm. overstroomd	35	3,9	
Populier	33	23,0	
<i>Querco-Ulmetum</i>	32-40	38,7	Späth & Gerken 1985
<i>Salicetum-albae</i>	35-36	25	
<i>Ulmo-carpinetum</i>	31-35	19	
Populier	5-29	23	

1.5.8.3. Typische vogels van populierenbossen

Er zijn geen vogels waarvan het voorkomen alleen beperkt is tot populierenbossen. Vogels waarvan populierenbossen een belangrijk deel van de Vlaamse populatie herbergen zijn:

- De Wielewaal, die een zekere voorkeur blijkt te hebben voor oude populierenbossen (Schmitz 1986, Prater 1993, Verhaegen & Dendal 1996), omdat deze een substituuat vormen voor zijn zo goed als verdwenen natuurlijke habitat, de alluviale bossen met volgroeide bomen.
- De Kramsvogel, een soort die vrij recent zijn areaal naar het westen uitbreidde en in Vlaanderen een voorkeur voor valleibossen in een open tot halfopen landschap vertoont, broedt zeer frequent in populierenbossen.
- De Kleine bonte specht, die broedt in dode dikke takken en hoge dichtheden kan halen in bossen waar veel zieke en dode dikke populieren voorkomen.

1.5.8.4. Conclusies

Voor vogels is, samen met de bosoppervlakte en de bosomgeving, de bosstructuur sterk bepalend voor soortenrijkdom en dichtheden: structuurrijke bossen, met sterke gelaagdheid, dichte onderetage, goed ontwikkelde kruidlaag en menging van kleinere en zeer zware bomen, holle bomen en dood hout zijn duidelijk soortenrijker (zie ook Opdam & Schotman 1986, Philippona *et al.* 1983, Van Elegem 1997).

Volgende maatregelen worden dan ook als gunstig voor de broedvogelpopulatie ervaren (Opdam & Schotman 1986, Van Elegem 1997):

- Het aanbrengen van meer heterogeniteit in de kroonlaag (dus een geleidelijke omvorming naar gemengd loofhout)
- Het vergroten van het aandeel dood hout (door bomen ouder te laten worden en/of door bomen te ringen)
- Spontane verjonging van bomen en struiken stimuleren of eventueel een struiklaag aanplanten

- Afzien van grote kaalslagen (enkele bomen op stam laten kan de stabiliteit van het vogelbestand reeds sterk vergroten)
- Bijzondere aandacht schenken aan het behoud van bijzondere structuurelementen zoals bronnen, poelen, vennen, oude rabatstructuren, enz

Voor populier gelden deze algemene stellingen eveneens. Dit blijkt ook uit onderzoek van Van Gossum *et al.* (2001):

- Mits duidelijke randvoorwaarden (dikke oude bomen, voldoende dood hout, grote oppervlakte, evt. bosrijke omgeving) kan de bosvogelgemeenschap van populierenbossen die van een structuurrijk loofbos benaderen. Meestal is dit echter niet verzoenbaar met het gangbaar gehanteerde beheer in populierenbossen (korte omlooptijden, kaalslagsysteem).
- Kritische soorten van open vegetaties (bijvoorbeeld rodelijstsoorten als Sprinkhaanzanger en Rietgors) kunnen tijdelijk in jonge populierenbossen voorkomen, maar op termijn verdwijnen deze opnieuw.

1.5.9. Relatie tussen biodiversiteit en bosstructuur

Eerder bleek reeds dat een gevarieerde bosstructuur, van jonge en oude bestanden met een goed ontwikkelde onderetage van groot belang is voor een soortenrijke avifauna (zie 1.4.8.). In ongelijkjarige bestanden is ook de diversiteit aan arthropoden beduidend hoger (Rotach 2003). Grote monoclonale populierenbossen hebben volgens Rotach (2003) een beduidend lagere soortenrijkdom dan natuurlijke alluviale bossen, precies door hun geringe structuurdiversiteit in het horizontaal en vertikaal vlak.

1.6. SPONTANE OPSLAG IN POPULIERENBOSSEN

In populierenbossen kan een gevarieerde natuurlijke verjonging voorkomen, die met succes kan worden benut om het populierenbos om te vormen tot een structuurrijk gemengd loofbos. Zo werd in een eerste generatie populierenbos in Zoetermeer na 20 jaar al een gevarieerde onderetage gevonden, met alle kenmerken van het plaatselijk natuurlijk voorkomende essen-iepenbos (Prins 1997). Lust *et al.* (2001) onderzochten 175 populierenbossen in de streek rond Gavere-Oosterzele op de aanwezige verjonging van bomen en struiken. Tabel 1.20 toont de frequentie van de weergevonden soorten.

Vooraf typische soorten van alluviale bossen (es, Zwarte els) en andere soorten die relatief snel worden verbreid door vogels (Zomereik, Vlier, Hazelaar, meidoorn, Boskers) of door de wind (berk, esdoorn) maken deel uit van de natuurlijke verjonging. In slechts 5 van de populierenbossen (<1 %) bleek geen spontane verjonging voor te komen. Het gemiddelde stamtal van de verjonging bedroeg 1600 bomen per ha.

Deze cijfers moeten gerelativeerd worden omdat de bossen hier zodanig gekozen werden dat alle leeftijdsklassen (gaande van oud bos tot recente aanplantingen van eerste generatie) even goed vertegenwoordigd waren. In werkelijkheid komt een dergelijke evenredige verdeling niet voor en hebben we een zeer groot aantal recent ontstane populierenbossen en een beperkt aandeel oude bossen (>68 % is jonger dan 100 jaar). Vermits het voorkomen van natuurlijke verjonging in bossen gelinkt is aan de bosleeftijd (hoe ouder het bos hoe meer soorten bomen en struiken erin voorkomen), impliceert dit dat deze studie geen representatief beeld geeft van het Vlaamse bos. Wanneer we de gegevens vergelijken met de verjonging in Vlaamse populierenbossen (gebaseerd op de Vlaamse bosinventaris, AMINAL Afd. Bos & Groen

2001b), dan zien we dat in de meeste jonge bossen weinig of geen verjonging aanwezig is. In 60 % van de populierenbossen komen bomen of struiken in de onderetage voor, in slechts 35 % komen zaailingen van bomen of struiken voor (Tabel 1.21).

Tabel 1.20 Frequentie van bomen en struiken in 175 Vlaamse populierenbestanden (Lust *et al.* 2001).

Soort	Frequentie (% van de bossen)	Gemiddeld aantal individuen over alle bossen (N/ha)
<i>Sambucus nigra</i>	86	543
<i>Quercus robur</i>	69	43
<i>Fraxinus excelsior</i>	64	220
<i>Alnus glutinosa</i>	57	174
<i>Corylus avellana</i>	51	160
<i>Crataegus monogyna</i>	49	48
<i>Salix alba</i>	28	42
<i>Acer pseudoplatanus</i>	33	72
<i>Prunus avium</i>	31	36
<i>Betula pendula</i>	29	25
<i>Viburnum opulus</i>	28	17
<i>Ribes rubrum</i>	23	21
<i>Salix caprea</i>	20	14
<i>Ulmus spp</i>	20	69
<i>Sorbus aucuparia</i>	18	29
<i>Populus cv</i>	16	38
<i>Cornus sanguinea</i>	9	83
<i>Prunus serotina</i>	8	8
<i>Prunus spinosa</i>	6	4
<i>Frangula alnus</i>	6	2
<i>Quercus rubra</i>	6	8
<i>Carpinus betulus</i>	5	8
<i>Euonymus europaeus</i>	4	1
<i>Ilex aquifolium</i>	4	2
<i>Fagus sylvatica</i>	2	1
<i>Sambucus laciniata</i>	2	1
<i>Prunus padus</i>	1	2
<i>Ribes uva-crispa</i>	1	0
<i>Acer campestre</i>	1	1

Tabel 1.21 Voorkomen van zaailingen in Vlaamse populierenbossen (Vlaamse bosinventaris).

Soort	Frequentie (% van de bossen)
Vlier	19,6
Es	6,5
Esdoorn	4,9
wilg	4,3
Zomereik	4,3
Meidoorn	3,8
Hazelaar	2,7
Zwarte els	2,2
Boskers	1,6
Kornoelje	1,6
Berk	1,1
Gelderse roos	1,1
Populier	1,1
Vuilboom	1,1
Am. Vogelkers	0,5
Duindoorn	0,5
Haagbeuk	0,5
Totaal	35,3

Hieruit kunnen we besluiten dat onder optimale omstandigheden wel een gevarieerde natuurlijke verjonging kan voorkomen, maar dat die in veel gevallen omwille van allerlei redenen (isolatie, jonge leeftijd, ongunstige bodemomstandigheden,...) achterwege blijft.

Of de verjonging ook voldoende is voor een geslaagde omvorming hangt af van de doelstellingen van de omvorming (Lust *et al.* 2001). Wanneer een homogeen bestand met een hoge economische waarde beoogd wordt, dan is de verjonging alleen in een zeer beperkt aantal gevallen bruikbaar. Wanneer echter een natuurlijker bos met een menging van verschillende boom- en struiksoorten het doel is, dan zijn de mogelijkheden groter. Een probleem voor sommige geïsoleerde bossen is dat in eerste instantie alleen de Vlier erin slaagt het bos te koloniseren en vaak de gehele struiklaag gaat domineren. In dat geval kan de verjonging van andere bomen en struiken gedurende lange tijd uitblijven. Een mogelijke oplossing is dan een deel van de vlierstruiken te kappen en een tussenplanting uit te voeren met de gewenste soorten, als vorm van gefusioneerde verjonging.

1.7. CONCLUSIES

Op basis van de verzamelde literatuurgegevens worden hier enkele conclusies kort samengevat:

- De commerciële populierenteelt is zeer moeilijk te verzoenen met behoud en ontwikkeling van natuurwaarden. De korte omlooptijden, homogene gelijkjarige bestanden, zware exploitatieschade, en drainage die er vaak mee gepaard gaan, brengen de kwetsbare en ecologisch zeer waardevolle ecosystemen waar ze vroeger werden ingebracht (natte soortenrijke graslanden, alluviale bossen) zware schade toe. Ook aanplantingen op intensieve landbouwgronden krijgen, bij een klassiek beheer, niet de mogelijkheid om te ontwikkelen tot ecologisch waardevolle ecosystemen.
- Dit betekent echter niet dat de populieren als boomsoort zelf de oorzaak zijn van de schadelijke effecten die ermee geassocieerd worden. De dominantie door Grote brandnetel, en andere ruigtekruiden heeft alles te maken met het hoge nutriënten- en vooral fosforgehalte van de bodems waarop ze aangeplant zijn (bij aanplantingen op voormalig intensieve landbouwgrond), en met de bodemverstoringen en lichtrijke situaties (door de ruime plantafstanden en korte omlooptijden) die gebruikelijk zijn bij populierenteelt.
De populier als boomsoort op zich is niet schadelijk, en biedt interessante perspectieven voor de ontwikkeling van een soortenrijke bosvegetatie: het bladstrooisel breekt snel af en is rijk aan basische kationen, waardoor een actieve mullhumus ontstaat en verzuring wordt tegengegaan. In die zin is de boomsoort vergelijkbaar met Gewone es. Dit resulteert in een bodem die bijzonder geschikt is voor de vestiging van bosplanten.
- Ook vele andere soorten (vogels, invertebraten, fungi,...) kunnen in populierenbossen voorkomen. De vaak geringe structuurdiversiteit zorgt er echter voor dat de soortenrijkdom in de meeste populierenbossen lager is dan in andere loofbossen.
- In tal van populierenbossen komt een gevarieerde verjonging voor van inheemse bomen en struiken. Deze biedt potenties naar omvorming toe.
- De ecologisch gunstige eigenschappen maken populieren zeer geschikt voor een ecologisch verantwoorde startbebossing van landbouwgronden, die de inleiding kan vormen voor een standplaatseigen gemengd loofbos.

2. BASISSTATISTIEK OP NIVEAU VLAANDEREN

Er bestaat geen basisstatistiek over de actuele ecologische waarde van populierenbossen in Vlaanderen. In feite is dus niet geweten hoe het met de ecologische waarde van de Vlaamse populierenbossen is gesteld, wat het moeilijk maakt om beheermaatregelen te evalueren. Uitgaande van gegevens die op een systematische manier over heel Vlaanderen zijn verzameld, werd een basisstatistiek uitgewerkt.

2.1. MATERIAAL EN METHODEN

2.1.1. Selectie van de proefvlakken

Voor de selectie van een basisdataset van populierenbossen werd uitgegaan van de databank van de Vlaamse bosinventaris. Deze databank bevat bosbouwkundige gegevens over alle punten van een systematisch grid van $0,5 \times 1$ km die binnen bos zijn gelegen (Bos & Groen 2000). In totaal gaat het om meer dan 3000 punten. Op alle punten werden een groot aantal bosbouwkundige variabelen opgemeten. Op de helft van de locaties (meetnet 1×1 km) werden bijkomend vegetatieopnames gemaakt en op 1/8 van de punten (meetnet 2×2 km) werden bodemstalen genomen.

Uit de totale dataset van de Vlaamse bosinventaris dienden eerst alle proefvlakken gelegen in populierenbossen te worden geselecteerd. Omdat de Gewone es bodemkundig dezelfde amplitude heeft en in feite als de inheemse tegenhanger op de standplaatsen van de populier te beschouwen is, werd besloten ook de essenbossen mee te nemen in de selectie, met de bedoeling een vergelijking tussen beide boomsoorten mogelijk te maken. Als selectie criterium werd vooropgesteld dat de bestudeerde boomsoorten een minimumaandeel van het totale grondvlak in het bestand dienden te vertegenwoordigen:

- 80 % voor populier
- 20 % voor es

Er werd niet uitgegaan van de dominantie of een minimale bedekking van de bomen in de bovenetage, omdat anders de zeer jonge bosbestanden, waar de bedekking nog laag is door de geringe kroonomvang, buiten de selectie zouden vallen. Voor es werd 20 % als criterium genomen i.p.v. 80 % es, omdat het aantal plots waarin es een hoog aandeel in het grondvlak heeft zeer beperkt is. Dit betekent dat een aantal van de proefvlakken niet in zuivere essenbossen is gelegen, maar wel in een gemengd loofbos, soms met populier (grondvlak < 80 %), maar soms ook met Beuk, Gewone esdoorn, Boskers, Zomereik, olm, wilg of Zwarte els. Ze zijn dan ook niet echt te beschouwen als een groep, maar dienden individueel te worden bekeken, alvorens te beslissen ze al dan niet in de selectie te behouden. Ook in heel wat proefvlakken met populier (grondvlak > 80 %) komen essen of andere boomsoorten voor, zij het dan met een grondvlak lager dan 20 %.

Aan de hand van het selectie criterium werden 411 opnamepunten uit de totale dataset weerhouden, waarvan 369 met meer dan 80 % populier en 42 proefvlakken met meer dan 20 % es. Al deze proefvlakken werden bosbouwkundig geïnventariseerd volgens de standaardmethodiek van de Vlaamse Bosinventarisatie (Bos & Groen 2000). In 189 van deze plots (170 populier en 19 menging van es) gebeurde eveneens een opname van de kruidvegetatie. Op 11 van de 189 opnamepunten werden ook bodemstalen genomen, waarvan de analysegegevens beschikbaar zijn.

Bij individuele controle van de geselecteerde proefvlakken bleken 4 ervan niet echt in populieren- of essenbossen gelegen te zijn. Dit komt doordat geselecteerd werd op grondvlak en niet op stamtal: het betreft in feite jonge aanplantingen van andere boomsoorten, waarin slechts enkele zware overstaanders van populier of es staan, maar die wel een groot aandeel van het grondvlak innemen. Deze 4 proefvlakken werden uit de dataset verwijderd, zodat er nog 185 proefvlakken met bruikbare vegetatiegegevens overbleven (169 populier en 16 menging van es). Een lijst met alle nummers van de geselecteerde proefvlakken en een korte beschrijving is te vinden in Bijlage 1.

2.1.2. Verspreiding en eigendomsverdeling van de geselecteerde proefvlakken

De bosreferentielag geeft een gebiedsdekkend beeld van de populierenaanplantingen in Vlaanderen (Bos & Groen 2001c). Vlaanderen telt 22.181 populierenbestanden voor een totale oppervlakte van 25.113 ha, die vooral in de alluviale vlakten van de rivieren Schelde, Durme, Dender, Dijle, Nete, Demer en Maas zijn gelegen. Een systematische steekproef zoals de Vlaamse bosinventaris heeft als nadeel dat bepaalde zeldzame vegetatietypes mogelijk niet in de dataset voorkomen. De geïnventariseerde proefvlakken vormen immers maar een zeer beperkte steekproef van de totale bosoppervlakte: in totaal werd 0,85 % van de Vlaamse populierenbossen floristisch geïnventariseerd. De bemonstering volgens een vast grid heeft echter het grote voordeel dat populierenbossen en essenbossen uit alle delen van Vlaanderen in de dataset vertegenwoordigd zijn, en dit min of meer in de juiste verhoudingen: er werden automatisch meer proefvlakken geselecteerd in gebieden waar veel populierenbossen voorkomen en omgekeerd (Fig. 2.1 en 2.2).

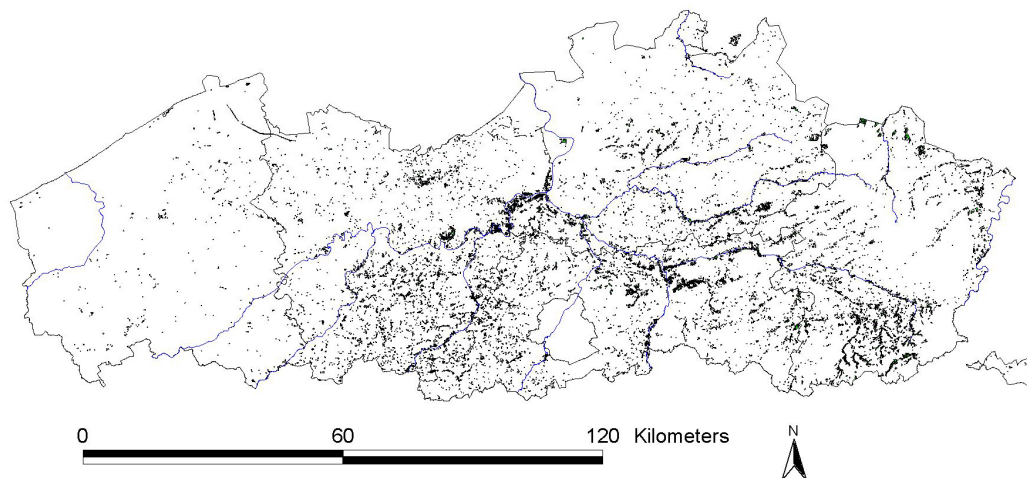


Fig. 2.1 Verspreiding van populierenbossen in Vlaanderen.

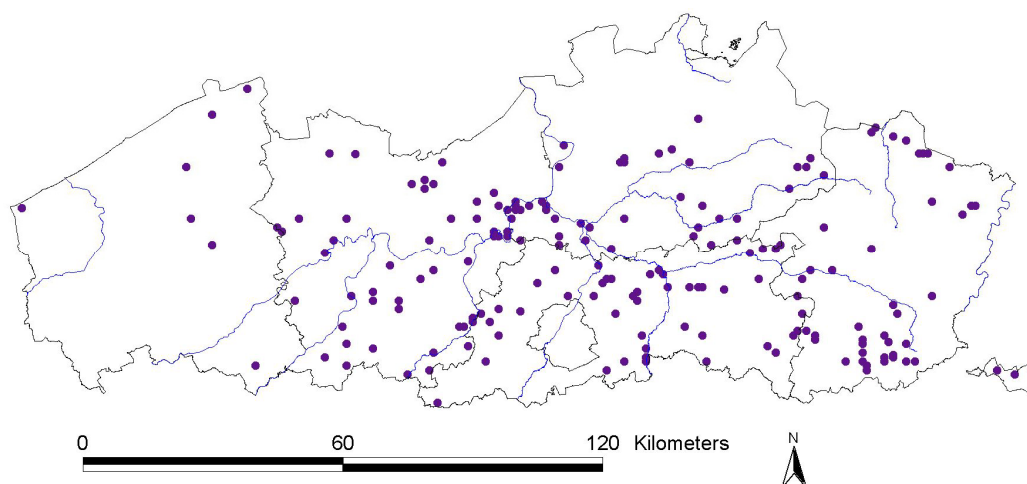


Fig. 2.2 Ligging van de 185 geselecteerde proefvlakken uit de dataset van de Vlaamse bosinventaris.

De dataset is hierdoor bij benadering representatief voor het Vlaamse populierenareaal. Dit zou het in principe mogelijk moeten maken om voor alle Vlaamse populierenbossen uitspraken te doen. Voor Es is dit niet mogelijk, gezien het beperkte aantal opnamepunten.

In Vlaams-Brabant, Antwerpen, Oost-Vlaanderen en Limburg komt een vergelijkbaar aantal opnamepunten voor. Alleen in West-Vlaanderen, dat zeer spaarzaam bebost is en waar dus ook minder populierenbossen voorkomen, zijn minder opnamepunten gelegen (Fig. 2.2, Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Spreiding van de proefvlakken met populier en es over de Vlaamse provincies.

Provincie	<u>populier</u>		<u>es</u>		<i>Totaal</i>	
	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%
Antwerpen	37	21,9	2	12,5	39	21,1
Vlaams-Brabant	43	25,4	4	25,0	47	25,4
West-Vlaanderen	9	5,3	0	0,0	9	4,9
Oost-Vlaanderen	42	24,9	4	25,0	46	24,9
Limburg	38	22,5	6	37,5	44	23,8
Totaal	169	100	16	100	185	100

Van de proefvlakken met populier is volgens de Vlaamse bosinventaris 84 % in eigendom van privé-eigenaars (Tabel 2.2). Dit is meer dan voor het gehele bosareaal in Vlaanderen het geval is (75 %). Toch is deze waarde een onderschatting, want in werkelijkheid bedraagt volgens de bosreferentielaag (Bos & Groen 2001c) het percentage privé-eigenaars voor populierenbossen 96,5 %. De verklaring voor dit lagere cijfer ligt in het feit dat bepaalde privé-eigenaars geen toelating wilden verlenen voor het verrichten van onderzoek, terwijl domein- en gemeentebossen en bossen van de provincie en openbare instellingen wel bijna altijd toegankelijk waren (pers. med. Bart Roelandt) en anderzijds doordat veel privébossen klein en sterk versnipperd zijn waardoor de trefkans voor een steekproefpunt kleiner is. Uit Tabel 2.2 blijkt ook dat de eigendomsverhoudingen voor de essenbossen volledig anders liggen: ze behoren vaker toe aan de gemeente of het gewest. Dit komt wellicht gedeeltelijk doordat particulieren veeleer geneigd zijn om populieren dan essen aan te planten, maar de afwijking ligt vooral ook aan het kleine aantal proefvlakken met es in de dataset.

Tabel 2.2 Eigendomsverdeling voor de proefvlakken met populier en es en voor alle bossen (bosreferentielaaag, Bos & Groen 2001c). In de bosreferentielaaag vormen essenbossen geen aparte categorie, zodat hiervoor geen cijfergegevens beschikbaar zijn.

1) Proefvlakken uit de bosinventaris

Eigenaar	<u>Populier</u>		<u>es</u>		<u>totaal</u>	
	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%
Staat	4	2,4	3	18,8	7	3,8
Provincie	2	1,2	1	6,3	3	1,6
Gemeente	5	3,0	4	25,0	9	4,9
Openbare instelling	16	9,5	1	6,3	17	9,2
Privé	142	84,0	7	43,8	149	80,5
Totaal	169	100	16	100	185	100

2) Bosreferentielaaag

Eigenaar	<u>Populier</u>		<u>Alle bossen</u>		
	Aantal	%	Aantal	%	
Staat	282	1,3	6.796	5,9	
Provincie	46	0,2	446	0,4	
Gemeente	111	0,5	4.780	4,2	
Openbare instelling	297	1,4	2.515	2,2	
Privé	21.394	96,5	92.782	80,9	
Totaal	21.181	100	114.647	100	

2.1.3. De gemeten omgevingsvariabelen in de dataset

Bij de uitvoering van het veldwerk voor het opmaken van de Vlaamse bosinventaris werden in ieder bos een groot aantal omgevingsvariabelen opgenomen. Voor deze studie werd voor verdere verwerking een selectie gemaakt van de meest relevante variabelen, die verband houden met de ecologische waarde van het bos.

- **Kruidvegetatie**

Op ieder opnamepunt werd een vegetatieopname gemaakt in een rechthoekig proefvlak van 16 × 16 m (264 m²), waarbinnen alle kruidachtige soorten en hun bedekking (Braun-Blanquetschaal) werden genoteerd.

- **Zaailingen (kleiner dan 2 m en omtrek < 7 cm)**

Zaailingen werden geïnventariseerd in een cirkel met straal R = 2,25 m rond het opnamepunt. Per soort werd het aantal zaailingen geteld en werd de gemiddelde hoogte van deze zaailingen geschat in klassen

- **Jonge bomen (groter dan 2 m en omtrek tussen 7 en 22 cm)**

Jonge bomen werden geïnventariseerd in een cirkel met straal R = 4,5 m rond het opnamepunt. Alleen de soort en de omtrek werd genoteerd.

- **Middelgrote bomen (omtrek tussen 22 en 122 cm)**

Middelgrote bomen werden geïnventariseerd in een cirkel met straal R = 9 m rond het opnamepunt. Van deze bomen werden soort, omtrek, hoogte, vrije stamlengte en werkhoutvolume (1^e, 2^e, 3^e en 4^e kwaliteit) bepaald.

- Grote bomen (omtrek groter dan 122 cm)

Grote bomen werden geïnventariseerd in een cirkel met straal $R = 18$ m rond het opnamepunt. Van deze bomen werden soort, omtrek, hoogte, vrije stamlengte en werkhoutvolume (1^e, 2^e, 3^e en 4^e kwaliteit) bepaald.

- De bedekking en hoogte van de verschillende vegetatielagen werd ingeschat:
 - De totale bedekking van de vegetatie (%)
 - De bedekking van de boomlaag (%)
 - De bedekking van de struiklaag (%)
 - De bedekking van de kruidlaag (%)
 - De bedekking van de moslaag (%)
 - De hoogte van de boomlaag (%)
 - De hoogte van de struiklaag (%)
 - De hoogte van de kruidlaag (%)
- De aanwezigheid van liggend dood hout werd ingeschat, voor vier dikteklassen:
 - Aandeel van de bosbodem bedekt met dood hout diameter 2-7 cm (%)
 - Aandeel van de bosbodem bedekt met dood hout diameter 7-22 cm (%)
 - Aandeel van de bosbodem bedekt met dood hout diameter 22-40 cm (%)
 - Aandeel van de bosbodem bedekt met dood hout diameter >40 cm (%)
- De structuur van het boombestand:
 - Dominante hoogte van de bomen in het proefvlak in m
 - De leeftijdsklasse (1-20j, 21-40j, 41-60j of ongelijkjarig)
 - De beheersvorm is hooghout (J/N)
 - De beheersvorm is middelhout (J/N)
 - De kroonsluiting is lager dan 1/3 (J/N)
 - De kroonsluiting ligt tussen 1/3 en 2/3 (J/N)
 - De kroonsluiting is hoger dan 1/3 (J/N)
 - Het bos heeft alleen een bovenetage (J/N)
 - Het bos heeft zowel een bovenetage als een nevenetage (J/N)
 - Het bestand is stamsgewijs gemengd (J/N)
 - Het bestand is groepsgewijs gemengd (J/N)
 - Het bestand is homogeen (J/N)

Naast deze in het veld gemeten variabelen werden een aantal bijkomende variabelen berekend of afgeleid uit kaartmateriaal. Ze hebben betrekking op:

- De oppervlakte en vorm van het bosbestand:
 - Oppervlakte A in m^2 (Arcview)
 - Omtrek P in m (Arcview)
 - De omtrek-oppervlakteverhouding: P/A
 - De shape-index van Patton (1975): $I = \frac{P}{200\sqrt{\pi A}}$
- Afstand tot oud bos en % omringend bos:
 - De kortste afstand tot het meest nabijgelegen oud bos in m
 - Het gemiddelde van de kortste afstand tot de 3 meest nabijgelegen oude bossen in m

- De oppervlakte bos binnen een cirkel met straal 1000m in %
- De oppervlakte oud bos binnen een cirkel met straal 1000m in %
- De oppervlakte bos binnen een cirkel met straal 2000m in %
- De oppervlakte oud bos binnen een cirkel met straal 2000m in %
- De oppervlakte bos binnen een cirkel met straal 3000m in %
- De oppervlakte oud bos binnen een cirkel met straal 3000m in %
- De historiek van het bos en het voormalig grondgebruik (op basis van 8 historische kaarten: 1775, 1850, 1863, 1896, 1938, 1968, 1980 en 1998):
 - Aantal jaren dat een perceel tot op heden (1998) ononderbroken bebost is
 - Aantal jaren dat een perceel bebost is geweest na 1775
 - Aantal jaren dat een perceel akker is geweest na 1775
 - Aantal jaren dat een perceel grasland is geweest na 1775
 - Aantal jaren dat een perceel heide is geweest na 1775
 - Aantal jaren dat een perceel veenbodem is geweest na 1775
 - Aantal jaren met een ander bodemgebruik na 1775
- De bodemkarakteristieken afgeleid uit de bodemkaart:
 - Aandeel van het proefvlak met textuur Z, S, P, L, A, E, U, G, V of afwijkende textuur (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak met drainageklasse a, b, c, d, e, f, g, h, i of onbepaald (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak met profielontwikkeling a, b, c, d, e, f, g, h, m, p, x of afwijkende profielontwikkeling (in %) (Arcview)
- De Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV), afgeleid uit de PNV-kaart:
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Wilgenvloedbos (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Elzenbroekbos (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Elzen-Vogelkersbos (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Eikenbos, Eiken-Haagbeukenbos of Rijk Eiken-Beukenbos (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Typisch Eiken-Beukenbos (in %) (Arcview)
 - Aandeel van het proefvlak op standplaats Arm Eiken-Beukenbos en Eikenbos (in %) (Arcview)
- Soortenrijkdom per proefvlak:
 - Totale soortenrijkdom (mossen + kruiden + struiken + bomen)
 - Aantal boomsoorten
 - Aantal kruidachtige soorten
 - Aantal bossoorten sensu Tack et al. 1993
 - Aantal bossoorten sensu Hermy et al. 1999
 - Aantal struiksoorten
 - Aantal mossoorten
- Ellenbergwaarde voor kruidachtige soorten per proefvlak:
 - Gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde voor licht
 - Gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde voor vocht
 - Gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde voor zuurtegraad
 - Gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde voor stikstof

- De structuur van het boombestand:
 - Gemiddelde leeftijd van de bomen in het bosbestand in jaar
 - Gemiddelde diameter van de bomen in het proefvlak in cm
 - Gemiddelde diameter van de populieren in het proefvlak in cm
 - Gemiddelde hoogte van de bomen in het proefvlak in m
 - Gemiddelde vrije stamlengte van de bomen in het proefvlak in m
 - Aantal bomen binnen de gemeten cirkels (R=9 m en R=18 m)
 - Stamtal van de bomen per hectare
 - Grondvlak van de bomen in het proefvlak in m²
 - Werkhoutvolume van de bomen in het proefvlak in m³
 - Volume werkhout van eerste kwaliteit in m³
 - Volume werkhout van tweede kwaliteit in m³
 - Volume werkhout van derde kwaliteit in m³
 - Volume werkhout van vierde kwaliteit in m³

Een overzicht van alle weerhouden en bijkomend afgeleide variabelen en hun betekenis is opgenomen in Bijlage 2.

Opmerking in verband met enkele gebruikte begrippen:

- Met het begrip **bosleeftijd** wordt verder de totale tijdsduur bedoeld dat een perceel tot op het moment van de gegevensverwerking (1998) ononderbroken bebost is geweest, ook te omschrijven als de bebossingsduur. Er kan mogelijk verwarring zijn omtrent het begrip bosleeftijd wanneer tevens sprake is van de leeftijd van het boombestand. Daarom zal telkens gebruik gemaakt worden van het begrip **boomleeftijd** of bestandsleeftijd wanneer de leeftijd van het boombestand wordt bedoeld.
- Met het aantal jaren bos sinds 1775 wordt de totale tijdsduur bedoeld dat een perceel bebost is geweest vanaf 1775 (Ferrariskaart) tot nu. Deze periode kan dus onderbroken zijn door een of meer tijdelijke omzettingen naar landbouwgrond of een ander bodemgebruik. Voor percelen die onafgebroken bebost zijn geweest tussen 1775 en 1998, verder **oude bossen** genoemd, is het aantal jaren bos sinds 1775 dus gelijk aan de berekende bosleeftijd, al is het waarschijnlijk dat de werkelijke leeftijd van deze bossen hoger is. De reële leeftijd valt echter niet te achterhalen vermits er van de tijd vóór 1775 geen gedetailleerd gebiedsdekkend kaartmateriaal beschikbaar is.

2.2. DATA-ANALYSE

De vegetatiegegevens van de populierenbossen uit de Vlaamse bosinventaris werden eerst onderworpen aan een TWINSPAN-analyse, teneinde verschillende vegetatietypes af te bakenen. Aanvullend werd een niet-hiërarchische clustering uitgevoerd. Vervolgens werden de verschillende vegetatietypes beter gekarakteriseerd op basis van de gemeten en berekende omgevingsvariabelen. Het verband tussen deze omgevingsvariabelen en de soortensamenstelling werd nader onderzocht, waarbij ook meer specifiek werd ingegaan op de relatie met het voorkomen van Grote brandnetel. Tenslotte werd de floristische waarde van de populierenbossen geëvalueerd op basis van de ecologische volledigheid en het voorkomen van zeldzame en bedreigde soorten, waarbij de floristische waarde van oude loofbossen in Vlaanderen als referentie werd genomen.

2.2.1. TWINSPAN-classificatie van de vegetatieopnames

De vegetatiegegevens van de 185 geselecteerde opnamepunten werden eerst onderworpen aan een TWINSPAN-classificatie (Hill 1979) met het programma PC-ORD. Alleen de kruidachtige soorten werden in de dataset weerhouden, zaailingen van bomen en struiken werden weggelaten. Van de kruidachtige soorten in de dataset werden enkel deze weerhouden die binnen de standaard proefvlakken van 256 m² (16 × 16 m) gevonden werden. Extra soorten in de dataset die buiten deze proefvlakken werden genoteerd zijn weggelaten.

Voor de bedekking van de soorten werd een indeling in 9 klassen gebruikt, overeenstemmend met de schaal van Braun-Blanquet (Tabel 2.3). De frequentie van voorkomen van de soorten in de verschillende vegetatietypes werd ingedeeld in 4 klassen (Tabel 2.4). Er werd geopteerd om de 100 meest differentiërende soorten te weerhouden.

Tabel 2.3 Bedekkingsklassen volgens de schaal van Braun-Blanquet.

Gemiddelde Bedekking	Klasse
1%	I
2%	II
3%	III
4%	IV
8%	V
18%	VI
38%	VII
68%	VIII
88%	IX

Tabel 2.4 Frequentieklassen.

Frequentie	Klasse
0-25%	A
25-50%	B
50-75%	C
75-100%	D

2.2.2. Niet-hiërarchische clustering van de vegetatieopnames

Teneinde de data ook in te delen op een niet hiërarchische manier werd gebruik gemaakt van het *Partitioning Around Medoids* (PAM) algoritme (Kaufman & Rousseeuw 1990). Dit is in principe een gewone k-means clustering, met het verschil dat geen centroiden worden berekend op basis van de kleinste kwadratenmethode. In plaats daarvan worden x (een vooraf te kiezen aantal) representatieve objecten berekend (medoïden genaamd) op basis van een dissimilariteitsmatrix. Hierdoor is deze methode minder gevoelig voor outliers dan de k-means clustering, maar wel iets robuuster.

Werking van het algoritme

Elk object i wordt toegekend aan de cluster v_i wanneer de medoïde m_{v_i} dichterbij ligt dan elke andere medoïde m_w :

$$d(i, m_{v_i}) \leq d(i, m_w) \text{ voor alle } w = 1, \dots, x$$

de x representatieve objecten moeten de som van de dissimilariteiten van alle objecten tot de dichtst bijgelegen medoïde minimaliseren:

$$\text{doelfunctie} = \sum_{i=1}^n d(i, m_{v_i})$$

Het algoritme verloopt hierbij in twee stappen:

- Build-step

Deze stap selecteert achtereenvolgens x centraal gelegen objecten die als initiële medoïden fungeren.

- Swap-step

Als de waarde van de doelfunctie kan verkleind worden door een geselecteerd object te verwisselen (swapping) met een niet-geselecteerd object, dan wordt de wissel uitgevoerd en dit tot de waarde van de doelfunctie niet langer kleiner wordt.

2.2.3. Natuurwaardebepaling op basis van vegetatie

2.2.3.1. Soortenrijkdom en soortendiversiteit

Ter evaluatie van natuurwaarden worden vaak soortenrijkdom en soortendiversiteit als criteria gehanteerd.

De soortenrijkdom van een bos wordt bekomen door het tellen van het aantal verschillende kruidachtige soorten, mossen, struiken, enz.

Diversiteit kan worden geëvalueerd aan de hand van indices. Een veel gebruikte is de Shannon-Wiener index H' :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i$$

met s het totaal aantal soorten en p_i het aandeel van de i^e soort t.o.v. de totale bedekking van alle soorten in het proefvlak (Kent & Coker 1996).

2.2.3.2. Natuurwaarde op basis van zeldzame en bedreigde soorten

De evaluatie van natuurwaarden kan ook gebeuren op basis van het aantal zeldzame en bedreigde soorten dat in een proefvlak voorkomt. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de rode

lijst van de vaatplanten uit het Register Flora Vlaanderen (Biesbrouck *et al.* 2001). De lijst is een geactualiseerde versie van de lijst opgesteld door Cosyns *et al.* in 1994. In deze lijst worden de vaatplanten onderverdeeld in 11 categorieën op basis van hun status van zeldzaamheid en bedreiging, afgeleid uit hun uurhokfrequentie (UHF) in Vlaanderen (1972-2001).

Op basis van de nieuwe rode lijst (Biesbrouck *et al.* 2001) werd voor de 184 proefvlakken het aantal rodelijstsoorten per perceel berekend. Om een vergelijkingsbasis te hebben met ecologisch waardevolle bossen werd hetzelfde uitgevoerd voor een selectie van 147 opnames in oude bossen (permanent bebost sinds 1775), geselecteerd uit de Vlaamse bosinventaris en opnames in de Vlaamse bosreservaten. Aan elke soort werd dan een wegingsfactor toegekend naar gelang de rodelijstcategorie (Tabel 2.5). Aan de categorie achteruitgaand werd de factor 0 toegekend omdat deze groep ook enkele heel algemene soorten bevat.

Tabel 2.5 Gebruikte gewichten voor de verschillende categorieën van de rode lijst.

Categorie rode lijst	Wegingsfactor
Met uitsterven bedreigd / uitgestorven maar teruggevonden	4
Zeer zeldzaam	2
Kwetsbaar	2
Bedreigd	2
Zeldzaam	1
Vrij zeldzaam	0
Achteruitgaand	0
Momenteel niet bedreigd	0
Onvoldoende gekend	0
Criteria niet van toepassing	0

Het zeldzaamheidscriterium werd vervolgens in rekening gebracht door middel van volgende formule:

$$ZN_i = \sum_j R_{ij} \times B_{ij}$$

Met: Z_i = de natuurwaarde op basis van zeldzame en bedreigde soorten voor het perceel i

R_{ij} = de rode lijstcategorie van plant j voor perceel i (Tabel 2.5)

B_{ij} = de bedekkingsklasse van plant j voor perceel i (Tabel 2.3)

$\sum_j$ = gesommeerd over alle planten die in het perceel voorkomen

De natuurwaarde ZN_i wordt ingedeeld in 4 klassen, weergegeven in Tabel 2.6.

Tabel 2.6 Klassen voor de natuurwaarde berekend op basis van zeldzame en bedreigde soorten.

Natuurwaarde ZN_i	Klasse
0	1
1	2
1-3	3
>3	4

2.2.3.3. Natuurwaarde op basis van ecologische volledigheid

Een derde benadering om natuurwaarden te evalueren is het gebruik van de ecologische volledigheid.

Bij deze werkwijze wordt per ecotoop nagegaan hoe goed de vegetatie is ontwikkeld t.o.v. de soortensamenstelling van ieder ecotoop, zijnde het totaal van soorten dat in een ecotoop thuishoort. Om tevens rekening te houden met de zeldzaamheid van de ecotopen wordt aan elk ecotoop een wegingsfactor toegekend op basis van zijn zeldzaamheid.

Voor het bepalen van de ecologische volledigheid werd gebruik gemaakt van het CML-ecotopensysteem (Centrum voor Milieukunde Leiden). Bij dit systeem wordt rekening gehouden met de ecologische amplitude van de soorten (Stevens *et al.* 1987; Runhaar *et al.* 1996). Hierdoor kan een soort karakteristiek zijn voor meerdere ecotopen, waar bij de in Vlaanderen klassiek gebruikte indeling elke soort aan een welbepaalde socio-ecologische groep wordt toegewezen (Stieperaere & Franssen 1982). De indeling is ook niet gebaseerd op de klassieke fytosociologische indelingen maar veeleer op standplaatsfactoren en op de plaats van de soort in de successie op dergelijke plaatsen (Van Landuyt *et al.* 2000). Voor meer informatie omtrent dit systeem wordt verwezen naar Stevens *et al.* (1987).

2.2.3.3.1. Selectie van ecotopen

Het CML-ecotopensysteem onderscheidt in totaal ongeveer 130 ecotopen. Vermits populieren bijna uitsluitend worden aangeplant in valleigebieden komt een groot deel van de ecotopen nauwelijks of niet voor in populierenbossen. Daarom werd besloten alleen ecotopen te selecteren die typisch voorkomen in valleigebieden. In 2001 werd door Van Gossum *et al.* een afwegingskader ontwikkeld voor bosuitbreiding als scenario voor natuurontwikkeling in valleigebieden, gebruik makend van het CML-ecotopensysteem. In deze studie werden 28 ecotopen aangeduid als typisch voor valleigebieden, die tevens doeltype zijn voor het natuurbehoud (Tabel 2.7). Van deze 28 ecotopen werden de watervegetaties (W12, W17 en W18), die in de bestudeerde proefvlakken niet voorkomen, buiten beschouwing gelaten. Voor de resterende 25 ecotopen werd de ecologische volledigheid berekend.

Tabel 2.7 Overzicht van de in valleigebieden voorkomende ecotopen die tevens als doeltipe voor het natuurbehoud worden beschouwd (Van Gossum *et al.* 2001).

Ecotooptype	Verklaring
G22	Grasland met een natte, voedselarme en zwak zure bodem
G23	Grasland met een natte, voedselarme en basische bodem
G27	Grasland met een natte en matig voedselrijke bodem
G28	Grasland met een natte en zeer voedselrijke bodem
G47 + G47 k	Grasland met een vochtige, matig voedselrijke (en kalkrijke) bodem
G48	Grasland met een vochtige en zeer voedselrijke bodem
H22	Bos en struweel met een natte, voedselarme en zwak zure bodem
H27	Bos en struweel met een natte en matig voedselrijke bodem
H28	Bos en struweel met een natte en zeer voedselrijke bodem
H42	Bos en struweel met een vochtige, voedselarme en zwak zure bodem
H43	Bos en struweel met een vochtige, voedselarme en basische bodem
H47	Bos en struweel met een vochtige en matig voedselrijke bodem
H48	Bos en struweel met een vochtige en zeer voedselrijke bodem
P22	Pioniervegetatie met een natte, voedselarme en zwak zure bodem
P23	Pioniervegetatie met een natte, voedselarme en basische bodem
P27	Pioniervegetatie met een natte en matig voedselrijke bodem
P28	Pioniervegetatie met een natte en zeer voedselrijke bodem
P47	Pioniervegetatie met een vochtige en matig voedselrijke bodem
R27	Ruigte met een natte en matig voedselrijke bodem
R28	Ruigte met een natte en zeer voedselrijke bodem
R47	Ruigte met een vochtige en matig voedselrijke bodem
R48	Ruigte met een vochtige en zeer voedselrijke bodem
V12	Verlande vegetatie met voedselarm zwak zuur water
V17	Verlande vegetatie met matig voedselrijk water
V18 + V18 p	Verlande vegetatie met zeer voedselrijk of polyproob water
W12 + W12 d	Watervegetatie in stilstaand, voedselarm en zwak zuur water
W17 + W17 d	Watervegetatie in stilstaand matig voedselrijk water
W18 + W18 p	Watervegetatie met zeer voedselrijk of polyproob water

2.2.3.3.2. Selectie van indicatorsoorten

Bij de berekening van de ecologische volledigheid werd enkel rekening gehouden met soorten die in maximaal 3 ecotopen voorkomen. Deze soorten werden als indicatorsoorten beschouwd voor de respectievelijke ecotopen. Uitgestorven soorten en soorten waarvan de taxonomie niet stabiel is werden niet mee in rekening gebracht.

Met de ecologische amplitude van de soorten werd rekening gehouden door aan de soorten een wegingsfactor toe te kennen die omgekeerd evenredig is met het aantal ecotopen waarin ze voorkomen (Tabel 2.8).

Tabel 2.8 Gebruikte wegingsfactoren voor de indicatorsoorten.

Aantal ecotopen	Wegingsfactor
1	1
2	0,5
3	0,33

2.2.3.3.3. Bepaling van het ecotopen volledigheidsspectrum

Voor elk perceel werd het aantal indicatorsoorten (gewogen met hun exclusiviteit) opgeteld en vergeleken met de maximale waarde van alle binnen het ecotoop potentieel voorkomende indicatorsoorten, zijnde de referentiewaarde (Tabel 2.9). De verhouding tussen beide geeft de

ecologische volledigheid, een getal met een waarde tussen 0 (geen enkele soort aanwezig) en 1 (alle soorten die in het ecotoop kunnen voorkomen aanwezig).

Tabel 2.9 Het aantal potentieel voorkomende indicatorsoorten en de maximale ecologische volledigheid (som van alle soorten gewogen met hun exclusiviteit) voor de verschillende ecotopen.

Ecotoop	Aantal soorten	Maximale volledigheid
G22	6	2,66
G23	1	0,33
G27	24	11,8
G28	9	4,5
G47 + G47k	24	18
G48	15	9,33
H22	7	4,66
H27	23	10,33
H28	8	4,33
H42	26	19,33
H43	22	14,33
H47	34	20,83
H48	10	4,83
P22	1	1
P23	0	0
P27	4	3
P28	9	7
P47	6	5,5
R27	17	7,66
R28	6	3,83
R47	8	4,66
R48	10	6,5
V12	0	0
V17	9	5,16
V18 + V18p	5	2,33
W12 + W12d	0	0
W17 + W17d	0	0
W18 + W18d	0	0

2.2.3.3.4. Bepaling van de klassengrenzen

Net als door Van Gossum et al. (2001) werd a priori besloten om met 4 klassen te werken voor de mate van ontwikkeling van een ecotoop. De klassengrenzen zijn ecotoopspecifiek en komen overeen met: slecht (1), matig (2), goed (3) en zeer goed ontwikkeld ecotoop (4). De grenzen werden bepaald met de methode “Natural breaks” van ArcView. Hierbij worden de data van klein naar groot gesorteerd, waarna de meest abrupte overgangen worden bepaald op basis van een complexe statistische formule (Jenk’s optimalisatie) die de variatie binnen de klassen minimaliseert. Een voorbeeld daarvan is weergegeven in Fig. 2.3. De klassengrenzen per ecotoop zijn aangeduid in Tabel 2.10.

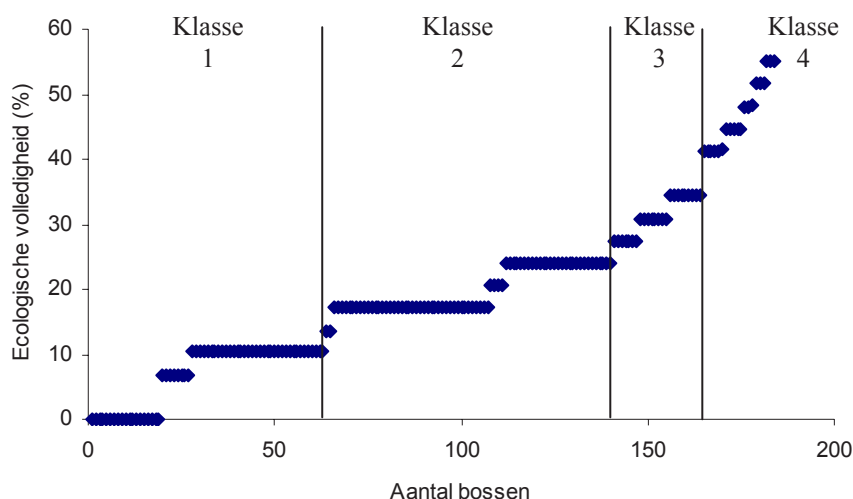


Fig. 2.3 Bepaling van de “Natural breaks” voor ecotoop H48 (Bos en struweel met vochtige en zeer voedselrijke bodem) in Vlaamse populierenbossen.

Tabel 2.10 Klassengrenzen van de natuurwaarde gebaseerd op de ecologische volledigheid voor de verschillende ecotopen in Vlaamse valleigebieden.

Ecotoop	grenzen (ecologische volledigheid)				grenzen (aantal indicatorsoorten)			
	klasse1	klasse2	klasse3	klasse4	klasse1	klasse2	klasse3	klasse4
G22	0	0-0,0124	0,124-0,125	>0,125	0	>0	-	-
G23	0	>0	-	-	0	>0	-	-
G27	0-0,028	0,028-0,085	0,085-0,155	>0,155	0	1	2-3	>3
G28	0	0-0,111	0,111-0,222	>0,222	0	1	>1	-
G47	0	0-0,056	0,056-0,139	>0,139	0	1-2	3-5	>5
G48	0-0,036	0,036-0,125	0,125-0,214	>0,214	0	1	2-3	>3
H22	0	0-0,142	0,142-0,286	>0,286	0	1	2	>2
H27	0-0,065	0,065-0,161	0,161-0,258	>0,258	0-1	2-3	4-5	>5
H28	0	0-0,077	0,077-0,116	>0,116	0	1	>1	-
H42	0-0,052	0,052-0,155	0,155-0,233	>0,233	0-1	2-3	4-6	>6
H43	0-0,035	0,035-0,105	0,105-0,174	>0,174	0-1	2-3	4-5	>5
H47	0-0,048	0,048-0,104	0,104-0,16	>0,16	0-1	2-3	4-6	>6
H48	0-0,103	0,103-0,242	0,242-0,345	>0,345	0	1-2	3-4	>4
P22	0	>0	-	-	0	>0	-	-
P23	0	-	-	-	0	-	-	-
P27	0	0-0,167	0,167-0,5	>0,5	0	1	2	>2
P28	0	0-0,071	0,071-0,143	>0,143	0	1	2	>2
P47	0	0-0,182	0,182-0,364	>0,364	0	1	2	>2
R27	0-0,043	0,043-0,131	0,131-0,217	>0,217	0	1-2	3-4	>4
R28	0	0-0,131	0,131-0,261	>0,261	0	1	2	>2
R47	0	0-0,107	0,107-0,215	>0,215	0	1	2	>2
R48	0-0,051	0,051-0,18	0,18-0,332	>0,332	0	1	2	>2
V12	0	-	-	-	0	-	-	-
V17	0	0-0,097	0,097-0,162	>0,162	0	1	2	>2
V18	0	0-0,142	>0,142	-	0	>0	-	-

Het is zo dat niet alle ecotooptypes even frequent voorkomen in Vlaanderen (Van Landuyt et al. 2000). De absolute en de relatieve zeldzaamheid van de verschillende ecotooptypes zijn weergegeven in Tabel 2.11. Binnen de data bleken 4 abrupte overgangen aanwezig te zijn. Daarom werd besloten om de ecotoopgroepen in te delen in 5 waarderingsgroepen (groep 1-5), met groep 1 de zeldzaamste ecotopen en groep 5 de meest algemene.

Tabel 2.11 Absolute en relatieve zeldzaamheid van de verschillende ecotopen (Van Landuyt et al. 2000).

	Ecotoopgroep	# kwartierhokken boven T1	% t.o.v. de meest algemene ecotoopgroep
Groep 1	K23	29	1
	K21	103	4
	A12	119	5
	K22	137	6
	H22	152	6
Groep 2	A17	261	11
	H47	284	12
	H43	302	13
	A18	339	14
Groep 3	H42	508	21
	H28	553	23
Groep 4	K28	981	41
	K27	986	41
	H27	1065	45
Groep 5	K47	1975	83
	K48	2379	100

Legende: K komt overeen met kruidachtige vegetatie, dus graslanden, pioniervegetaties en ruigtes tesamen en A met aquatische, verlandings- en watervegetaties. T1 is een drempelwaarde die Van Landuyt *et al.* (2000) berekenden om het onderscheid te maken tussen kwartierhokken waar het ecotoop goed ontwikkeld is en hokken waar het ecotoop slecht ontwikkeld is.

Rekening houdend met zowel de ecologische volledigheid als de zeldzaamheid van het ecotoop moeten de wegingsfactoren aan volgende voorwaarden voldoen:

groep 1 > groep 2 > groep 3 > groep 4 > groep 5

klasse 3 van groep $i \geq$ klasse 4 van groep $(i + 2)$

klasse 2 van groep $i \geq$ klasse 3 van groep $(i + 2)$

klasse 2 van groep $i \geq$ klasse 3 van groep $(i + 3)$

klasse 1 van groep $i \geq$ klasse 2 van groep $(i + 3)$

klasse 1 van groep $i \geq$ klasse 2 van groep $(i + 4)$

Op basis van deze regels kan zowel met de ecologische volledigheid als met de zeldzaamheid van een ecotoop rekening gehouden worden. Dit houdt in dat een zeldzamer ecotooptype met een matige ecologische volledigheid in een bepaald perceel waardevoller kan zijn dan een meer frequent voorkomend ecotooptype met een goed ontwikkelde ecologische volledigheid. Na simulatie bleek dat de gewichtenreeks $EG_i = 1, 1.25, 1.5, 1.75, 2$ aan de voorwaarden voldeed.

De geselecteerde ecotopen behoren tot de volgende groepen:

groep 1: G23, G22, P22, P23, H22, V12 en W12

groep 2: H43, H47, H48, V17, V18, W17 en W18

groep 3: H28 en H42

groep 4: G27, G28, H27, P27, P28, R27 en R28

groep 5: G47, G48, P47, R47 en R48

Ecotoop H48, niet behandeld door Van Landuyt *et al.* (2000), kreeg dezelfde waardering als ecotoop H47 omwille van de grote gelijkenis.

2.2.3.3.5. Bepaling van de natuurwaarde

De uiteindelijke natuurwaarde van een perceel kan op verschillende manieren bepaald worden, namelijk per ecotooptype, per ecotoopgroep, voor alle ecotopen samen of enkel rekening houdend met het best ontwikkelde ecotooptype, waarbij eveneens rekening gehouden wordt met de zeldzaamheid.

Deze natuurwaarde (EN) werd aan de hand van volgende formules bepaald:

- Per ecotoop: $EV_i \times EG_i$ met i een niet nader bepaald ecotoop.
- Per ecotoopgroep: $\sum_j (EV_j \times EG_j)$ met j alle ecotopen van dezelfde vegetatiestructuur (G, H, P, V, W en R)
- Voor alle ecotopen tesamen: $\sum_k (EV_k \times EG_k)$ met k alle ecotopen
- De maximale waarde: $\max (EV_k \times EG_k)$ met k alle ecotopen

met: EV_i = de ecologische volledigheidsklasse (1 tot 4) voor het i -de ecotoop voor het beschouwde perceel (Tabel).

EG_i = gewichten van het i -de ecotoop

De eerste methode kan enkel gebruikt worden wanneer het mogelijk is om elk perceel exclusief aan één ecotoop toe te kennen. In de praktijk blijkt dit echter vaak een onmogelijke zaak te zijn (Van Gossum *et al.* 2001) en ook hier bleek dit niet mogelijk. In Tabel 2.12 wordt de EN-waarde per ecotoop op basis van de gewichten en de verschillende groepen weergegeven.

Tabel 2.12 EN-waarde ($EV_i \times EG_i$) voor de ecotooptypewaardering op basis van ecologische volledigheid en zeldzaamheid van het ecotoop (EG_i).

	Groep 5	Groep 4	Groep 3	Groep 2	Groep 1
Klasse 1	1	1,25	1,5	1,75	2
Klasse 2	2	2,5	3	3,5	4
Klasse 3	3	3,75	4,5	5,25	6
Klasse 4	4	5	6	7	8

De twee volgende methoden brengen ook de diversiteit aan ecotopen in rekening. Percelen met een hoge diversiteit krijgen een hogere waardebeoordeling. Een nadeel hiervan is dat percelen die slechts voor één ecotooptype een hoge ecologische volledigheid bezitten mogelijk ondergewaardeerd worden. Omdat ook grote oppervlakken van hetzelfde ecotooptype belangrijk zijn voor het natuurbehoud is het aan te raden om deze methodes (methode 2 en 3) niet voor de natuurwaardebepaling van één perceel te gebruiken. De resultaten kunnen wel gebruikt worden om een algemeen beeld te krijgen van het gecombineerd effect van ecotopendiversiteit en ecologische volledigheid voor de verschillende percelen (Van Gossum *et al.* 2001).

De resultaten van de verschillende methoden worden opnieuw herschaald in 4 klassen volgens de reeds besproken methode en worden weergegeven in Tabel 2.13.

Voor het afwegen van de natuurwaarde per perceel werd geopteerd om met de waarde van het meest volledige ecotoop te werken.

Tabel 2.13 Klassengrenzen voor de natuurwaarde (EN) van de verschillende ecotoopgroepen, totale waarde en maximale waarde.

	klasse1	klasse2	klasse3	klasse4
G	8,5-9,75	9,75-12,25	12,25-15,25	>15,25
H	11,5-16,5	16,5-22	22-30	>30
P	7,5-8,75	8,75-11,25	11,25-13,75	>13,75
R	4,5-5,75	5,75-9,25	9,25-12	>12
V	5,50	5,5-7,25	7,25-9	>9
Tot	37,5-44,25	44,25-52	52-61	>61
Max	2-2,5	2,5-4	4-6	>6

2.2.3.4. Gezamenlijke natuurwaarde

Het is ook mogelijk om bij de natuurwaardebepaling zowel met de natuurwaarde gebaseerd op zeldzame en bedreigde soorten als met de natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid rekening te houden. Deze gezamenlijke natuurwaarde kan met volgende formule berekend worden (Van Gossum et al. 2001):

$$GN = ZN + (2 \times EN)$$

met: GN = gezamenlijke natuurwaarde
 ZN = natuurwaarde gebaseerd op zeldzame en bedreigde soorten
 EN = natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid

Uit deze formule blijkt dat aan de natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid meer waarde gehecht wordt dan aan de natuurwaarde gebaseerd op zeldzame en bedreigde soorten. De gezamenlijke natuurwaarde is altijd gelegen tussen 3 en 12. Ze werd tenslotte herschaald naar 5 klassen, zoals weergegeven in Tabel 2.14.

Tabel 2.14 Klassengrenzen voor de gezamenlijke natuurwaarde (GN).

	Gezamenlijke natuurwaarde	Betekenis
Klasse 1	3-4	Zeer lage natuurwaarde
Klasse 2	5-6	Lage natuurwaarde
Klasse 3	7-8	Matig hoge natuurwaarde
Klasse 4	9-10	Hoge natuurwaarde
Klasse 5	11-12	Zeer hoge natuurwaarde

2.2.4. CCA-ordinatie

Met behulp van het programma Canoco for Windows versie 4.0 werd verder ook een CCA-analyse uitgevoerd op de dataset. Dit is een directe gradiëntanalyse, waarmee kan worden nagegaan welke van de gemeten en berekende omgevingsvariabelen in verband staan met de soortensamenstelling.

Om de variantie in de dataset te verkleinen werd geopteerd om aan de zeldzame soorten een kleinere wegingsfactor toe te kennen (downweighting of rare species).

Eerst werd een 'automatic selection' procedure doorlopen, met inbreng alle variabelen in de dataset. Het programma voegt dan zelf één na één variabelen aan het model toe, waarbij de variabele die het grootste aandeel in de variantie verklaart (= de variabele met de hoogste

eigenwaarde) het eerst wordt toegevoegd, daarna de tweede variabele in rang, enz. Op basis hiervan kan het relatief belang van de individuele omgevingsvariabelen voor de verklaring van de variantie in de dataset achterhaald worden. Variabelen die weinig extra informatie aanbrengen werden op basis van deze eerste analyse verwijderd. Ook wanneer een aantal variabelen een sterke onderlinge correlatie vertoonden, dan werd slechts één van die variabelen weerhouden om collineariteit te vermijden.

In een tweede stap werd een handmatige ‘forward selection’ procedure doorlopen, met inbreng van de geselecteerde variabelen. Hierbij werd de significantie van het effect van elke resterende variabele afzonderlijk getest met een Monte-Carlo permutation test, waarna de variabelen waarvoor de test significant was één na één aan het model werden toegevoegd, tot een model met zo goed mogelijke fit bekomen werd.

Het resultaat van de analyse werd vervolgens grafisch uitgezet in visueel interpreteerbare scatterplots, van respectievelijk de omgevingsvariabelen, de soorten en de opnames.

2.3. RESULTATEN

2.3.1. TWINSPAN-classificatie

2.3.1.1. Afbakening van vegetatietypes op basis van differentiërende soorten

Bij een eerste uitvoering van de analyse bleek 1 opname (nummer 51) een sterke outlier te zijn. Het betreft een zeer recente populierenaanplanting (< 10 jaar oud) in duingebied, met een dominantie van Gewoon struisriet (*Calamagrostis epigejos*) in de kruidlaag (bedekking 75 %). Deze opname werd uit de verwerking gehouden om een betere opsplitsing te bekomen. De analyse van de 184 resterende proefvlakken (168 populier en 16 menging van es) levert een vrij duidelijke opsplitsing in 8 vegetatietypes. Fig. 2.4 geeft de hiërarchische opsplitsing (dendrogram) van de dataset door TWINSPAN weer. De differentiërende soorten die door TWINSPAN worden aangegeven zijn hierin eveneens aangeduid.

Voor de beschrijving van de vegetatietypes werd gebruik gemaakt van de **differentiërende soorten** aangeduid door het TWINSPAN-algoritme. Er werd ook een tweede benadering gevolgd voor het vinden van differentiërende soorten, op basis van de frequentie van de 100 door TWINSPAN weerhouden soorten in de TWINSPAN-vegetatietypes. Dit is weergegeven in Tabel 2.15, waarbij bovenstaande indeling in 4 frequentieklassen en 10 bedekkingsklassen werd gehanteerd (Tabel 2.15 en 2.16). De soorten in de tabel zijn herschikt zodat de meest ideale diagonaalstructuur werd bekomen. Voor elk vegetatietype zijn een aantal soorten omkaderd die als differentiërend te beschouwen zijn. Een soort werd omkaderd indien ze in het vegetatietype tegelijk haar hoogst voorkomende frequentieklasse en een van haar drie hoogst voorkomende bedekkingsklassen had. Sommige soorten zijn op die manier kenmerkend voor 2 of meer vegetatietypes. Deze werkwijze liet voor de 8 unieke vegetatietypes toe een aantal extra soorten als differentiërend te identificeren, naast degene die door TWINSPAN worden aangeduid.

Soorten die in geen enkel van de 8 vegetatietypes een frequentie van 25 % haalden (frequentieklasse B) zijn ter vereenvoudiging weggelaten uit Tabel 2.15. Dit was het geval voor 34 soorten, die zijn opgenomen als zeldzame soorten in Tabel 2.16.

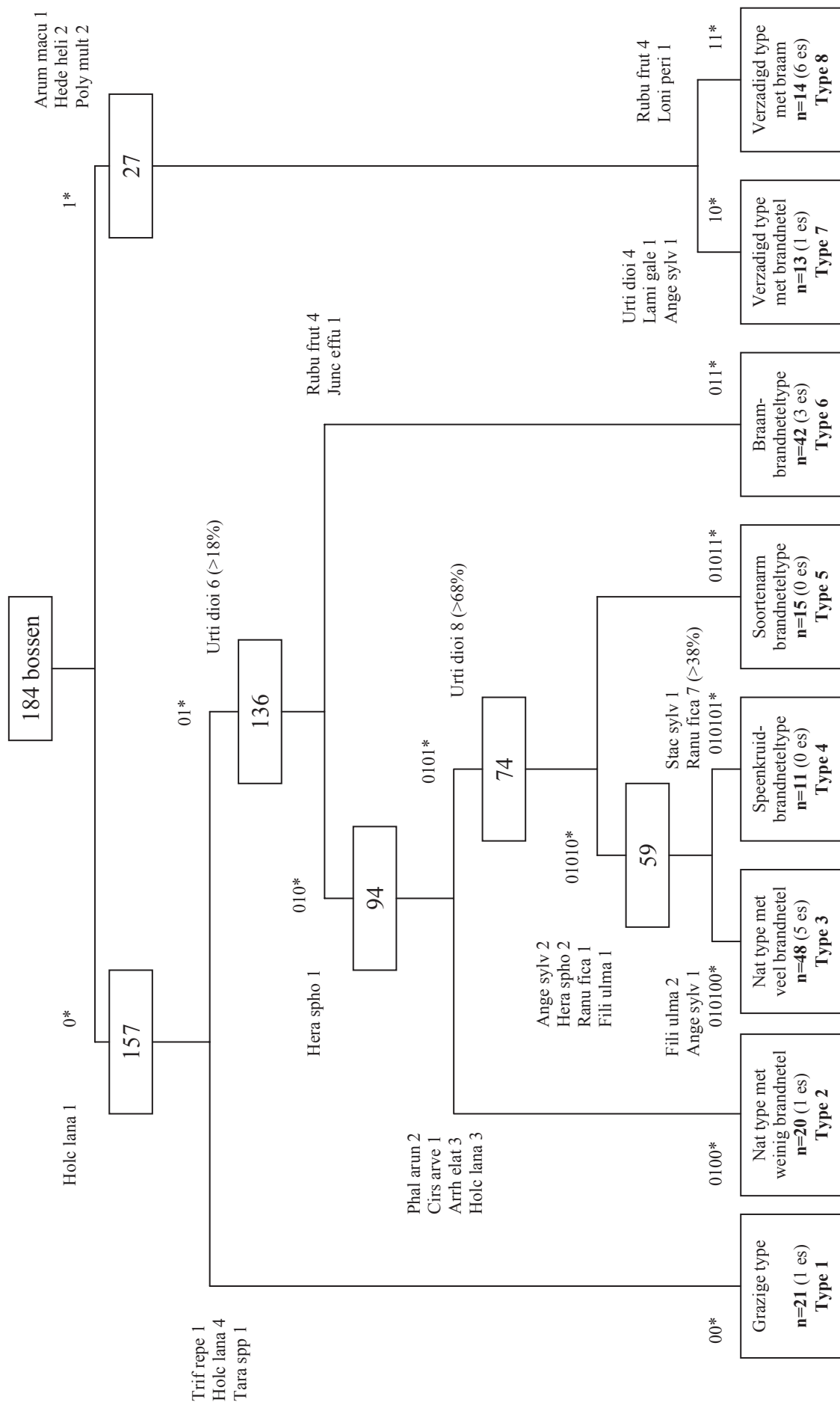


Fig. 2.4 Dendrogram van de hiërarchische opsplitsing door TWINSpan. Voor elke opsplitsing zijn de differentiërende soorten van TWINSpan weergegeven, alsook het aantal proefvlakken in de groep (n) en tussen haakjes hoeveel van de proefvlakken essenbestanden zijn.

Tabel 2.15 Herschikte TWINSPAN-tabel. De kenmerkende soorten voor elk vegetatietype zijn omkaderd. Links de gemiddelde bedekking van de soort in het type in klassen (I: <1 %; II: 1-2 %; III: 2-3 %; IV: 3-4 %; V: 4-8 %; VI: 8-18 %; VII: 18-38 %; VIII: 38-68 %; IX: 68-88 %; X: >88 %). Rechts de frequentie van de soort in het type in klassen (A: <25 %; B: 25-50 %; C: 50-75 %; D: 75-100 %). Soorten die in geen enkel vegetatietype een frequentie van 25 % (klasse B) haalden zijn weggelaten uit deze tabel en werden opgenomen in Tabel 2.16.

TWINSPAN-vegetatietype								
N	1 21	2 20	3 48	4 11	5 15	6 42	7 13	8 14
Trifolium repens	II C				I A	I A		
Taraxacum spp	II C		I A	I A	I B	I A		
Stellaria media	II C		I A	II A	I B	I A	I B	
Elymus repens	II B	I A						
Poa pratensis	IV B	I A	I A			I A		
Lolium perenne	III B	I A			I A			
Cirsium vulgare	I B	I A	I A		I A	I A		
Ranunculus acris	I B	I A	I A			I A		
Rumex obtusifolius	II C	I B	I A		I A	I A		
Ranunculus repens	III D	I B	II B	I B	I B	II B	I B	I A
Holcus lanatus	VI D	III C	I A	I A	I A	III C		I A
Poa trivialis	III C	I A	II C	II B	II B	I B	I B	I A
Dactylis glomerata	III C	III C	I A		I A	I A		
Epipactis helleborine	I B	I B	I A	I B	I B	I A	I A	
Arrhenatherum elatius	II B	IV C	I A	I A	I A	I A		I A
Vicia cracca	I A	I B	I A			I A		
Glyceria maxima		I B	I A			I A		
Myosoton aquaticum		I B	I A	I A		I A		
Lythrum salicaria	I A	I B	I A			I B		
Eupatorium cannabinum	I A	I B	I A	I A		I B		I A
Phalaris arundinacea	I B	III C	I B			II B		
Alopecurus pratensis		III C	I A	I A	I A	I A		
Heracleum sphondylium	I B	III D	II C	III C	I A	I A	I A	
Galeopsis tetrahit	II B	III D	II C	II C	I B	II C	I B	I A
Cirsium arvensis	I B	III D	I B	I A	I A	I B	I A	I A
Symphytum officinalis	I B	III C	II B	I B	I A	I B	I A	I A
Angelica sylvestris	I A	III D	II D	I B	I A	I B	I C	
Calystegia sepium	I A	I B	I B		I A	I A		
Filipendula ulmaria	I A	III C	III C	I B	I A	I B	I B	I A
Humulus lupulus	I A	I B	I B			I B	I A	
Glechoma hederacea	III C	IV D	III D	V D	IV C	II B	IV C	II B
Galium aparine	III C	V D	V D	VII D	II C	III D	III C	II C
Cirsium oleraceum	I A	I B	I B	I B		I A	I B	I A
Urtica dioica	IV D	VI D	IX D	VIII D	VIII D	VI D	VI D	III C
Rubus caesius	I A	II A	II B	I A	I A	I A	I A	I A
Epilobium hirsutum	I A	I A	I B	I A		I A		
Iris pseudacorus		I A	I B		I A	I B	I A	I A
Solanum dulcamara	I A	I A	I B	I A		I B		
Anthriscus sylvestris	I A	I A	I A	II C	I A			
Lamium album	I A	I B	I A	II C	I A			
Alliaria petiolata	I A		I A	I B			I A	I A
Ranunculus ficaria	II B	I B	III C	VI D	I A	I A	III C	IV C
Melandrium dioicum		I A	I B	III C	I A	I A	I B	I A
Stachys sylvatica	I A	I A	I B	III D		I A	I B	I A
Geum urbanum	I A	I A	I A	II C		I A	II C	I B
Geranium robertianum	I A		I A	III B	I A		II B	I A
Moehringia trinerva	I A		I A	I A	II B	I B	I A	I A
Cirsium palustre	I A	I B	I B		I A	II C		I A
Lysimachia vulgaris		I A	I A			I B		
Dryopteris carthusiana			I A	I A		I B		
Juncus effusus	I A		I A			II C		I A
Dryopteris dilatata		I A		I A	I A	I B	I A	I A
Lycopus europaeus		I A	I A			I B		I A
Rubus fruticosus	II B	I B	II B	II B	I B	VI D	II C	V D
Athyrium filix-femina			I A			I B	I A	I B
Adoxa moschatellina			I A	I A			III B	I A
Lamium galeobdolon			I A	I A			IV C	I A
Paris quadrifolia						I A	I B	I A
Arum maculatum	I A		I A	I B	I A		II C	II C
Circaea lutetiana			I A		I A	I A	II B	I B
Primula elatior			I A	I A		I A	I B	II B
Hedera helix	I A		I A	I A	I A	I A	III C	IV C
Aegopodium podagraria	I A	I A	I A	II A		I A	I A	I B
Lonicera periclymenum			I A		I A	I B	I A	I C
Anemone nemorosa			I A		I A	I A	II B	III C
Polygonatum multiflorum			I A			I A	I B	II C

Tabel 2.16 Minder frequent voorkomende soorten in populierenbossen (frequentie in geen van de TWINSPAN-vegetatietypes ≥ 25 %) die mee bepalend zijn voor de TWINSPAN-indeling.

Ajuga reptans, *Agrostis gigantea*, *Agrostis stolonifera*, *Arrhenatherum elatius ssp. elatius*, *Bromus sterilis*, *Caltha palustris*, *Cardamine amara*, *Cardamine flexuosa*, *Cardamine hirsuta*, *Cardamine pratensis*, *Carex acutiformis*, *Carex remota*, *Chaerophyllum temulum*, *Deschampsia cespitosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Epilobium angustifolium*, *Epilobium spp.*, *Equisetum arvense*, *Equisetum telmateia*, *Holcus mollis*, *Hypericum dubium*, *Lapsana communis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lysimachia nummularia*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides*, *Phragmites australis*, *Rubus idaeus*, *Rumex conglomeratus*, *Scrophularia nodosa*, *Stachys palustris*, *Stellaria holostea*, *Torilis japonica* en *Valeriana repens*

2.3.1.2. Bespreking van de TWINSPAN-indeling

De indeling in 8 groepen of vegetatietypes wordt hierna in detail besproken. Eerst worden de door TWINSPAN aangeduide **differentiërende soorten** opgesomd, met hun respectieve bedekking (weergegeven door een cijfer achter de naam, overeenstemmend met de tiendelige Braun-Blanquetschaal uit Tabel 2.3). Verder worden per TWINSPAN-groep de ook de andere soorten aangeduid die meer voorkomen dan in de andere groepen (**preferentiële soorten**) op voorwaarde dat ze in de groep een frequentie hebben van ten minste 25 %. Omdat ook juist soorten die slechts sporadisch voorkomen (frequentie < 25 %) van groot belang kunnen zijn voor het natuurbehoud, worden deze bij de vegetatietypes apart vermeld als **minder frequente soorten**. Dit zijn de soorten uit Tabel 2.16, aangevuld met een aantal minder frequente soorten die niet door TWINSPAN zijn weerhouden (vooraf werd ingesteld enkel de 100 meest differentiërende soorten te weerhouden), maar toch aandacht verdienen bij het beheer (bossoorten, relictten van graslanden, enz).

Grasvegetaties en brandnetelvegetaties (0*) vs. verzadigde plantengemeenschappen (1*)

Op het eerste niveau van de indeling worden de proefvlakken met overwegend grasvegetaties en brandnetelrijke vegetaties samen onder 0* geplaatst, terwijl de opnames rijk aan oud-bossoorten alle onder 1* gegroepeerd worden. Grofweg vertegenwoordigt 0* dus de pioniervegetaties en vegetaties die zich in een intermediaire successiefase bevinden, terwijl 1* de min of meer verzadigde plantengemeenschappen omvat.

Constance soorten voor de Vlaamse populierenbossen zijn *Galium aparine*, *Glechoma hederacea*, *Galeopsis tetrahit*, *Rubus fruticosus* en *Urtica dioica*. Soorten met lagere frequentie maar die wel in alle 8 vegetatietypes voorkomen zijn *Ranunculus repens*, *Poa trivialis*, *Cirsium arvense*, *Symphytum officinalis*, *Filipendula ulmaria*, *Rubus caesius* en *Ranunculus ficaria*.

0* differentieert zich van 1* door *Holcus lanatus* 1. Preferentiële soorten van 0* zijn *Galeopsis tetrahit*, *Cirsium arvense*, *Cirsium palustre*, *Epipactis helleborine*, *Heracleum sphondylium*, *Phalaris arundinacea*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* en *Symphytum officinalis*.

De differentiërende soorten van 1* zijn *Arum maculatum* 1, *Hedera helix* 2 en *Polygonatum multiflorum* 2. Andere differentiërende soorten zijn *Adoxa moschatellina*, *Anemone nemorosa*, *Arum maculatum*, *Circaea lutetiana*, *Dryopteris filix-mas*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Lamium galeobdolon*, *Lonicera periclymenum*, *Polygonatum multiflorum* en *Primula elatior*.

Verdere indeling 0*

Het tweede niveau van de indeling splitst de groep 0* verder in 00* (hoofdzakelijk door grassen gedomineerde vegetaties) en 01* (vegetaties met tenminste 18 % bedekking van Grote brandnetel).

De groep 00* (**Grazige type → type 1**) heeft *Trifolium repens* 1, *Holcus lanatus* 4 en *Taraxacum* spp 1 als differentiërende soorten. Andere differentiërende soorten zijn *Stellaria media*, *Elymus repens*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Ranunculus acris*, *Rumex obtusifolius*, *Epipactis helleborine*, *Ranunculus repens* en *Cirsium vulgare*. Deze groep heeft verder geen preferentiële soorten. Weinig frequente soorten voor deze groep zijn *Agrostis gigantea*, *Bromus sterilis*, *Cardamine amara*, *Cardamine hirsuta*, *Cardamine pratensis*, *Carex hirta*, *Linaria vulgaris*, *Prunella vulgaris* en *Veronica chamaedris*. Opvallend is de sterke vertegenwoordiging van grassen en graslandsoorten in dit type (Fig 2.5 en 2.6). De opname die aanvankelijk werd uitgesloten (nummer 51, met een sterke dominantie van *Calamagrostis epigejos*) kan dus bij dit type worden ingedeeld.

*01 heeft als differentiërende soort *Urtica dioica* 6. Verder zijn *Angelica sylvestris*, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium palustre*, *Filipendula ulmaria*, *Humulus lupulus*, *Rubus caesius* preferentiële soorten voor deze groep.



Fig. 2.5 Vegetatie van het Grazige type onder populier (Waasmunster).



Fig. 2.6 Vegetatie van het Grazige type onder populier (Hingene).

Deze groep splitst zich verder op in 010* (alluviale populierenbossen en sterk vervuilde populierenbossen) en 011* (mesotrofe populierenbossen met braam en Grote brandnetel)

010* groepeert alle jonge natte alluviale populierenbossen, alsook alle populierenbossen waar de Grote brandnetel zeer sterk domineert. Als differentiërende soort wordt *Heracleum sphondylium* 1 aangeduid. Preferentiële soorten zijn *Melandrium dioicum*, *Ranunculus ficaria* en *Rubus caesius*.

010* valt uiteen in 0100* (alluviale populierenbossen) en 0101* (brandnetelruigtes)

Groep 0100* (**Nat type met weinig brandnetel → type 2**) omvat voornamelijk populierenbossen die gelegen zijn op natte en voedselrijke alluviale bodems, langsheen beken en rivieren (Fig. 2.7 en 2.8). *Phalaris arundinacea* 2, *Cirsium arvense* 1, *Arrhenaterum elatius* 3 en *Holcus lanatus* 3 worden door TWINSPAN als differentiërende soorten aangeduid. De groep heeft nog meer differentiërende soorten: *Alopecurus pratensis*, *Glyceria maxima*,

Myosoton aquaticum, *Galeopsis tetrahit*, *Eupatorium cannabinum*, *Lythrum salicaria*, *Vicia cracca*, *Symphytum officinalis* en *Heracleum sphondylium*. Preferentiële soorten zijn ook *Dactylis glomerata* en *Rumex obtusifolius*. Minder frequente soorten voor deze groep zijn *Arrhenatherum elatius ssp. elatius*, *Cardamine flexuosa*, *Carex acutiformis*, *Chaerophyllum temulum*, *Equisetum telmateia*, *Lapsana communis*, *Linaria vulgaris*, *Myosotis scorpioides*, *Phragmites australis* en *Stellaria graminea*.



Fig. 2.7 Zeggenvegetatie in Nat type met weinig brandnetel (Hingene).



Fig. 2.8 Nat type met weinig brandnetel (Hingene).

0101* groepeert alle populierenbossen waarin de Grote brandnetel sterk domineert (bedekking > 38%): differentiërende soort is *Urtica dioica* 8. Als preferentiële soorten kunnen ook *Melandrium dioicum*, *Poa trivialis*, *Ranunculus ficaria* en *Stachys sylvatica* worden vermeld.

0101* valt verder uiteen in 01010* (populierenbossen op vochtige tot natte voedselrijke bodem) en 01011* (zeer soortenarme populierenbossen)

01010* groepeert een aantal natte populierenbossen op rijke, alluviale bodems en een aantal populierenbossen op rijkere leembodems. Differentiërende soorten zijn *Angelica sylvestris* 2, *Heracleum sphondylium* 2, *Ranunculus ficaria* 1 en *Filipendula ulmaria* 1. Bij de preferentiële soorten zijn *Angelica sylvestris*, *Cirsium oleraceum*, *Galeopsis tetrahit*, *Humulus lupulus*, *Iris pseudacorus*, *Melandrium dioicum*, *Poa trivialis*, *Stachys sylvatica* en *Symphytum officinale*.

01010* valt verder uiteen in 010100* (Nat type met veel brandnetel) en 010101* (Speenkruid-Brandneteltype)

De groep 010100* (**Nat type met veel brandnetel → type 3**) omvat een aantal populierenbossen op natte en voedselrijke alluviale bodem waarin de Grote brandnetel hoge bedekkingen haalt (Fig. 2.9 en 2.10). De vegetatie wordt er verder voornamelijk gedomineerd door moerasplanten. Differentiërende soorten zijn *Filipendula ulmaria* 2 en *Angelica sylvestris* 1. Andere differentiërende soorten zijn *Calystegia sepium*, *Poa trivialis*, *Humulus lupulus*, *Rubus caesius*, *Epilobium hirsutum*, *Iris pseudacorus* en *Solanum dulcamara*. Als preferentiële soorten voor deze groep zijn *Cirsium palustre*, *Phalaris arundinacea* en *Rubus caesius* te vermelden. Zeldzame soorten voor de groep zijn *Ajuga reptans*, *Caltha palustris*, *Carex acutiformis*, *Chaerophyllum temulum*, *Lysimachia vulgaris*, *Phragmites australis*, *Rumex conglomeratus*, *Scrophularia auriculata* en *Valeriana repens*. Een deel van de alluviale populierenbossen is goed ontwikkeld en bevat naast populaties van Dotterbloem (*Caltha palustris*) ook Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*) als typische oud-bosplant.



Fig. 2.9 Nat type met veel brandnetel (Weert).



Fig. 2.10 Nat type met veel brandnetel (Vlassenbroek).

010101* (**Speenkruid-brandneteltype → type 4**) groepeert een beperkt aantal populierenbossen waar in het voorjaar een min of meer dicht tapijt van Speenkruid voorkomt (Fig. 2.11 en 2.12). Differentiërende soorten zijn *Stachys sylvatica* 1 en *Ranunculus ficaria* 7. Ook *Epipactis helleborine*, *Anthriscus sylvestris*, *Lamium album*, *Alliaria petiolata*, *Melandrium dioicum*, *Geum urbanum* en *Geranium robertianum* kunnen als differentiërende soorten worden vermeld. Preferentiële soort is tenslotte *Arum maculatum*. Zeldzame soorten voor deze groep zijn *Bromus sterilis*, *Lathraea clandestina*, *Rumex conglomeratus* en *Veronica hederifolia*. De populierenbossen van deze groep zijn ondanks de goede bodemkwaliteit (leem) relatief soortenarm. Bosplanten komen nauwelijks voor, op goed koloniserende bodembedekkende soorten als Speenkruid (*Ranunculus ficaria*) en in mindere mate Klimopereprijs (*Veronica hederifolia*) na.



Fig. 2.11 Speenkruid-brandneteltype (Muizenbos, Ranst).



Fig. 2.12 Speenkruid-brandneteltype (Muizenbos, Ranst).

Beide groepen hebben ook een aantal soorten gemeenschappelijk die hen differentiëren van de andere groepen, namelijk *Glechoma hederacea*, *Galium aparine*, *Cirsium oleraceum* en *Urtica dioica*.

Voor de groep 01011* (**Soortenarm brandneteltype → type 5**) worden in de TWINSKAN-indeling geen differentiërende soorten gevonden. De populierenbossen behorende tot deze

groep zijn duidelijk soortenarmer dan de andere groepen en bevatten alleen enkele zeer algemene soorten, voornamelijk ruigtesoorten. Op basis van Tabel 2.15 kunnen wel *Moehringia trinerva*, *Epipactis helleborine* en *Urtica dioica* als differentiërend worden aangeduid. Verder zijn *Stellaria media* en *Taraxacum spp* preferentiële soorten. Voorbeelden van dit vegetatietype zijn te zien in Fig. 2.13 en 2.14. Deze groep bevat geen zeldzame plantensoorten.



Fig. 2.13 Soortenarm brandneteltype (Eksaarde).



Fig. 2.14 Soortenarm brandneteltype (Kalken).

011* (**Braam-brandneteltype → type 6**) heeft *Rubus fruticosus* 4 en *Juncus effusus* 1 als differentiërende soorten. Naast de genoemde soorten zijn ook *Athyrium filix-femina*, *Cirsium palustre*, *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris dilatata*, *Moehringia trinerva*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Solanum dulcamara*, *Iris pseudacorus*, *Humulus lupulus*, *Eupatorium cannabinum* en *Lythrum salicaria* differentiërende soorten voor deze groep. Een andere preferentiële soort is *Lonicera periclymenum*. Minder frequente soorten voor deze groep zijn *Ajuga reptans*, *Cardamine flexuosa*, *Cardamine pratensis*, *Carex acutiformis*, *Carex elongata*, *Carex remota*, *Carex riparia*, *Carex sylvatica*, *Deschampsia cespitosa*, *Galium palustre*, *Holcus mollis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Mentha aquatica*, *Milium effusum*, *Prunella vulgaris*, *Rubus idaeus*, *Scrophularia auriculata*, *Scrophularia nodosa*, *Valeriana repens* en *Viola riviniana*.

De vegetatie van de populierenbossen in deze groep kan in grote lijnen als een braam-brandnetelruigte worden omschreven. Ze bevat een aantal soorten die typisch zijn voor bossen op minder voedselrijke (mesotrofe) bodems. De Grote brandnetel is onder deze omstandigheden niet meer in staat om een volstrekte dominantie te ontwikkelen en wordt gedeeltelijk vervangen door braam (Fig. 2.15 en 2.16), zeker in de jonge lichtrijke fasen van de bestandsontwikkeling. Opvallend is de sterke vertegenwoordiging van storingssoorten (bijv. *Juncus effusus* en *Epilobium angustifolium*). Toch bevatten de populierenbossen van deze groep ook tal van interessante soorten, zoals een groot aantal vochtminnende soorten (waaronder veel zeggensoorten), en een beperkt aantal oud-bossoorten.



Fig. 2.15 Populierenbos van het Braam-brandneteltype (Balegem).



Fig. 2.16 Populierenbos van het Braam-brandneteltype (Eksaarde).

Verdere indeling 1*

De groep 1* wordt op het tweede niveau verder opgesplitst in 2 groepen, zijnde 10* (Verzadigd type met brandnetel) en 11* (Verzadigd type met braam).

10* (Verzadigd type met brandnetel → type 7) omvat een groep van populierenbossen waarin naast brandnetel een aantal duidelijk basenminnende oud-bosplanten voorkomen (Fig. 2.18 en 2.19). Differentiërende soorten zijn *Urtica dioica* 4, *Lamium galeobdolon* 1 en *Angelica sylvestris* 1. Daarnaast kunnen ook *Cirsium oleraceum*, *Geum urbanum*, *Geranium robertianum*, *Adoxa moschatellina* en *Paris quadrifolia* als differentiërende soorten worden beschouwd. Verder zijn *Filipendula ulmaria*, *Galeopsis tetrahit*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* en *Stellaria media* preferentiële soorten. Minder frequente soorten voor deze groep zijn *Allium ursinum*, *Allium vineale*, *Brachypodium sylvaticum*, *Caltha palustris*, *Cardamine amara*, *Listera ovata*, *Poa nemoralis*, *Scrophularia auriculata*, *Stellaria holostea*, *Veronica montana*, *Viola odorata* en *Viola reichenbachiana*. Het voorkomen van een groot aantal (voornamelijk kalkminnende) oud-bossoorten maakt deze populierenbossen ecologisch zeer waardevol.

Ook de groep 11* (**Verzadigd type met braam → type 8**) wordt gekenmerkt door het voorkomen van een groot aantal oud-bossoorten. Hier heeft de braam echter de plaats van de brandnetel ingenomen (Fig. 2.17). De differentiërende soorten van deze groep zijn *Rubus fruticosus* 4 en *Lonicera periclymenum* 1. Andere differentiërende soorten zijn *Athyrium filix-femina*, *Aegopodium podagraria*, *Anemone nemorosa* en *Polygonatum multiflorum*. Minder frequente soorten voor deze groep zijn *Allium ursinum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Caltha palustris*, *Carex remota*, *Carex sylvatica*, *Deschampsia cespitosa*, *Epilobium palustre*, *Fragaria vesca*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Hypericum quadrangulum*, *Maianthemum bifolium*, *Melica uniflora*, *Mercurialis perennis*, *Milium effusum*, *Rumex sanguineus* en *Viola reichenbachiana*. Ook hier duidt het voorkomen van een groot aantal oud-bossoorten op de hoge ecologische waarde van de populierenbossen.

Op het eerste zicht lijken de twee verzadigde types vrij goed op elkaar afgezien van de hogere bedekking van brandnetel in de ene groep en van braam in de andere groep: ze hebben immers verschillende soorten gemeenschappelijk die hen differentiëren van de andere groepen (*Arum maculatum*, *Circaea lutetiana*, *Primula elatior* en *Hedera helix*). Wel lijken in het Verzadigd type met brandnetel de basenminnende bossoorten iets beter vertegenwoordigd (*Cirsium*

oleraceum, terwijl in het Verzadigd type met braam iets meer zuurminnende soorten voorkomen. De soortensamenstelling doet vermoeden dat de populierenbossen van type 8 ook iets droger zijn dan die van type 7.



Fig. 2.18 Eenbes en Grote keverorchis in Verzadigd type met brandnetel (Etbos, Eksaarde).



Fig. 2.17 Verzadigd type met braam (Hingene).



Fig. 2.19 Bosvegetatie in Verzadigd type met brandnetel (Muizenbos, Ranst).

Belangrijke opmerking: de hiërarchische indeling die gemaakt wordt door een wiskundig algoritme als TWINSpan mag niet als strikt worden aanzien. TWINSpan is louter een hulpmiddel om inzicht te verwerven in een dataset en de indeling dient verder te worden geïnterpreteerd. Het is nu eenmaal eigen aan dichotome hiërarchische indelingen dat een aantal opnames verkeerd worden geklasseerd omdat ze eigenlijk karakteristieken bezitten van twee of meerdere klassen. TWINSpan maakt immers een artificiële splitsing in een continuüm. Ook hier lijken de verschillende vegetatietypes geen afgebakend geheel te vormen, maar elkaar veeleer gedeeltelijk te overlappen, zo blijkt uit de onderlinge overeenkomsten in soortensamenstelling bij een aantal vegetatietypes.

2.3.2. Partitioning Around Medoids (PAM) clustering

Naast de hiërarchische TWINSPAN-indeling werd eveneens getracht een betere opsplitsing van de dataset te bekomen aan de hand van een cluster algoritme: Partitioning Around Medoids (PAM).

De clustering van de dataset leverde geen bevredigend resultaat op en was niet in staat duidelijk gescheiden groepen af te bakenen. Daarom werd besloten voor de verdere analyses de door TWINSPAN afgeleide vegetatietypes te gebruiken.

2.3.3. Verspreiding en voorkomen van de vegetatietypes in Vlaanderen

Fig. 2.20 geeft het relatieve voorkomen van de verschillende vegetatietypes in populierenbossen weer.

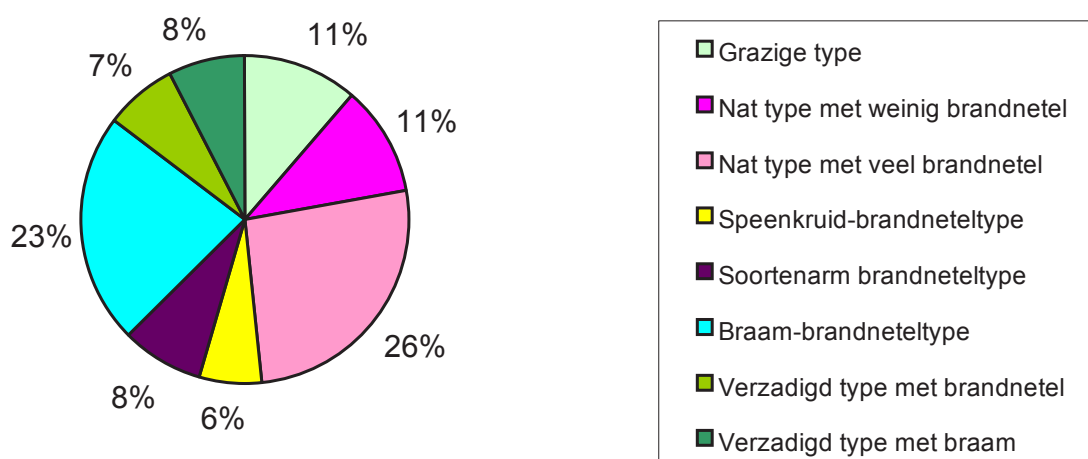


Fig. 2.20 Het relatieve voorkomen van de vegetatietypes in populierenbossen (gebaseerd op de TWINSPAN-indeling).

Het Nat type met brandnetel en het Braam-brandneteltype komen het meest frequent voor; het Speenkruid-brandneteltype en het Verzadigd type met brandnetel zijn de meest zeldzame types. Wat ook opvalt is dat slechts 14,7 % van de populierenbossen een min of meer verzadigde bosplantengemeenschap herbergt. Anderzijds domineert de Grote brandnetel in veel populierenbossen sterk het vegetatiebeeld: 63,1 % van de opnames behoort tot een der 4 brandneteltypes.

In Vlaanderen komt volgens de Bosreferentielaag (Bos & Groen 2001c) ongeveer 24.000 ha populierenbos voor. De gevonden percentages kunnen geëxtrapoleerd worden naar geschatte oppervlaktes voor Vlaanderen, hetgeen weergegeven is in Tabel 2.16.

Tabel 2.16 Geschatte oppervlakte van de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes in Vlaanderen op basis van de boskartering 2000.

TWINSPAN-vegetatietype	%	Geschatte oppervlakte in Vlaanderen (ha)
Grazige type	11,4	2.700
Nat type met weinig brandnetel	10,9	2.600
Nat type met brandnetel	26,1	6.200
Speenkruid-brandneteltype	6,0	1.400
Soortenarm brandneteltype	8,2	1.900
Braam-brandneteltype	22,8	5.500
Verzadigd type met brandnetel	7,1	1.700
Verzadigd type met braam	7,6	1.800
Som	100	24.000

Fig. 2.21 geeft een aanduiding van de verspreiding van de onderzochte proefvlakken voor elk vegetatietype. Deze kaartjes hebben enkel een illustratieve waarde. De Vlaamse bosinventaris is immers slechts een beperkte steekproef van het ganse populierenareaal, zodat het zeer waarschijnlijk is dat bepaalde vegetatietypes een groter verspreidingsgebied hebben dan uit deze kaartjes af te leiden valt.

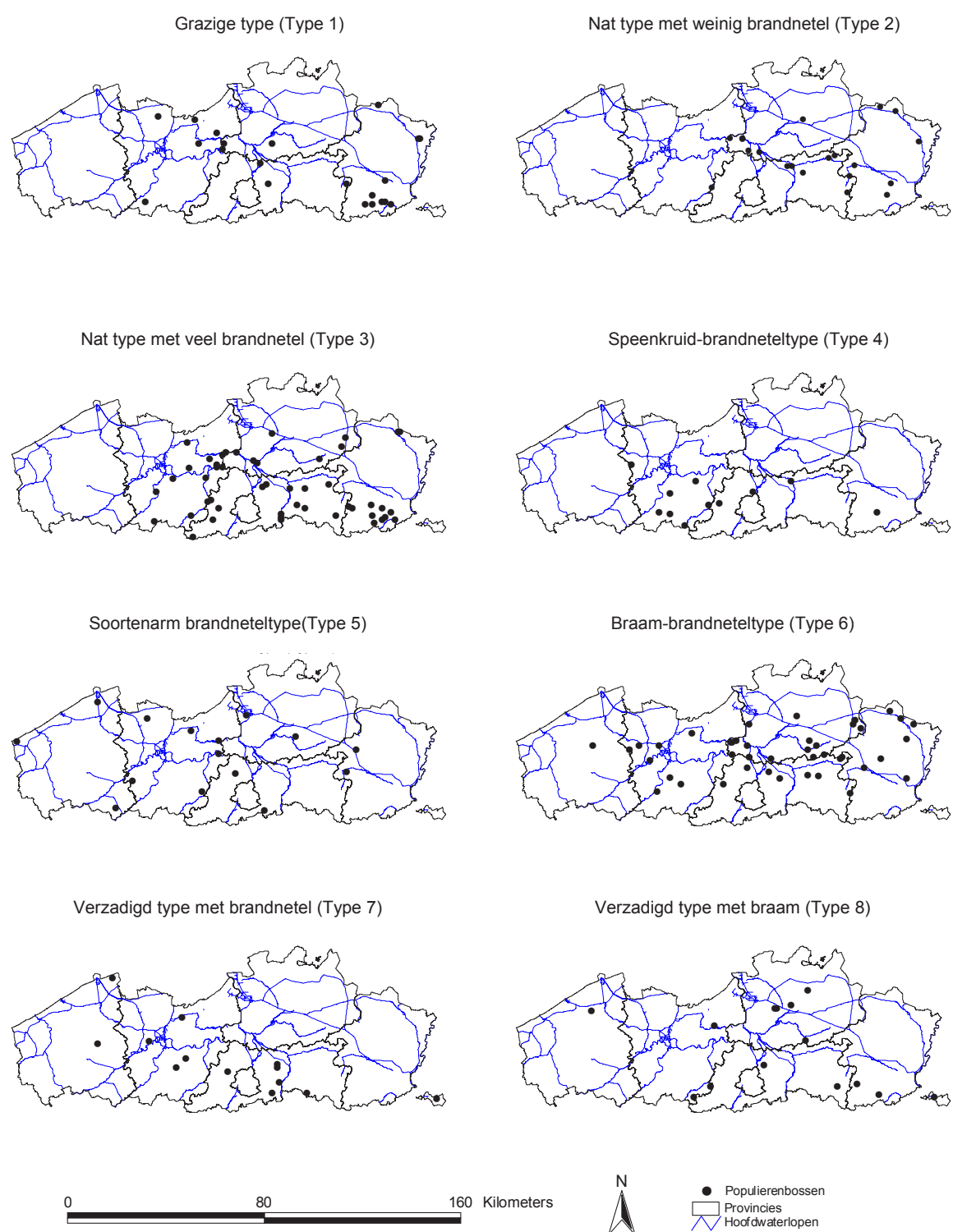


Fig. 2.21 Verspreiding van de onderzochte proefvlakken in Vlaanderen voor de 8 TWINSpan-vegetatietypes.

2.3.4. Karakterisering van de TWINSPAN-vegetatietypes op basis van de omgevingsvariabelen

Hierna worden de vegetatietypes die via de TWINSPAN-analyse werden afgeleid meer in detail besproken, met aandacht voor de onderlinge verschillen in gemeten en berekende omgevingsvariabelen.

2.3.4.1. Soortenrijkdom in relatie tot de indicatorwaarden van Ellenberg (1974)

De totale soortenrijkdom verschilt weinig tussen de verschillende types. Alleen type 5 is duidelijk soortenarmer dan de andere types (20 soorten).

In de types 7 en 8 komen meer boomsoorten en struiksoorten voor dan in de andere types. Ook het aantal oud-bossoorten en mossoorten in deze types is hoger dan in de andere types. In de types 1, 2 en 6 is het totaal aantal kruidachtige soorten echter het hoogst.

De gemiddelde waarde van het lichtgetal van Ellenberg (1974) is het laagst in de types 7 en 8 wat in overeenstemming is met het hogere aantal schaduwtolerante oud-bossoorten en de beter ontwikkelde struiklaag. De waarden van de andere getallen verschilt slechts weinig tussen de types.

Tabel 2.17 Soortenrijkdom en gemiddelde waarde voor licht (L), vocht (F), bodemreactie (R) en stikstof (N) voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
<u>Soortenrijkdom</u>								
Totaal aantal soorten	31	28	27	26	20	34	30	27
Aantal boomsoorten	1	1	2	2	2	2	3	4
Aantal kruidachtige soorten	25	24	22	19	13	25	21	18
Aantal bossoorten Tack et al. 1993	4	3	6	6	3	8	10	9
Aantal bossoorten Hermy et al. 1998	1	0	1	2	1	3	4	5
Aantal struiksoorten	1	2	2	2	3	5	5	5
Aantal mossoorten	4	2	3	4	4	6	5	5
<u>Gewogen Ellenbergwaarden</u>								
mL	6,6	6,9	6,3	5,6	6,1	6,3	4,7	4,6
mF	5,7	6,4	6,3	6,0	5,8	6,4	5,7	5,4
mR	6,6	6,8	6,9	6,8	6,9	6,2	6,9	6,3
mN	6,5	7,1	7,9	7,7	8,0	6,9	7,0	6,6

2.3.4.2. Oppervlakte en vorm van de bosbestanden

De gemiddelde oppervlakte van de bosbestanden in de dataset is 2,96 ha, met een zeer brede range die varieert tussen 0,15 ha en 28,7 ha. Het merendeel van de bestanden is evenwel zeer klein (grootteorde 1 ha), slechts enkele zijn groter dan 5 ha (Fig. 2.22). Dit blijkt ook uit de mediaanwaarde (1,42 ha), die een stuk lager ligt dan het gemiddelde.

De vorm van de bosbestanden is zeer variabel. Bepaalde percelen zijn extreem langgerekt, tot bijna lijnvormig, bijvoorbeeld smalle stroken bos die langsheen een waterloop zijn aangeplant. Ook komen er enkele zeer onregelmatig gevormde populierenbossen voor. Beide groepen hebben een hoge omtrek-oppervlakteverhouding en shape-index (tot resp. maximaal 0,14 en 3,65). Andere zijn veel regelmatiger gevormd - rechthoekig tot bijna vierkant - en hebben een lage omtrek-oppervlakteverhouding en shape-index (tot resp. minimaal 0,008 en 1,1).

Voor al deze variabelen zijn er weinig verschillen tussen de vegetatietypes onderling (Tabel 2.18).

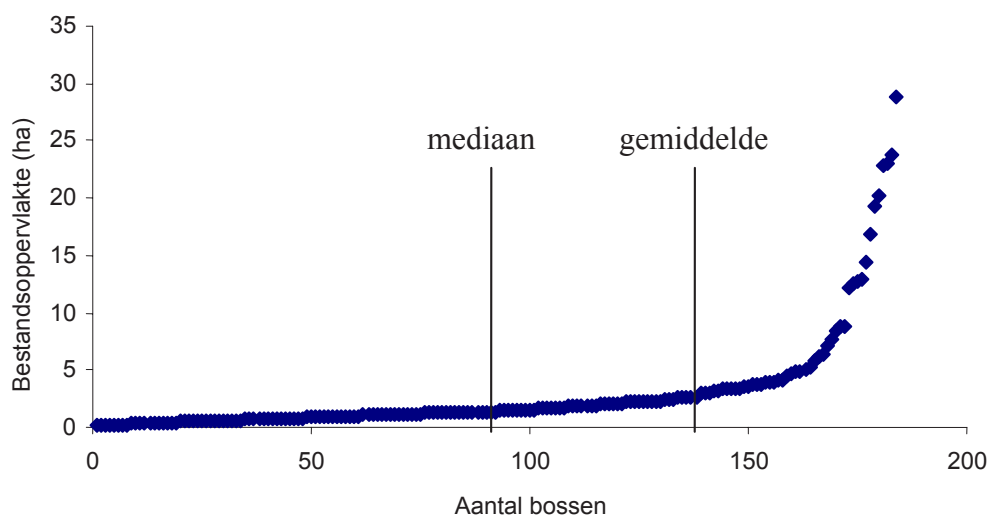


Fig. 2.22 Verdeling van de bestandsoppervlakte van de populierenbossen.

Tabel 2.18 Variabelen voor de oppervlakte en de vorm voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
Oppervlakte A (m ²)	25998	34663	19163	21582	57873	21853	39726	52782
Omtrek P (m)	671	792	614	673	1101	671	949	990
P/A	0,044	0,041	0,047	0,048	0,045	0,045	0,042	0,031
Patton-index	1,352	1,413	1,374	1,420	1,522	1,394	1,458	1,378

2.3.4.3. Historiek

De gemiddelde bosleeftijd verschilt duidelijk tussen de vegetatietypes onderling, zoals blijkt uit Tabel 2.19. Ook de voorgeschiedenis van de populierenbossen vertoont grote onderlinge verschillen tussen de types. Het historisch grondgebruik werd voor ieder proefvlak nagegaan aan de hand van 8 chronologisch opeenvolgende historische kaarten, met als oudste de Ferrariskaart (1775). Op basis daarvan werd berekend hoelang ieder populierenbos een welbepaald grondgebruik kende sinds 1775, wat is weergegeven in Fig. 2.23.

Tabel 2.19 Variabelen voor de historiek voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
Bosleeftijd (jaar)	55	42	50	84	58	74	88	139
Aantal jaren bos	68	47	61	102	63	95	126	161
Aantal jaren akker	66	39	34	51	72	45	34	40
Aantal jaren grasland	71	117	121	65	58	72	51	16
Aantal jaren heide	10	18	4	0	19	8	10	3
Aantal jaren veen	0	0	0	0	9	2	0	0
Aantal jaren ander bodemgebruik	9	3	4	6	4	3	2	4

De bossen van het Grazige type vormen een diverse groep. Sommige zijn lange tijd als grasland beheerd en werden vervolgens bebost met populier (Fig. 2.23a). Andere zijn sedert lange tijd bos, in één geval gaat het zelfs om een oud bos.

De populierenbossen van het Nat type met veel brandnetel en het Nat type met weinig brandnetel zijn duidelijk het langst als grasland beheerd (Fig. 2.23b en 2.23c). Het gaat in veel gevallen om marginale graslanden in valleigebieden, die met populier werden bebost om het economisch rendement te verhogen. Oude bossen komen binnen deze types niet voor. In een aantal natte alluviale populierenbossen zijn ook drainagegrachten aangelegd, teneinde de standplaats voldoende droog te houden.

De populierenbossen van het Speenkruid-brandneteltype zijn gemiddeld al iets langer bos dan de voorgaande types (Fig. 2.23d). Er zitten zowel percelen tussen met een langdurig akkerverleden als met een langdurig graslandverleden. Eén proefvlak ligt in oud bos.

De populierenbossen van het Soortenarm brandneteltype vormen een heterogene groep (Fig. 2.23e). Het gaat vrijwel uitsluitend om jonge bossen, maar met een zeer uiteenlopende historiek (akker, grasland, heide, gestoorde bodem,...). Eén proefvlak ligt in oud bos.

Onder de populierenbossen van het Braam-brandneteltype vinden we meerdere bossen die al een vrij lange bosgeschiedenis hebben (Fig. 2.23f). In drie gevallen gaat het om oud bos. De jongere bossen van dit type hebben meestal een grasland- of akkerverleden.

De populierenbossen van het Verzadigd type met brandnetel hebben alle een vrij lange bosgeschiedenis, maar er komen geen echt oude bossen in voor (Fig. 2.23g). De meeste bossen waren voordien grasland, enkele akker.

De populierenbossen van het Verzadigd type met braam zijn gemiddeld het oudst. In vier gevallen gaat het om oud bos (Fig. 2.23h). De meeste bossen waren voordien akker, enkele grasland.

Fig. 2.23 Historisch grondgebruik voor de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris: bos, akker, grasland of overig bodemgebruik (heide, boomgaard, opgespoten terrein, enz). De nummers van de proefvlakken stemmen overeen met de nummers in Bijlage 1.

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
7	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Bos	Bos
8	Grasland	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
16	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos
38	Overige	Overige	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
49	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
50	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
62	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Akker	Bos
70	Bos	Grasland	Akker	Overige	Overige	Bos	Bos	Bos
72	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Akker	Grasland	Bos
88	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
93	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Bos	Bos
125	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
146	Grasland	Bos	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
159	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
166	Bos	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Bos
168	Overige	Overige	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos
172	Overige	Overige	Overige	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos
176	Overige	Grasland	Bos	Overige	Bos	Bos	Bos	Bos
177	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
178	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
185	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos

Fig. 2.23a Grazige type (type 1).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
21	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Overige	Bos	Bos
23	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
26	Akker	Grasland	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
32	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
39	Overige	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
43	Overige	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Grasland	Bos
80	Bos	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
83	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
100	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
101	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
105	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
107	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
112	Akker	Akker	Bos	Akker	Akker	Overige	Bos	Bos
117	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
119	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
121	Overige	Overige	Grasland	Overige	Overige	Overige	Grasland	Bos
131	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
162	Grasland	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
169	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
182	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Akker	Overige	Bos	Bos

Fig. 2.23b Nat type met weinig brandnetel (type 2).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
9	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
18	Akker	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
19	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Overige	Bos	Bos
20	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
27	Grasland	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
36	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
41	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
45	Overige	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
46	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
61	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
63	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
65	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
66	Bos	Bos	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
69	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Grasland	Grasland	Bos
71	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
73	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
75	Akker	Akker	Akker	Grasland	Akker	Bos	Bos	Bos
78	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
82	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
90	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
91	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Bos
98	Grasland	Grasland	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
106	Grasland	Grasland	Akker	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
109	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
116	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Akker	Bos	Bos
130	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
136	Bos	Bos	Grasland	Grasland	Akker	Akker	Bos	Bos
138	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
142	Grasland	Grasland	Grasland	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
144	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
148	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
152	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
153	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
154	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
155	Grasland	Grasland	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos
157	Grasland	Grasland	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Bos
161	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
163	Grasland	Akker	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
165	Grasland	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
167	Akker	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Overige	Bos
171	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
174	Grasland	Grasland	Overige	Overige	Overige	Overige	Overige	Bos
175	Grasland	Grasland	Bos	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
179	Grasland	Grasland	Akker	Bos	Bos	Overige	Overige	Bos
181	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
184	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Overige	Bos	Bos
186	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Grasland	Bos	Bos
189	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos

Fig. 2.23c Nat type met veel brandnetel (type 3).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
57	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
67	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
87	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
104	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
126	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
133	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
134	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
135	Bos	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
137	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
143	Bos	Bos	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos
173	Overige	Grasland	Grasland	Overige	Akker	Akker	Overige	Bos

Fig. 2.23d Speenkruid-brandneteltype (type 4).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
1	Akker	Akker	Akker	Overige	Grasland	Grasland	Bos	Bos
4	Overige	Overige	Overige	Overige	Overige	Bos	Bos	Bos
6	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
11	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Akker	Bos	Bos	Bos
14	Overige	Overige	Overige	Akker	Akker	Overige	Bos	Bos
17	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
33	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
74	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
85	Akker	Akker	Akker	Akker	Overige	Overige	Akker	Bos
114	Grasland	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Overige	Grasland	Bos
118	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
123	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
124	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Bos
132	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Bos
149	Bos	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos

Fig. 2.23e Soortenarm brandneteltype (type 5).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
12	Grasland	Bos	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
15	Akker	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
22	Bos	Bos	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
24	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
25	Grasland	Grasland	Bos	Overige	Akker	Bos	Bos	Bos
30	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
34	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
35	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
37	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
40	Overige	Overige	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
42	Overige	Akker	Grasland	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos
44	Overige	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
47	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Overige	Bos	Bos
48	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Overige	Overige	Bos
53	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
55	Bos	Bos	Akker	Akker	Akker	Overige	Overige	Bos
56	Bos	Grasland	Overige	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
59	Grasland	Grasland	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
60	Grasland	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
64	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Grasland	Bos	Bos
76	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
77	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
81	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
84	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos
86	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Grasland	Bos	Bos
89	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos
94	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
95	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
97	Overige	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
99	Overige	Bos	Bos	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
103	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
108	Grasland	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
110	Bos	Bos	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
111	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos
113	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
115	Grasland	Overige	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
120	Overige	Grasland	Akker	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
122	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
127	Bos	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
129	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
141	Bos	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos
160	Overige	Grasland	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos

Fig. 2.23f Braam-brandneteltype (type 6).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
2	Overige	Overige	Overige	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
10	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
54	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
58	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
68	Bos	Bos	Bos	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos
102	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
128	Grasland	Grasland	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
145	Bos	Bos	Bos	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos
150	Akker	Akker	Akker	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos
151	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos
156	Grasland	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
158	Overige	Grasland	Bos	Bos	Grasland	Grasland	Grasland	Bos
188	Bos	Bos	Akker	Akker	Bos	Overige	Bos	Bos

Fig. 2.23g Verzadigd type met brandnetel (type 7).

Proefvlak	1775	1850	1863	1896	1938	1968	1980	1999
3	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
5	Akker	Akker	Grasland	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
13	Akker	Akker	Akker	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos
28	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
29	Bos	Akker	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
31	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
92	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
96	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
139	Bos	Bos	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
140	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
164	Overige	Bos	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos	Bos
170	Akker	Akker	Bos	Akker	Bos	Bos	Bos	Bos
180	Bos	Grasland	Overige	Grasland	Bos	Bos	Bos	Bos
187	Grasland	Grasland	Grasland	Bos	Bos	Grasland	Bos	Bos

Fig. 2.23h Verzadigd type met braam (type 8).

2.3.4.4. Bodemkenmerken

In Tabel 2.20 is per type het gemiddeld aandeel (%) van de oppervlakte weergegeven per textuurklasse, drainageklasse en profielontwikkeling, berekend op basis van een overlay met de bodemkaart. In Fig. 2.24 is een kruisdiagram weergegeven tussen textuurklasse en drainageklasse voor de verschillende types.

Bij de proefvlakken van het Grazige type zijn naar bodemkenmerken twee groepen te onderscheiden (Fig. 2.24a). De grootste groep proefvlakken komt voor op een lichte zandleem- tot leembodem (L en A), waarvan het vochtgehalte evenwel sterk kan schommelen (drainageklassen b tot g). Veel van deze gronden hebben geen profielontwikkeling (p). Een kleinere groep van proefvlakken heeft een matig droge zandbodem (Z en S, c en d). Kleibodems komen binnen het Grazige type niet voor.

Tabel 2.20 Gemiddeld aandeel (%) van de oppervlakte per textuurklasse, dranaigeklasse en profielontwikkeling voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes (overlay met de bodemkaart).

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<u>Textuur (%)</u>								
Z_text	23,81	5,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	14,29
S_text	4,76	10,00	6,25	0,00	20,00	23,81	0,00	0,00
P_text	4,76	5,00	8,33	0,00	6,67	23,81	7,69	21,43
L_text	23,81	15,00	6,25	18,18	0,00	9,52	0,00	21,43
A_text	28,57	10,00	39,58	63,64	26,67	9,52	53,85	21,43
E_text	0,00	40,00	27,08	18,18	6,67	14,29	15,38	7,14
U_text	0,00	10,00	4,17	0,00	13,33	2,38	7,69	0,00
G_text	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14
V_text	0,00	0,00	2,08	0,00	0,00	9,52	0,00	0,00
Afwijkende_text	14,29	5,00	6,25	0,00	26,67	0,00	15,38	7,14
<u>Drainageklasse (%)</u>								
a_drain	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14
b_drain	9,52	5,00	4,17	9,09	20,00	0,00	30,77	14,29
c_drain	14,29	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	7,14
d_drain	23,81	20,00	16,67	36,36	26,67	23,81	15,38	14,29
e_drain	14,29	30,00	22,92	9,09	13,33	26,19	7,69	21,43
f_drain	0,00	40,00	39,58	9,09	13,33	30,95	30,77	28,57
g_drain	4,76	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
h_drain	9,52	0,00	2,08	36,36	0,00	4,76	0,00	0,00
i_drain	9,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Onbepaalde_drain	14,29	5,00	8,33	0,00	26,67	7,14	15,38	7,14
<u>Profielontwikkeling (%)</u>								
a_prof	4,76	0,00	2,08	9,09	13,33	0,00	15,38	21,43
b_prof	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	7,14	23,08	0,00
c_prof	23,81	5,00	0,00	9,09	0,00	19,05	0,00	7,14
d_prof	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
e_prof	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14
f_prof	0,00	5,00	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00
g_prof	14,29	10,00	2,08	0,00	0,00	14,29	0,00	7,14
h_prof	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00
m_prof	0,00	0,00	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
p_prof	33,33	75,00	83,33	81,82	46,67	45,24	46,15	50,00
x_prof	4,76	0,00	2,08	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00
Afwijkende_prof	14,29	5,00	8,33	0,00	26,67	9,52	15,38	7,14

In het Nat type met weinig brandnetel (Fig. 2.24b) is de bodem gemiddeld nat tot zeer nat (drainageklassen d, e en f). Bijna alle proefvlakken hebben een relatief recent gevormde alluviale bodem zonder profielontwikkeling (p). In tegenstelling tot het Grazige type heeft de helft van de bodems in dit type een kleiige textuur (textuurklasse E of U); zandleembodems en leembodems komen veel minder voor.

Het Nat type met veel brandnetel (Fig. 2.24c) is qua bodemkenmerken vrij gelijkaardig aan het Nat type met weinig brandnetel, zij het dat de bodems iets lichter zijn van textuur (A en E) en wellicht iets voedselrijker gezien dit type frequenter voorkomt in de leemstreek. De bodems zijn nat tot zeer nat (drainageklassen d, e, f en g), telkens zonder profielontwikkeling (p), wat inderdaad wijst op alluviale bodems.

De proefvlakken van het Speenkruid-brandneteltype (Fig. 2.24d) komen uitsluitend voor op zandleembodems, leembodems en kleibodems (L, A en E). De meeste bodems vertonen de drainageklasse d of e, wat duidt op matig natte tot natte gleyige bodems, iets drogere bodems dus dan de bossen van type 2 en type 3. De meeste bodems hebben ook hier geen profielontwikkeling (p).

De proefvlakken van het Soortenarm brandneteltype (Fig. 2.24e) komen voor op zeer uiteenlopende bodemtypes, gaande van lemig zand (S) tot zware klei (U) voor de textuurklasse en van droog (b) tot zeer nat (f) voor de drainageklasse. De meeste hebben geen profielontwikkeling (p), enkele een textuur-B-horizont (a) of humus-ijzer-B-horizont (g). Vier van de elf proefvlakken hebben een sterk gestoorde bodem of een bodem van antropogene oorsprong (opgespoten terrein).

Het Braam-brandneteltype (Fig. 2.24f) wordt globaal gekenmerkt door matig natte tot natte bodems (drainageklasse d, e of f). Bijna alle textuurklassen komen in dit type voor, maar de meeste zijn van het lichtere type en zitten binnen de range lemig zand (S) tot klei (E). Ook de enkele proefvlakken met een veenbodem komen alle binnen type 6 voor. Het merendeel van de bodems is profielloos (p), maar ook humus-ijzer-B-horizonten (g) en verbrokkelde textuur-B-horizonten (c) komen vrij frequent voor.

Het merendeel van de proefvlakken van het Verzadigd type met brandnetel (Fig. 2.24g) ligt op rijkere leembodems (A) en kleibodems (E en U), waarin echter een brede range aan drainageklassen voorkomt (b, d, e en f). De helft van de bodems heeft geen profielontwikkeling (p), de rest heeft een textuur-B-horizont (a) of structuur-B-horizont (b).

Het Verzadigd type met braam (Fig. 2.24h) komt voor op bodems die gemiddeld iets lichter zijn dan die van type 7. De meest voorkomende textuurklassen zijn P, L en A, bijna altijd met een drainageklasse d tot f. Enkele proefvlakken komen voor op een relatief droge zandige bodem. De helft van de bodems heeft geen profielontwikkeling (p), de andere hebben een al dan niet verbrokkelde textuur-B-horizont (a of c) of een humus-ijzer-B-horizont (g).

Fig. 2.24 Kruisdiagram van textuurklasse en drainageklasse voor de 8 vegetatietypes. De grootte van de bollen staat in verhouding tot het aantal proefvlakken in elke klasse.

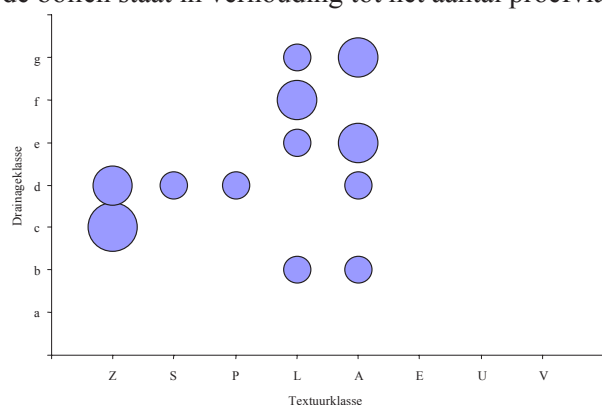


Fig. 2.24a Grazige type.

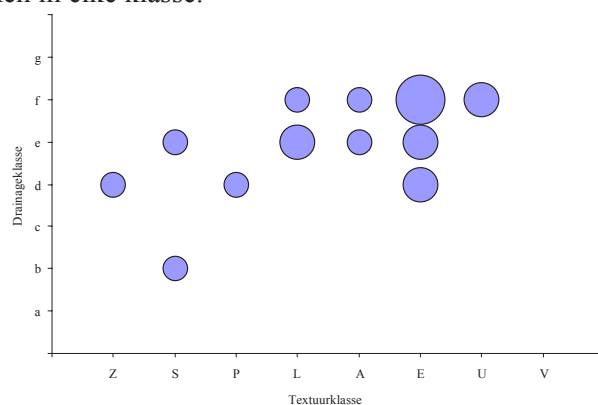


Fig. 2.24b Nat type met weinig brandnetel.

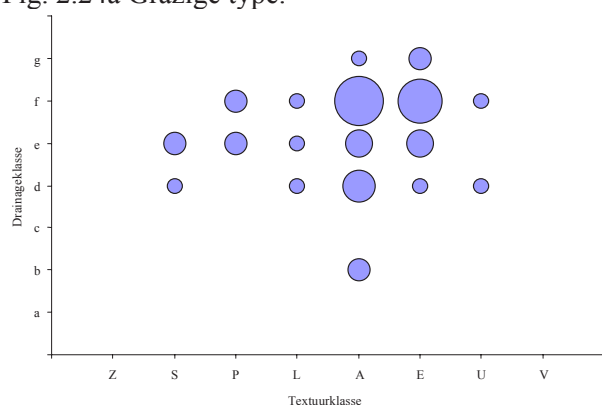


Fig. 2.24c Nat type met veel brandnetel.

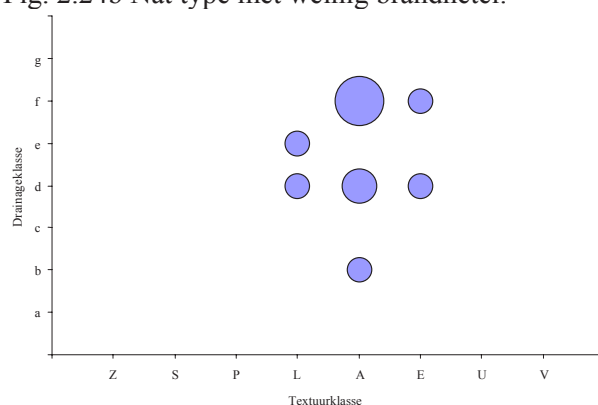


Fig. 2.24d Speenkruid-brandneteltype.

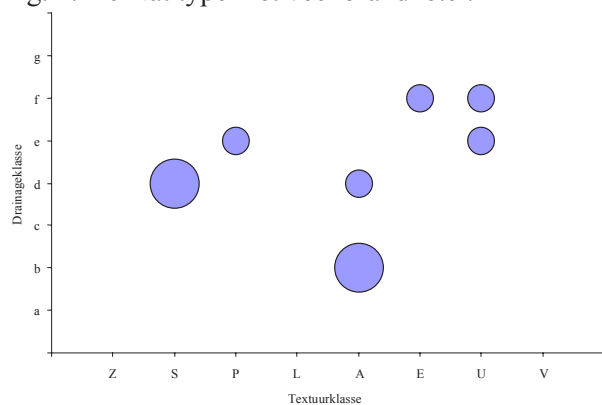


Fig. 2.24e Soortenarm brandneteltype.

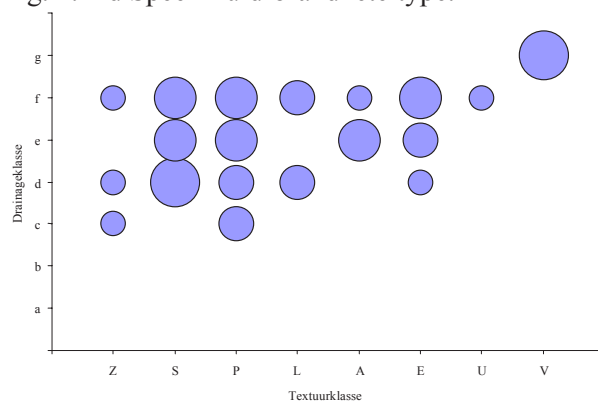


Fig. 2.24f Braam-brandneteltype.

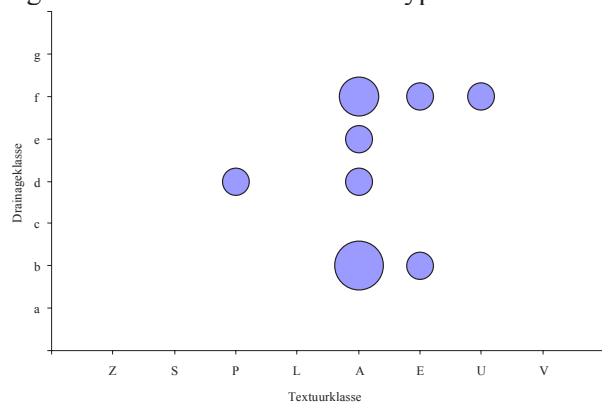


Fig. 2.24g Verzadigd type met brandnetel.

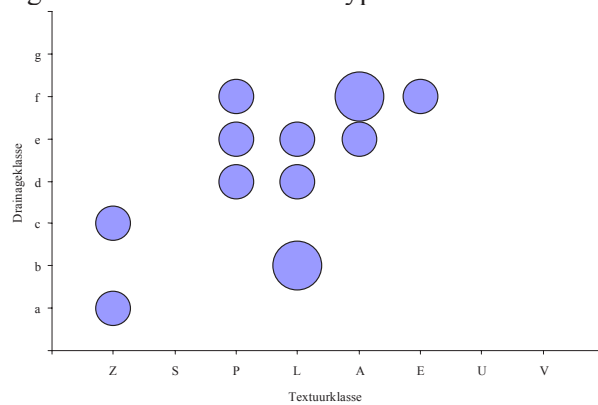


Fig. 2.24g Verzadigd type met braam.

2.3.4.5. Bosstructuur

De TWINSPAN-vegetatietypes vertonen onderling een aantal duidelijke verschillen qua bosstructuur, zo blijkt uit verschillende van de gemeten structuurvariabelen (Tabel 2.21) en uit de karakteristieken van de struiklaag.

Tabel 2.21 Waarde van de variabelen voor bosstructuur voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
Bosstructuur								
Leeftijd boombestand (jaar)	15	17	16	18	20	18	21	23
Gemiddelde boomdiameter (cm)	11,8	12,1	11,7	12,6	12,0	10,3	11,1	10,4
Gemiddelde diameter populier (cm)	39	42	42	44	37	42	38	45
Gemiddelde boomhoogte (m)	22,4	23,9	22,8	28,1	23,4	18,7	21,8	18,0
Dominante hoogte (m)	26,1	27,8	28,2	33,1	29,6	27,9	31,0	27,8
Vrije stamlengte (m)	11,0	11,9	12,9	14,8	12,9	11,2	13,7	11,7
Aantal bomen in proefcirkels 3 en 4	10	11	14	16	22	19	28	25
Stamtal	3702	1141	1163	3277	4315	5473	12393	13112
Grondvlak (m ²)	16,3	20,1	21,3	24,8	28,3	21,4	32,3	26,9
Werkhout (m ³)	208	227	256	289	215	216	270	259
Volkwal1 (m ³)	34	41	42	60	39	34	38	45
Volkwal2 (m ³)	56	58	74	66	49	57	90	71
Volkwal3 (m ³)	57	58	65	73	57	61	65	63
Volkwal4 (m ³)	61	69	75	90	70	63	77	80
Aandeel gelijkjarige bossen (%)	95,2	90,0	93,8	100,0	86,7	95,2	76,9	42,9
Aandeel ongelijkjarige bossen (%)	4,76	10,0	6,3	0,0	13,3	4,8	23,1	57,1
Aandeel hooghout (%)	95,2	100,0	97,9	90,9	100,0	97,6	76,9	85,7
Aandeel middelhout (%)	4,8	0,0	2,1	9,1	0,0	2,4	23,1	14,3
Sluiting <1/3 (%)	14,3	25,0	12,5	0,0	0,0	11,9	0,0	7,1
Sluiting ts 1/3 en 2/3 (%)	52,4	65,0	45,8	18,2	26,7	42,9	7,7	35,7
Sluiting >2/3 (%)	33,33	10,00	41,67	81,82	73,33	45,24	92,31	57,14
Enkel bovenetage (%)	80,95	80,00	54,17	36,36	26,67	23,81	0,00	0,00
Bovenetage en nevenetage (%)	19,05	20,00	45,83	63,64	73,33	76,19	100,00	100,00
Stamsgewijs (%)	4,76	10,00	20,83	9,09	46,67	54,76	38,46	85,71
Groepsgewijs (%)	0,00	0,00	0,00	9,09	0,00	2,38	0,0	0,00
Homogeen (%)	95,24	90,00	79,17	81,82	53,33	42,86	61,54	14,29
Totale bedekking vegetatie (%)	98,3	99,4	99,2	99,5	98,7	95,5	99,4	97,9
Bedekking boomlaag (%)	62,8	60,0	68,3	81,6	80,1	65,4	87,8	84,1
Bedekking struiklaag (%)	6,4	7,0	14,4	23,0	43,8	38,6	63,1	52,3
Bedekking kruidlaag (%)	91,0	98,5	93,7	84,5	77,8	81,2	79,7	61,8
Bedekking moslaag (%)	1,3	9,2	5,1	9,6	2,3	7,7	5,1	10,3
Hoogte boomlaag (m)	22,4	24,4	27,7	30,3	27,5	25,0	29,8	29,0
Hoogte struiklaag (m)	2,4	4,0	5,7	5,5	5,3	6,4	7,6	7,1
Hoogte kruidlaag (m)	114,9	182,0	168,8	158,2	118,1	151,0	141,5	115,0

2.3.4.5.1. Etageopbouw

Een eerste parameter die wijst op een verschil in verticale structuur is de etageopbouw van de populierenbossen, die meteen een maat is voor de verticale structuurdiversiteit. In de vegetatietypes met voornamelijk zeer jonge populierenbossen (types 1 en 2) blijkt vrijwel nergens een onderetage van bomen of struiken aanwezig te zijn. In de verzadigde vegetatietypes (types 7 en 8), alsook in het Soortenarm brandneteltype (type 5) en het Braam-brandneteltype (type 6) hebben de meeste proefvlakken tot zelfs alle proefvlakken daarentegen een meerlagige structuur (Tabel 2.17, Fig. 2.25).

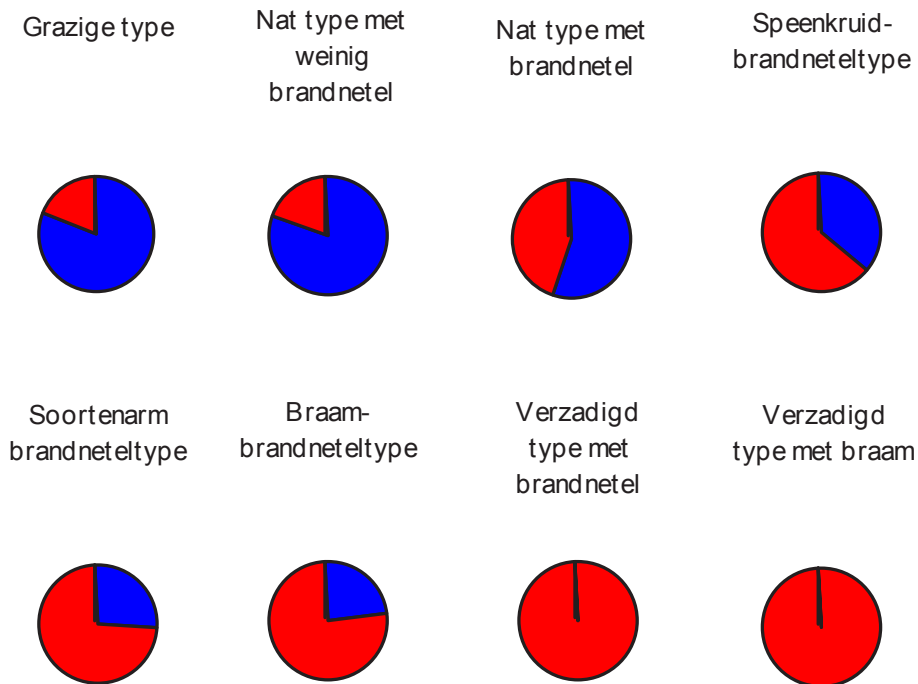


Fig. 2.25 Aandeel van de proefvlakken in de 8 TWINSpan-vegetatietypes zonder onderetage (blauw) en met onderetage (rood).

2.3.4.5.2. Gelijkjarigheid van het boombestand

Een tweede variabele die op verschillen in verticale structuuropbouw wijst is de gelijkjarigheid van het boombestand. In het Verzadigd type met brandnetel (type 7) en het Verzadigd type met braam (type 8) komt een vrij groot aandeel proefvlakken voor met een ongelijkjarige leeftijdsverdeling. In de overige types zijn de meeste proefvlakken gelijkjarig (Tabel 2.19). Dit loopt parallel met het grotere aandeel oude middelhoutstructuren in deze twee types (Tabel 2.17). In type 8 komen meerdere essenbossen voor, die vaak een middelhoutstructuur hebben. Populieren worden in het nog veel toegepaste kaalslagsysteem na 20 tot 30 jaar gekapt, waarbij de onderetage vaak grotendeels mee gekapt wordt. In slechts 5 % van de proefvlakken komen populieren voor ouder dan 40 jaar (Tabel 2.22). Voor es wordt een veel langere kapcyclus gehanteerd (80 jaar), waardoor de verjonging van bomen en struiken in de onderetage veel langer de tijd krijgt om zich ongestoord te ontwikkelen. Hierdoor komen bij es meer ongelijkjarige proefvlakken voor, met een meer gevarieerde structuur (Tabel 2.19).

Tabel 2.22 Verdeling van de leeftijdscategorieën voor het boombestand voor populier en es.

TWINSPAN type	Leeftijdscategorie	Populier		Es		Totaal	
		Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%
1	1 - 20 j	10	50	1	100	11	52
	21 - 40 j	9	45	0	0	9	43
	41 - 60 j	0	0	0	0	0	0
	Ongelijkjarig	1	5	0	0	1	5
	Totaal	20	100	1	100	21	100
2	1 - 20 j	4	21	0	0	4	20
	21 - 40 j	13	68	0	0	13	65
	41 - 60 j	1	5	0	0	1	5
	Ongelijkjarig	1	5	1	100	2	10
	Totaal	19	100	1	100	20	100
3	1 - 20 j	13	30	3	60	16	33
	21 - 40 j	27	63	1	20	28	58
	41 - 60 j	0	0	0	0	0	0
	Ongelijkjarig	3	7	1	20	4	8
	Totaal	43	100	5	100	48	100
4	1 - 20 j	2	18	0	0	2	18
	21 - 40 j	9	82	0	0	9	82
	41 - 60 j	0	0	0	0	0	0
	Ongelijkjarig	0	0	0	0	0	0
	Totaal	11	100	0	0	11	100
5	1 - 20 j	1	7	0	0	1	7
	21 - 40 j	11	73	0	0	11	73
	41 - 60 j	1	7	0	0	1	7
	Ongelijkjarig	2	13	0	0	2	13
	Totaal	15	100	0	0	15	100
6	1 - 20 j	12	31	1	33	13	31
	21 - 40 j	22	56	1	33	23	55
	41 - 60 j	4	10	0	0	4	10
	Ongelijkjarig	1	3	1	33	2	5
	Totaal	39	100	3	100	42	100
7	1 - 20 j	1	8	0	0	1	8
	21 - 40 j	7	58	0	0	7	54
	41 - 60 j	1	8	1	100	2	15
	Ongelijkjarig	3	25	0	0	3	23
	Totaal	12	100	1	100	13	100
8	1 - 20 j	1	13	0	0	1	7
	21 - 40 j	3	38	1	17	4	29
	41 - 60 j	2	25	0	0	2	14
	Ongelijkjarig	2	25	5	83	7	50
	Totaal	8	100	6	100	14	100
Totaal	1 - 20 j	44	26	5	29	49	27
	21 - 40 j	101	60	3	18	104	57
	41 - 60 j	9	5	1	6	10	5
	Ongelijkjarig	13	8	8	47	21	11
	Totaal	167	100	17	100	184	100

2.3.4.5.3. Soortensamenstelling van de struiklaag

De soortensamenstelling van de struiklaag (individuen hoger dan 2 m, diameter < 7 cm) werd in elk van de 184 populierenbossen onderzocht in een cirkelvormig proefvlak met straal $R=4,5$ m.

In totaal werd in 113 van de 184 proefvlakken (61,4 %) een struiklaag aangetroffen (ten minste 1 individu met de vereiste afmetingen aanwezig in de proefcirkel). Een kleine 40 procent van de proefvlakken bezit geen struiklaag en kan dus structuurarm genoemd worden. Een mogelijke verklaring voor de lage waarde ligt in de methodiek die bij de inventarisatie werd gebruikt: de bemonsterde steekproefcirkel ($R=4,5$ m, $S=63,62$ m²) is in verhouding immers erg klein tot de totale oppervlakte van het bos.

De soortensamenstelling van de struiklaag werd ook opgesplitst naar TWINSPAN-vegetatietype, weergegeven in Tabel 2.23. Er werd nagegaan welke soorten kenmerkend zijn voor bepaalde types (omkaderd in de tabel) op basis van volgend criteria:

- de soort heeft binnen het type haar hoogste frequentieklasse (in klassen van 10 %)
- de soort komt voor in ten minste 10 % van de populierenbossen van het type

Naast frequentie kan ook stamtal gebruikt worden voor de selectie van indicatorsoorten (vet gedrukt en onderstreept in de tabel). Hierbij werden volgende criteria gebruikt:

- de soort heeft binnen het type haar hoogste stamtalklasse (in klassen van 100 struiken/ha)
- de soort heeft een gemiddeld stamtal van ten minste 100 struiken/ha in het type

Het Grazige type (type 1) heeft algemeen de zwakst ontwikkelde struiklaag. Enkel de Amerikaanse vogelkers wordt als kenmerkende soort aangeduid, maar het gaat hier om 1 bos waar een zeer dichte struiklaag voorkomt (7.230 struiken/ha). In een aantal bossen van dit type is begrazing of een maaibeheer ingesteld. Dit verklaart het ontbreken van een struiklaag in dit type.

Het Nat type met weinig brandnetel (type 2) en het Nat type met veel brandnetel (type 3) hebben beide geen indicatorsoorten. Toch komen er gemiddeld meer struiken in deze types voor dan in het Grazige type. Het Nat type met brandnetel is rijker aan struiksoorten dan het Nat type zonder brandnetel: onder meer wilg, Meidoorn, Gelderse roos en Esdoorn komen enkel in het eerste type voor. Vlier en Zwarte els komen in beide types voor, zij het in lage aantallen. De eenmalige aanwezigheid van Linde, Walnoot en Beuk berust wellicht op toeval, mogelijk gaat het om aangeplante exemplaren.

De struiklaag van het Speenkruid-brandneteltype (type 4) wordt duidelijk gekenmerkt door een dominantie van es en Vlier. Omdat de bodems van dit type gemiddeld kalkrijker zijn voelt de es zich hier wellicht beter thuis. Ook de aanwezigheid van Rode kornoelje wijst hierop.

De populierenbossen van het Soortenarm brandneteltype (type 5) hebben de minst ontwikkelde struiklaag, die in hoofdzaak gedomineerd wordt door Vlier. Een van de redenen is dat het om gemiddeld sterk geïsoleerde populierenbossen gaat.

De struiklaag van het Braam-brandneteltype (type 6) is meestal vrij goed ontwikkeld en tamelijk soortenrijk. De meest kenmerkende soorten zijn wilg, Zwarte els, Zomereik, berk, Vuilboom en Amerikaanse vogelkers. Daarnaast komen ook Vlier, Hazelaar en es vrij frequent voor. Vuilboom en Amerikaanse eik wijzen in ieder geval op iets zuurdere, drogere bodems, in overeenstemming met de hogere bedekking van braam.

Het Verzadigd type met brandnetel (type 7) heeft gemiddeld de dichtste struiklaag van alle types. Kenmerkende soorten zijn Vlier, Hazelaar, es, Zwarte els, Meidoorn en Rode kornoelje. Daarnaast komen ook esdoorn, olm, Boskers, Tamme kastanje, Lijsterbes en Europese vogelkers voor. Soorten als es, olm, Europese vogelkers en Rode kornoelje wijzen in de richting van betere, meer kalkrijke bodems.

Het Verzadigd type met braam (type 8) heeft eveneens een dichte en soortenrijke struiklaag, met Vlier, Hazelaar, esdoorn, olm en wilg als indicatorsoorten. Hier komen evenwel ook een aantal soorten van zuurdere en drogere bodems voor, die minder frequent zijn dan in type 7, zoals Amerikaanse vogelkers, Haagbeuk en Amerikaanse eik. Ook komen es, Zwarte els, meidoorn en Rode kornoelje wat minder in dit type voor.

Tabel 2.23 Voorkomen van houtachtige gewassen in de struiklaag (individuen hoger dan 2 m, diameter < 7 cm) in de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes (gemiddeld stamtal per ha). De min of meer kenmerkende soorten zijn omkaderd. Tussen haakjes is het % proefvlakken weergegeven waarin de soort werd aangetroffen.

	TWINSPAN-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal plots	21	20	48	11	15	42	13	14
Beuk	0	39 (5)	3 (2)	0	0	0	0	0
Linde	0	0	13 (2)	0	0	0	0	0
Walnoot	0	0	3 (2)	0	0	0	0	0
Es	0	0	26 (13)	629 (36)	241 (7)	142 (12)	278 (31)	180 (14)
Vlier	30 (5)	212 (10)	206 (27)	1014 (27)	1121 (27)	591 (31)	847 (63)	606 (57)
Duindoorn	0	0	0	0	42 (13)	0	0	0
Gelderse roos	0	0	43 (2)	0	0	19 (5)	0	0
Am. vogelkers	344 (5)	0	7 (4)	0	0	19 (10)	0	45 (7)
Berk	0	0	0	0	0	225 (10)	0	0
Vuilboom	0	0	0	0	0	38 (14)	0	0
Zomereik	30 (10)	32 (10)	23 (6)	0	0	86 (26)	0	23 (14)
Zwarte els	0	24 (5)	62 (8)	72 (3)	0	139 (12)	169 (31)	90 (14)
Eur. Vogelkers	0	0	0	0	0	11 (2)	24 (8)	0
Wilg	97 (5)	0	79 (6)	29 (3)	0	124 (13)	0	23 (14)
Populier	8 (5)	0	16 (2)	0	0	60 (7)	24 (8)	23 (7)
Lijsterbes	0	0	0	0	0	26 (7)	12 (8)	23 (7)
Hazelaar	0	0	0	0	0	427 (14)	1246 (38)	618 (36)
Meidoorn	23 (5)	0	82 (5)	0	0	11 (2)	157 (15)	11 (7)
Rode kornoelje	0	0	0	43 (3)	0	0	339 (15)	146 (7)
Tamme kast.	0	0	0	0	94 (7)	0	36 (8)	0
Boskers	23 (5)	0	0	0	0	0	12 (8)	0
Olm	0	0	0	0	0	0	12 (8)	45 (21)
Esdoorn	15 (5)	0	3 (2)	57 (3)	32 (7)	15 (2)	61 (15)	663 (23)
Haagbeuk	0	0	0	0	0	0	0	90 (7)
Am. Eik	0	0	0	0	0	0	0	11 (7)
Totaal	569	307	567	1844	1530	1931	3216	2594

2.3.4.5.4. Structuurverschillen in het horizontaal vlak

Ook in het horizontaal vlak bestaan er structuurverschillen. Zo zijn de proefvlakken van de types 1, 2, 3 en 4 overwegend homogene populierenbossen, terwijl bij de types 5, 6, 7 en 8 veel meer bossen zitten waarin andere boomsoorten stamsgewijs gemengd zijn met de populieren en/of essen. Dit zijn vaak oude bossen die zijn ingeplant met populier.

Ook de sluitingsgraad van het kronendak verschilt tussen de vegetatietypes (Tabel 2.3). De populierenbossen van de types 1, 2, 3 en 6 hebben een overwegend lage ($< 1/3$) tot gemiddelde ($1/3$ - $2/3$) kroonsluiting, terwijl de populierenbossen van de types 4, 5, 7 en 8 een gemiddelde tot hoge ($> 2/3$) kroonsluiting hebben. Dit impliceert dat in de laatstgenoemde types meer schaduw aanwezig is.

2.3.4.5.5. Conclusie

Alle structuurvariabelen wijzen erop dat de populierenbossen met een min of meer verzadigde bosvegetatie (7 en 8) een gemiddeld hogere structuurdiversiteit bezitten. Toch is er ook nog een duidelijk verschil in structuur tussen de twee verzadigde types: het type met braam (type 8) is duidelijk lichtrijker en droger dan het type met brandnetel (type 7), wat mogelijk een van de verklaringen is voor de dominantie van beide soorten in de respectievelijke types.

2.3.4.6. Verjonging

Het voorkomen van verjonging (bomen en struiken lager dan 2 m en met diameter < 7 cm) in de proefvlakken werd bestudeerd in een cirkel met straal 2,25 m rond het centrum van het proefvlak. Slechts in 65 van de 184 proefvlakken (35 %) zijn zaailingen van bomen en/of struiken terug te vinden (Tabel 2.24). Het aantal boom- en struiksoorten in de verjonging varieert hierbij tussen 1 en 5, met een gemiddelde van 1,6 soorten. Het stamtal varieert tussen 629 en 62.800 per ha, met een gemiddelde van 7.739 zaailingen/ha in de proefvlakken met verjonging, wat overeenkomt met iets minder dan 1 zaailing per m².

Struiksoorten hebben het grootste aandeel in de verjonging. De voornaamste soort is de Vlier (35 proefvlakken), gevolgd door meidoorn (7), Hazelaar (4), Rode kornoelje (3), Gelderse roos (2), Vuilboom (2) en Duindoorn (1).

Bij de boomsoorten komt Gewone es (12), het meest in de verjonging voor, gevolgd door esdoorn (9), Zomereik (8), wilg (8), Zwarte els (4), Boskers (3), berk (2), populier (2), Haagbeuk (1) en Amerikaanse vogelkers (1).

In de proefvlakken van het Nat type met brandnetel (type 2) en het Grazige type (type 1) werd slechts in respectievelijk 17% en 24% van de proefvlakken verjonging aangetroffen. In de proefvlakken van het Verzadigd type met brandnetel (type 7) en het Verzadigd type met braam (type 8) werd in respectievelijk 69% en 64% van de proefvlakken verjonging aangetroffen. De laatste twee types bevatten gemiddeld de oudste bossen in de dataset. De bosleeftijd speelt dus zoals verwacht een rol in het voorkomen van verjonging: populierenbossen zonder verjonging zijn gemiddeld 56 jaar oud (mediaan 50 jaar), populierenbossen met verjonging gemiddeld 85 jaar (mediaan 72 jaar).

Tabel 2.24 Voorkomen van zaailingen (bomen en struiken lager dan 2 m en met diameter < 7 cm) in de TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype								Totaal
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Totaal aantal plots	21	20	48	11	15	42	13	14	184
Aantal plots met verjonging	5	6	8	5	6	17	9	9	65
% plots met verjonging	24	30	17	45	40	40	69	64	35
Gemiddeld aantal verjongende soorten in de plots met verjonging	2,2	1,0	1,0	1,6	1,2	1,5	1,6	2,9	1,6
Gemiddeld stamtaal/ha ($\times 1000$)	13,4	2,0	1,9	3,0	5,5	6,9	12,5	14,5	4,5

Het effect van isolatie op het voorkomen van verjonging werd hier niet bestudeerd. Het effect van isolatie zou zich kunnen uiten in de soortensamenstelling van de verjonging. Zo worden verschillende van de meest voorkomende soorten in de verjonging vrij eenvoudig door vogels over grote afstand verspreid (Vlier en in mindere mate meidoorn, Gelderse roos, Rode kornoelje, Boskers,...), terwijl soorten als es en Hazelaar veel moeilijker geïsoleerde nieuwe bossen kunnen koloniseren.

De gegevens van de Vlaamse bosinventaris tonen dus dat er gemiddeld maar weinig populierenbossen zijn waarin recente verjonging voorkomt (35 %). Dit cijfer is veel lager dan hetgeen de resultaten van Lust et al. (2001) suggereren, die populierenbossen onderzochten in een gebied van 160 km² in Vlaanderen en daarbij in 97 % van de proeflocaties verjonging aantroffen. Een mogelijke verklaring voor de lage waarden ligt, net als bij de struiklaag, in de methodiek die bij de inventarisatie werd gebruikt: de bemonsterde steekproefcirkel ($R=2,25$ m, $S=7,068$ m²) is in verhouding immers erg klein tot de totale oppervlakte van het bestand. Mogelijk komt in veel populierenbestanden dus toch verjonging voor, hoewel die binnen de proefcirkel niet werd vastgesteld (zeer beperkt of geconcentreerd buiten de proefcirkel). De resultaten van Lust et al. (2001) geven wel een ietwat vertekend beeld: De populierenbossen waren bij deze studie alle gelegen op rijke natte bodem, waar verjonging gewoonlijk zeer vlot gaat. Bovendien werd bij de proefopzet van vermelde studie een gelijke verdeling van het aantal populierenbossen binnen de leeftijdsklassen gebruikt, zodat evenveel oude als jonge bossen in de dataset aanwezig waren. In realiteit zijn populierenbossen overwegend jonge bossen, die per definitie nog een minder goed ontwikkelde struiklaag hebben. Overigens is de dichtheid van het aantal zaailingen in de proefvlakken waar wel verjonging werd geconstateerd niet gering: gemiddeld 10.614 zaailingen/ha, ofwel iets meer dan 1 zaailing/m².

2.3.4.7. Dood hout

Er zijn duidelijke verschillen tussen de types voor wat betreft het aandeel liggend dood hout. In het Grazige type (type 1) is slechts een geringe bedekking van liggend dood hout aanwezig, en dan nog uitsluitend van geringe diameter (Tabel 2.25). Het aantal staande dode bomen in de cirkel met diameter $R = 18$ m is overal zeer laag (Tabel 2.25).

De verklaring volgt uit het specifieke beheer van deze populierenbossen. Enerzijds is de onderetage zeer spaarzaam ontwikkeld, waardoor het dood hout bijna exclusief van de populieren afkomstig is, anderzijds is het waarschijnlijk dat in geval van een maaibeheer het zwaardere dood hout uit het bos wordt verwijderd om de beheerswerken vlotter te doen verlopen. Een aantal populierenbossen zijn ook pas zeer recent aangeplant, zodat geen oude stervende populieren aanwezig zijn. De grootste bedekking van liggend dood hout werd aangetroffen in de verzadigde bostypes (7 en 8) en vreemd genoeg eveneens in het Soortenarm

brandneteltype. Het gaat hierbij zowel om hout van geringe als van zwaardere diameters. In de verzadigde bostypes is de aanwezigheid van dood hout begrijpelijk, omwille van de ouderdom van de bossen; bij het Soortenarm brandneteltype (type 5) ligt de verklaring minder voor de hand. Mogelijk spelen toevalsfactoren hier een rol, zoals sterfte door roest of het laten liggen van kroonhout bij de voorgaande exploitatie. In de andere vier vegetatietypes werd een gemiddelde bedekking van liggend dood hout aangetroffen.

Tabel 2.25 Aandeel liggend dood hout per diameterklasse (%) en staand dood hout (aantal dode bomen per proefvlak) voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
<u>Liggend dood hout</u>								
2-7 cm LDH (%)	0,6	1,0	1,0	1,1	1,5	1,2	1,6	1,7
7-22 cm LDH (%)	0,2	0,6	0,6	0,7	0,8	0,8	1,2	1,3
>22 cm LDH (%)	0,0	0,5	1,5	0,3	4,8	1,2	1,8	5,2
>40 cm LDH (%)	0,0	0,1	0,5	1,0	0,9	0,5	1,8	0,1
Totaal dood hout (%)	0,8	2,2	3,6	3,1	8,0	3,7	6,4	8,3
<u>Staan dood hout</u>								
Aantal dode bomen per proefvlak	0,5	0,1	0,5	0,3	1,1	0,6	1,6	0,6

2.3.4.8. Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV)

In ArcView werd een overlay gemaakt tussen de kaartlaag met populierenbossen en de kaartlaag met de Potentieel Natuurlijke Vegetatie, gebaseerd op de bodemkartering (De Keersmaecker *et al.* 2001a). Dit werd uitgevoerd zowel voor de 184 geselecteerde proefvlakken uit de dataset van de Vlaamse bosinventaris als voor alle populierenbossen in Vlaanderen (bosreferentielaag, Bos & Groen 2001c). Omdat de PNV-kaart niet geheel gebiedsdekkend is (de duinen en de poldergebieden werden bij de bodemkartering niet gekarteerd) kon niet voor alle proefvlakken een classificatie worden gemaakt. De percentages voor de verschillende bostypes werden berekend voor de proefvlakken waarvoor een classificatie mogelijk was (totaal = 100 %). Het resultaat van de berekeningen is weergegeven in Tabel 2.22. Voor de Wilgenvloedbossen dient een bijkomende opmerking te worden gemaakt: deze zullen zich enkel bij vrije getijdenwerking tot een wilgenvloedbos kunnen ontwikkelen, zoniet zal het natuurlijke bostype een Elzenbroekbos of een Elzen-vogelkersbos zijn, afhankelijk van de karakteristieken van de standplaats.

Wanneer beide groepen vergeleken worden, blijken de verschillen in oppervlakte zeer beperkt te zijn, wat de representativiteit van de geselecteerde dataset nogmaals bevestigt. Het merendeel van de populierenbossen is gelegen op de standplaatsen van het Elzen-Vogelkersbos (41,5%), wat in feite de optimale standplaats is voor populier. Potentieel is dit cijfer nog iets hoger omdat dit bostype ook voorkomt op standplaatsen zonder getijdenwerking waar normaal een Wilgenvloedbos voorkomt (Tabel 2.22). Meer dan een derde van de populieren groeit op nattere (Elzenbroekbos) of drogere standplaatsen (Eikenbossen, Eiken-Haagbeukenbossen of Rijke Eiken-Beukenbossen en Typische Eiken-Beukenbossen), waar de populieren niet meer optimaal staan, maar meestal toch een vrij goede groei vertonen.

Opvallend is dat een vrij groot aantal populierenbossen (> 20%) op onaangepaste standplaatsen is aangeplant: tussen 11,4% en 17,5% van de proefvlakken bevindt zich op standplaatsen die eigenlijk te nat zijn voor populier (Wilgenvloedbos en Elzenbroekbos), terwijl 11,5% van de populierenbossen op te droge standplaatsen groeit (Arme Eiken-Beukenbossen en Eikenbossen). Hierbij geldt wel de bemerking dat deze gegevens zijn gebaseerd op de bodemkaart, waardoor een aantal als ongeschikt beoordeelde bodems

mogelijk toch geschikt zijn om gedurende een of meer generaties een kwaliteitsvol populierenbestand op te leveren (bijvoorbeeld zandgronden die voordien zwaar zijn bemest).

Tabel 2.22 Potentieel Natuurlijke Vegetatie van de proefvlakken met populieren uit de Vlaamse bosinventaris (184 proefvlakken) en voor gans Vlaanderen (22.181 populierenbestanden).

Bostype	Vlaamse bosinventaris		Vlaanderen	
	Oppervlakte (ha)	%	Oppervlakte (ha)	%
1 Wilgenvloedbos (bij vrije getijdewerking) en zoniet:	41	7,9	1621	6,5
- Elzenbroekbos	2	0,4	202	0,8
- Elzen-vogelkersbos	39	7,5	1420	5,7
2 Elzenbroekbos	29	5,6	2479	9,9
3 Elzen-vogelkersbos	179	34,4	10431	41,5
4 Eikenbossen, Eiken-Haagbeukenbossen of Rijke Eiken-Beukenbossen	28	5,4	2138	8,5
5 Typische Eiken-Beukenbossen	77	14,8	4065	16,2
6 Arme Eiken-Beukenbossen en Eikenbossen	82	15,7	2682	10,7
Totaal geclassificeerd	436	83,7	23417	93,2
Onbekend	85	16,3	1696	6,8
Totale oppervlakte	521	100	25113	100

Populieren groeien op onaangepaste standplaatsen langzaam en het sterftepercentage is op natte standplaatsen meestal hoog ingevolge (opeenvolgende) aantastingen door roestziekten (*Melampsora spp*) en Schorsbrand (*Dothichiza populea*) (Fig. 2.26). Deze populierenbossen kunnen wellicht beter worden omgevormd naar een meer natuurlijk bostype, bestaande uit inheemse loofboomsoorten, en met een zo groot mogelijk gebruik van natuurlijke verjonging. Hierbij kan men de resterende populieren in het bestand exploiteren of gewoon laten afsterven of eventueel in verschillende fasen ringen.



Fig. 2.26 Afstervend populierenbestand op een door verhoging van het grondwaterpeil extreem nat geworden standplaats (Broek De Nayer, Willebroek).

De Potentieel Natuurlijk Vegetatie werd ook bekeken voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes afzonderlijk (Tabel 2.26). Hieruit blijkt dat de standplaats van de proefvlakken van het Nat type met brandnetel (type 3), het Speenkruid-brandneteltype (type 4) en het Verzaaid type met brandnetel (type 7) het best beantwoordt aan de natuurlijke standplaats van populier. Het meest atypische milieu vinden we in de proefvlakken van het Grazige type (type 1), het Braam-brandneteltype (type 6) en het Soortenarm brandneteltype (type 5). Opmerking: het aantal proefvlakken is voor sommige types beperkt, zodat deze cijfers enigszins gerelativeerd moeten worden.

Tabel 2.26 Potentieel Natuurlijke Vegetatie in de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes.

Bostype	TWINSPAN-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken	21	20	48	11	15	42	13	14
Wilgenvloedbos	4,8	15,0	16,7	0,0	6,7	9,5	0,0	0,0
Elzenbroekbos	4,8	0,0	12,5	0,0	0,0	23,8	0,0	7,1
Elzen-vogelkersbos	19,0	60,0	52,1	81,8	26,7	23,8	53,8	42,9
Eikenbossen, Eiken-Haagbeukenbossen of rijke Eiken-Beukenbossen	4,8	0,0	6,3	9,1	26,7	7,1	30,8	0,0
Typische eiken-beukenbossen	33,3	0,0	2,1	0,0	13,3	19,0	0,0	28,6
Arme Eiken-beukenbossen en Eikenbossen	14,3	20,0	4,2	0,0	0,0	14,3	0,0	14,3
Onbepaald	19,0	5,0	6,3	9,1	26,7	2,4	15,4	7,1
Totaal	100	100	100	100	100	100	100	100

2.3.5. Verband tussen de omgevingsvariabelen en de soortensamenstelling van de kruidlaag

2.3.5.1. CCA-analyse

Na een eerste uitvoering van de CCA-analyse bleken twee opnames outliers te zijn (de nummers 2 en 4, Bijlage 1), beide populierenbossen in duingebied met een afwijkend groeimilieu. Deze opnames werden verwijderd, waarna de analyse opnieuw werd uitgevoerd.

Samen verklaren de eerste 4 assen 9,7 % van de variantie in de dataset; de eigenwaarden van de eerste en tweede as zijn resp. 0,223 en 0,074. De variabelen verklaren dus slechts een zeer gering aandeel van de variatie en er zijn geen variabelen die er merkbaar uitspringen qua verklarende kracht. In totaal was voor 9 variabelen een significant effect aantoonbaar. Volgens afnemende verklarende kracht zijn dit:

- De bedekking van de struiklaag
- De bedekking van de boomlaag
- Het aantal jaren dat het perceel tot op heden ononderbroken bebost is (bosleeftijd)
- De bodemtextuur
- Het % beboste oppervlakte binnen een straal van 1 km (iso1bos)
- De dominante boomsoort: populier of es
- Het % oppervlakte oud bos binnen een straal van 1 km (iso1oud)
- Het aantal jaren graslandgebruik sinds Ferraris
- De profielontwikkeling

Belangrijk hierbij is de opmerking dat in de geanalyseerde data geen bodemanalysegegevens zijn opgenomen. Het valt te verwachten dat ook chemische bodemparameters een belangrijke

invloed hebben op de soortensamenstelling. Het was echter niet mogelijk dit aan te tonen, vermits in slechts 11 van de 184 proefvlakken bodemstalen werden genomen, wat een te kleine dataset is.

In Fig. 2.27 is de projectie van de variabelen t.o.v. de eerste twee assen weergegeven. Fig. 2.28 geeft de spreiding van de plantensoorten t.o.v. de eerste twee assen weer en Fig. 2.28 de spreiding van de opnamepunten.

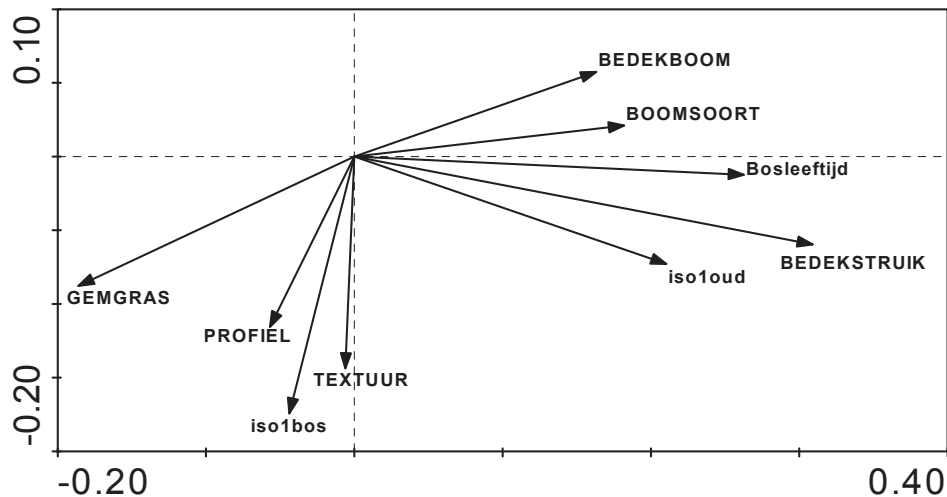


Fig. 2.27 Projectie van de variabelen t.o.v. de CCA-assen (As1: horizontaal; As2: vertikaal).
 BEDEKBOOM: bedekking boomlaag, BEDEKSTRUIK: bedekking struiklaag, GEMGRAS: aantal jaren grasland sinds 1775, iso1oud: % oud bos binnen een straal van 1 km, iso1bos: % bos binnen een straal van 1 km.

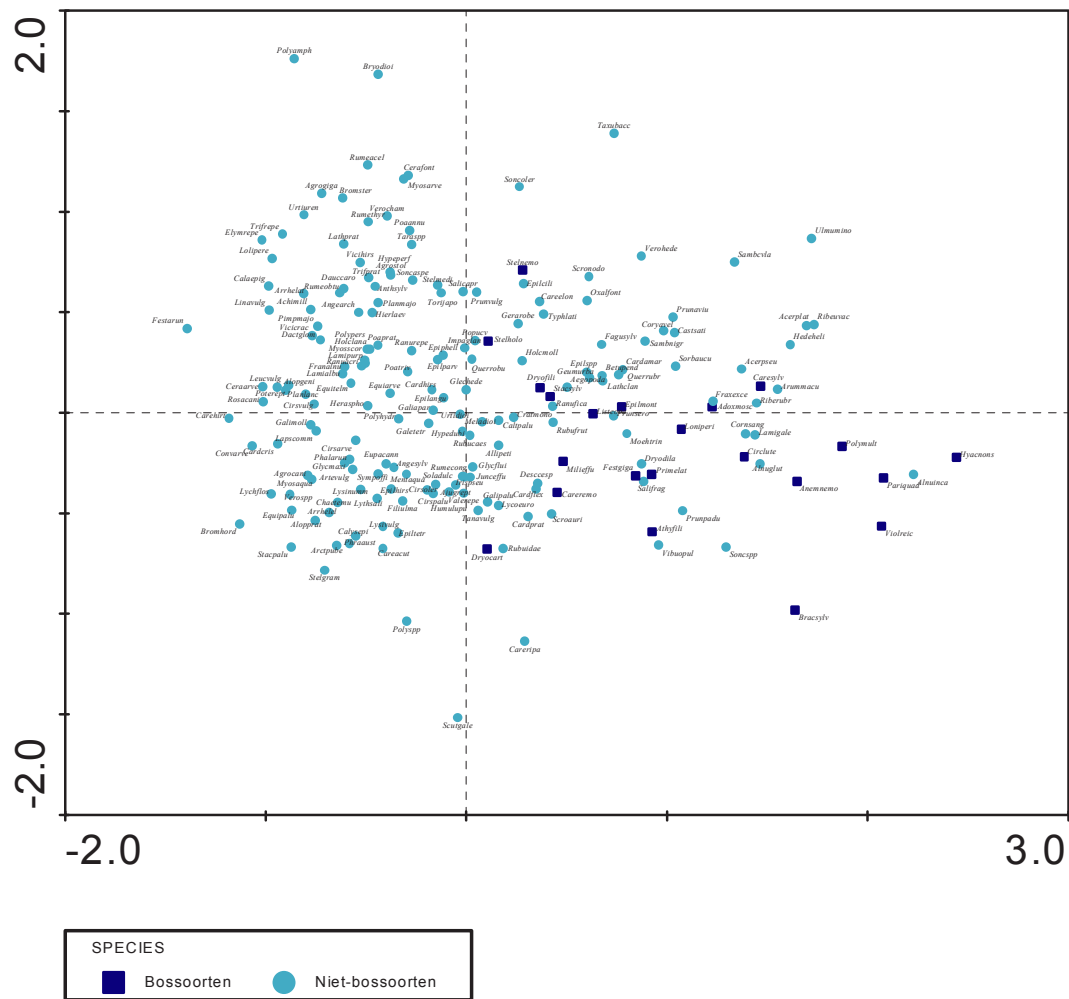


Fig. 2.28 Spreiding van de soorten t.o.v. de CCA-assen (As1: horizontaal; As2: vertikaal) De oud-bosplanten (Volgens Hermy *et al.* 1999) zijn apart weergegeven.

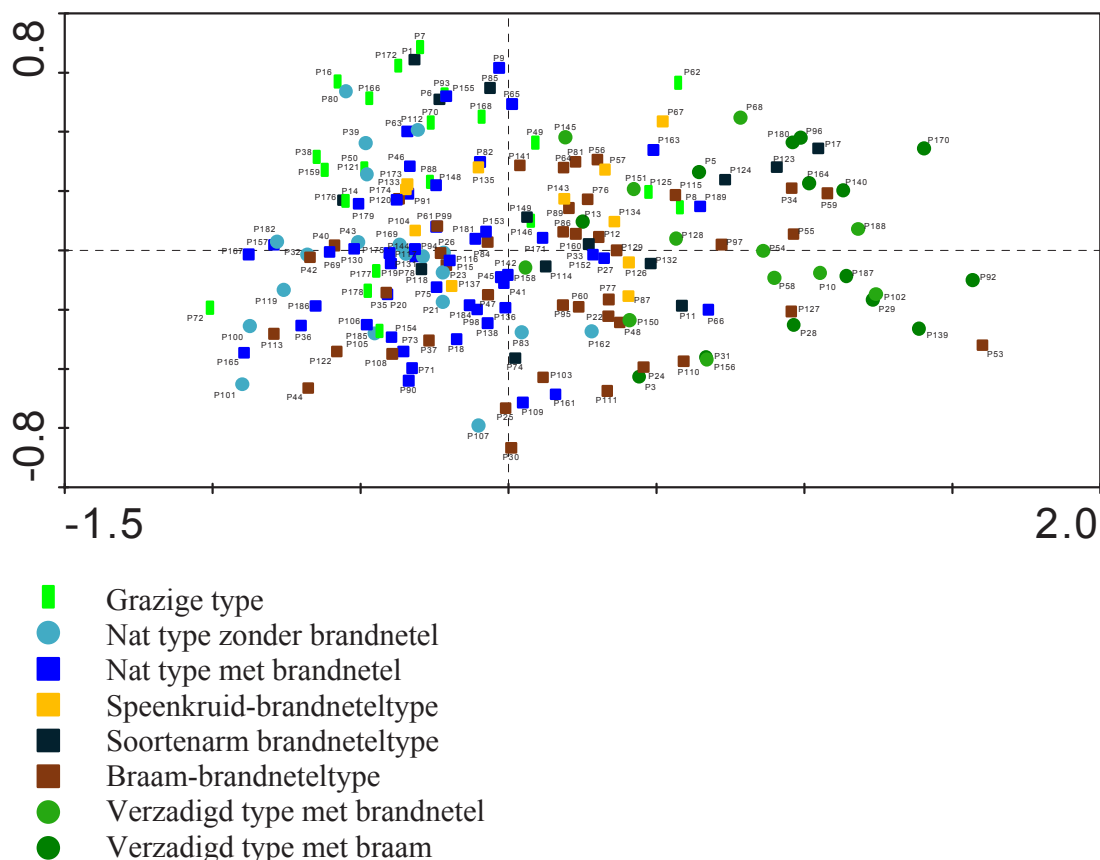


Fig. 2.29 Spreiding van de opnamepunten t.o.v. de CCA-assen (As1: horizontaal; As2: vertikaal), gegroepeerd volgens het vegetatietype uit de TWINSPAN-indeling.

2.3.5.2. Impact van de verschillende variabelen afzonderlijk

Het zoeken naar ecologische verbanden is een complexe aangelegenheid omdat er steeds een groot aantal omgevingsfactoren zijn die gelijktijdig inwerken en tevens onderling niet onafhankelijk zijn (Dumortier et al. 2002). Het individueel belang van elke variabele voor de soortensamenstelling is dan ook zeer moeilijk in te schatten. Hier volgt een korte bespreking van de verschillende significante variabelen uit de CCA-analyse aan de hand van enkele grafieken. Verder wordt het effect van een aantal variabelen waarvan het belang vaststaat nog verder uitgediept aan de hand van de gegevens die verzameld werden bij het detailonderzoek (hoofdstuk 3).

2.3.5.2.1. Impact van de boshistoriek

Dat historiek een belangrijke rol speelt in de soortensamenstelling van bossen is al lang geweten (Hermý & Stieperaere 1981, Hermý 1984; Honnay et al. 1999). Het belangrijkste effect gaat uit van de leeftijd van het bos (bosleeftijd), zijnde het aantal jaren dat een terrein tot op heden ononderbroken bebost is. Hoe ouder een bos, hoe meer bosplanten erin kunnen voorkomen, omdat de soorten meer tijd hebben gehad om het bos te koloniseren. Bijkomende factoren zijn het bosklimaat en de bosbodem, die met de jaren gunstiger worden voor de groei van bosplanten. Een aantal soorten worden dan ook bijna uitsluitend in populierenbossen van hoge leeftijd aangetroffen, de groep van zogenaamde oud-bosplanten (Hermý et al. 1999).

In het spreidingsdiagram voor de soorten (Fig. 2.28) is het resultaat van het leeftijdseffect zichtbaar aan de cluster met echte bossoorten die rechts in het midden van de grafiek

voorkomt en samenvalt met de oudste populierenbossen in de dataset. Onder meer *Adoxa moschatellina*, *Anemone nemorosa*, *Arum maculatum*, *Athyrium filix-femina*, *Circaea lutetiana*, *Dryopteris dilatata*, *Hedera helix*, *Lamium galeobdolon*, *Lonicera periclymenum*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum multiflorum*, *Primula elatior*, *Ranunculus ficaria* en *Viola reichenbachiana* komen uit deze dataset naar voren als oud-bosindicatoren. Enkele voorbeelden worden in Fig. 2.30 voorgesteld.

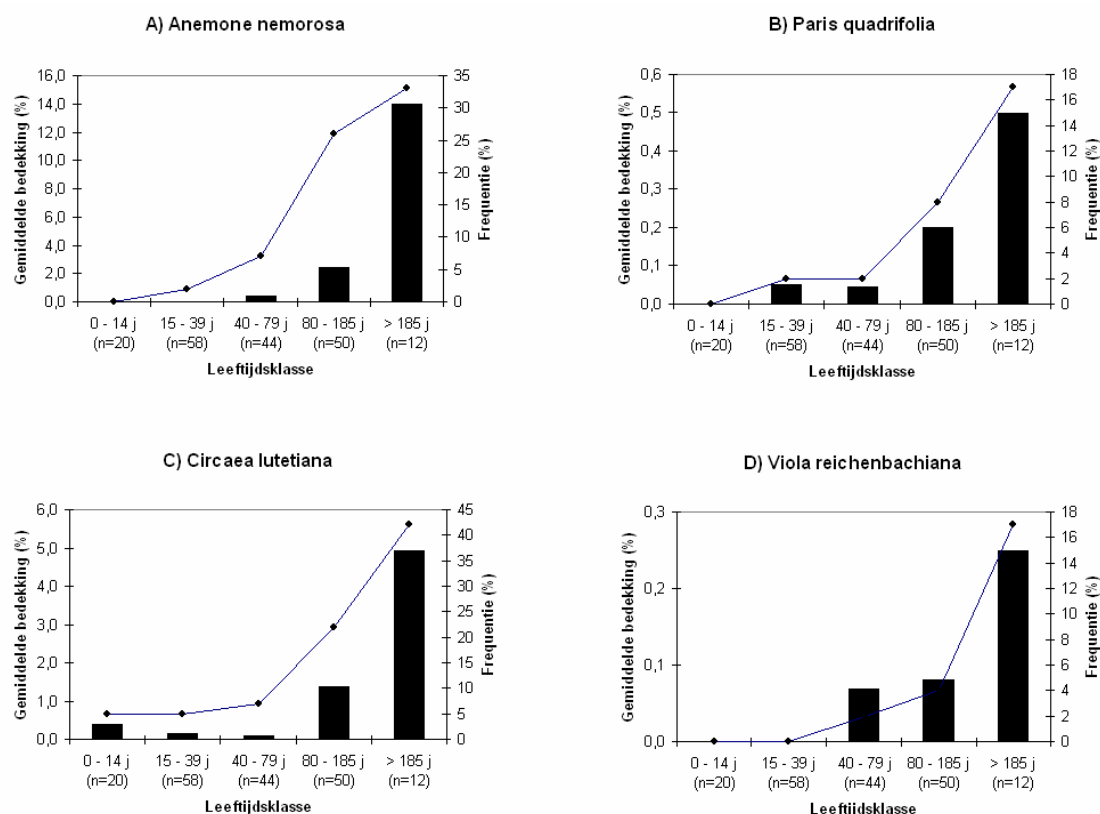


Fig. 2.30 Gemiddelde bedekking per proefvlak (zwarte balken) en aandeel van de proefvlakken waarin de soort voorkomt (frequentie; punten verbonden door een blauwe lijn) voor 4 bosplantensoorten, onderverdeeld per bosleeftijdsklasse (n=184). a: *Anemone nemorosa*, b: *Paris quadrifolia*, c: *Circaea lutetiana* en d: *Viola reichenbachiana*.

Het effect van de bosleeftijd wordt hierna nog verder besproken in combinatie met het isolatie-effect.

2.3.5.2.2. Impact van isolatie

Ook de impact van de factor isolatie op de soortenrijkdom van bossen werd in het verleden al meermaals aangetoond (Grashof-Bokdam 1997, Grashof-Bokdam & Geertsema 1998, Butaye et al. 2001, Dumortier et al. 2002). Ontbossing van grote bosoppervlakken en (her)aanplanting van bossen in landbouwgebied in het recente verleden hebben onze bossen dermate versnipperd dat ze reële eilanden zijn geworden temidden van het cultuurlandschap (Fig. 2.31 en 2.32). Omdat tal van oud-bosplanten verspreid worden via zelfverspreiding en door dieren met een geringe actieradius (bijvoorbeeld mieren of kleine zoogdieren) zijn deze soorten zeer gelimiteerd in hun verspreidingscapaciteiten (Hermý 1985, Brunet & Von Oheimb 1998, Bossuyt et al. 1999, De Keersmaecker et al. 1999). Het feit dat veel bosplanten in sterk geïsoleerde bossen ontbreken is dan ook veeleer te wijten aan hun beperkte verspreidingscapaciteit dan aan de kwaliteiten van de standplaats (Thomaes 2001, Verheyen & Hermý 2001, 2002).

Ook in populierenbossen blijkt isolatie een belangrijke invloed te hebben op de soortensamenstelling. De twee parameters die volgens de CCA-analyse het best dit effect kunnen begroten zijn iso1bos en iso1oud, die respectievelijk het percentage bos en het percentage oud bos binnen een straal van 1000 m rond het geïnventariseerde proefvlak vertegenwoordigen (Tabel 2.27).

Tabel 2.27 Isolatiematen voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes. Iso1bos, iso2bos en iso3bos: oppervlakte bos binnen een cirkel met respectievelijke straal 1000m, 2000m en 3000m in %. Iso1oud, iso2oud, iso3oud: oppervlakte oud bos binnen een cirkel met respectievelijke straal 1000m, 2000m en 3000m in %.

	Twinspan-vegetatietype							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aantal proefvlakken (N)	21	20	48	11	15	42	13	14
Isolengthoud (m)	1835	1514	1242	1040	1676	834	1542	488
isomidoud (m)	2507	1989	1783	1443	3212	1489	2026	883
iso1bos (%)	15,3	22,7	19,3	10,4	15,9	27,7	15,6	22,4
iso1oud (%)	2,4	1,6	2,0	1,7	1,8	5,5	6,3	8,5
iso2bos (%)	12,3	19,8	14,5	8,9	10,0	20,2	11,2	14,5
iso2oud (%)	1,8	2,4	2,3	2,2	1,0	3,6	4,8	4,3
iso3bos (%)	11,9	19,5	13,6	8,2	8,1	17,4	10,0	12,0
iso3oud (%)	1,7	2,6	2,7	1,7	0,7	3,2	4,3	3,1



Fig. 2.31 en 2.32 Vele populierenbossen liggen als eilandjes verspreid in het cultuurlandschap, voorbeelden uit Eksaarde (links) en Lierde (rechts).

In Fig. 2.33 is het effect van isolatie geïllustreerd aan de hand van de variabele iso1oud, die voor de duidelijkheid werd opgesplitst in 3 isolatieklassen, waarin een evenredig aantal proefvlakken voorkomen. Per isolatieklasse werd het aantal proefvlakken bepaald met nul, 1 tot 3 of meer bosplantensoorten en dit per bosleeftijdsklasse, waarna dit aantal werd genormaliseerd per leeftijdsklasse om de grootte van de bollen in de grafiek onafhankelijk te maken van het aantal proefvlakken per klasse. De klasse ‘oud bos’ werd hier gedefinieerd als alle bossen met een permanente bebossingsduur groter dan 186 jaar.

Binnen elke isolatieklasse blijkt duidelijk het effect van de bosleeftijd: oudere populierenbossen bevatten in verhouding meer oud-bosplanten dan jonge populierenbossen met eenzelfde isolatiegraad. Wanneer we de isolatieklassen onderling vergelijken dan blijkt het effect van isolatie voor de groep van jonge populierenbossen eerder gering te zijn. Dit is begrijpelijk omdat de kruidlaag nog nauwelijks de tijd heeft gehad om zich te ontwikkelen,

ook al ligt het bos in de buurt van een rijke bronpopulatie. Het isolatie-effect uit zich veel meer bij de oudere populierenbossen: de soortenrijkdom van geïsoleerde oude populierenbossen is merkbaar lager dan die van niet geïsoleerde oude populierenbossen. Het feit dat veel oud-bosplanten de afstand met sterk geïsoleerde bossen niet kunnen overbruggen maakt dat de ontwikkeling van de kruidlaag in deze populierenbossen in een soort tussenfase blijft steken. Dit is onder meer te zien bij het Speenkruid-brandneteltype (type 4), dat een aantal populierenbossen van gemiddelde ouderdom telt waarin nog maar nauwelijks bosplanten voorkomen. Populierenbossen van gelijke leeftijd die tot een verzadigd type (type 7 of 8) behoren, bevatten meer bossoorten, wellicht door hun geringere isolatiegraad.

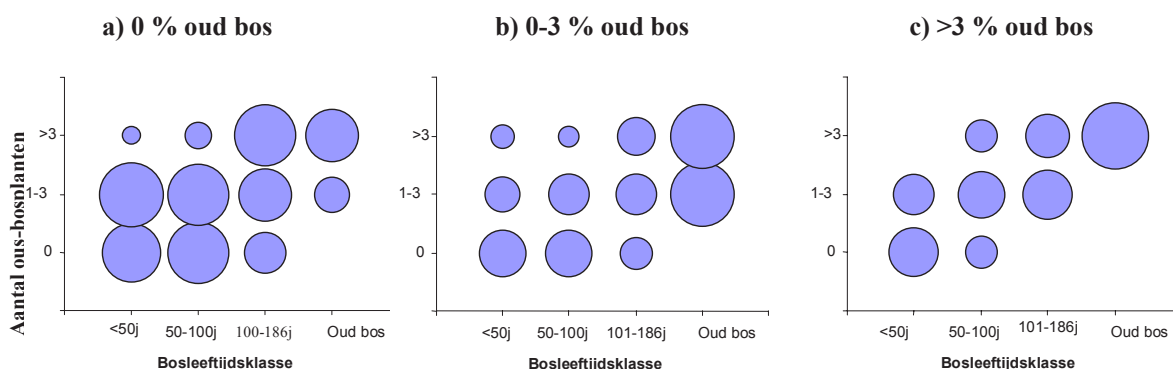


Fig. 2.33 Aantal proefvlakken per bosleeftijdsklasse en per klasse voor de rijkdom aan oud-bosplanten (Hermy et al., 1999) en dit voor drie isolatieklassen (isoloud: percentage oud bos binnen een cirkel met straal 1000 m): a) 0 % = sterke isolatie, b) 0-3 % = matige isolatie, c) >3 % = geringe isolatie.

Op basis van de kortste afstand tot het dichtstbijzijnde oude bos werd getracht na te gaan wat de invloed is van isolatie op het voorkomen van een aantal bosplanten (Tabel 2.28). *Anemone nemorosa* (Fig. 2.34a), *Paris quadrifolia* en blijken het sterkst de negatieve effecten van isolatie te ondervinden. Dit zijn dan ook planten met zeer beperkte verspreidingscapaciteit, die enkel werden aangetroffen in populierenbossen die dicht in de buurt van een oud bos (<1775) zijn gelegen.

Tabel 2.28 Limieten voor de kolonisatiecapaciteit van 16 bosplanten op basis van de kortste afstand van de populierenbossen tot het dichtstbijzijnde oud bos.

Kortste afstand tot oud bos	Soorten
<200 m	<i>Anemone nemorosa</i> <i>Paris quadrifolia</i> <i>Viola riviniana/reichenbachiana</i>
200-500 m	<i>Lamium galeobdolon</i>
500-1000 m	<i>Adoxa moschatellina</i> <i>Circaea lutetiana</i> <i>Polygonatum multiflorum</i>
1000-2000 m	<i>Arum maculatum</i> <i>Dryopteris filix-mas</i> <i>Lonicera periclymenum</i>
>2000 m	<i>Athyrium filix-femina</i> <i>Dryopteris carthusiana</i> <i>Dryopteris dilatata</i> <i>Hedera helix</i> <i>Primula elatior</i> <i>Ranunculus ficaria</i>

Ook *Lamium galeobdolon*, *Adoxa moschatellina*, *Arum maculatum*, *Circaea lutetiana*, *Dryopteris filix-mas*, *Lonicera periclymenum* en *Polygonatum multiflorum* blijken isolatiegevoelige soorten te zijn. Tot de betere kolonisatoren behoren *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris dilatata* (Fig. 2.34b), *Hedera helix*, *Primula elatior* en *Ranunculus ficaria*.

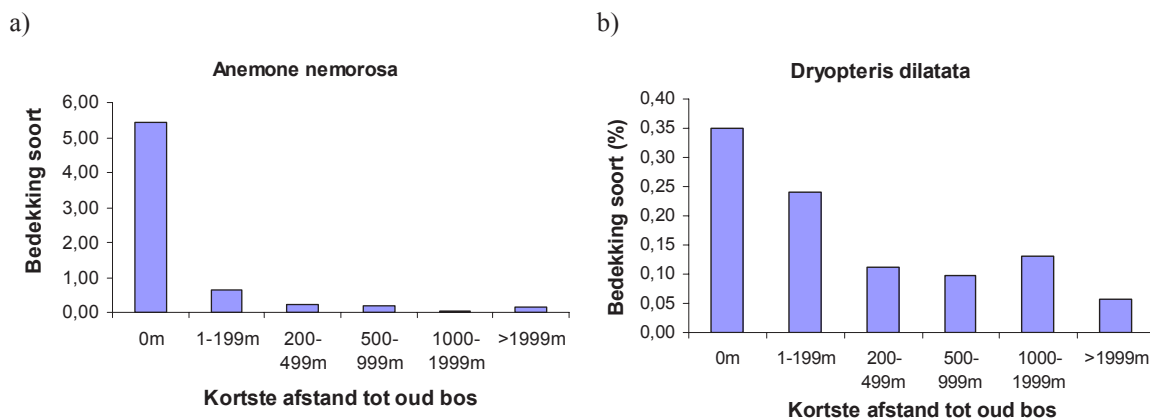


Fig. 2.34 Bedekking in functie van de kortste afstand tot oud bos voor a) een soort met beperkte verspreidingscapaciteiten en b) een soort met hoge verspreidingscapaciteit. De oude bossen in de dataset werden voor deze berekening uitgesloten.

Deze resultaten dienen echter sterk gerelativeerd te worden. De berekende afstanden houden immers geen rekening met de eventuele aanwezigheid van houtkanten, van waaruit bepaalde soorten zich kunnen verbreiden, en evenmin met het feit dat bepaalde bossoorten in relatief lichtrijke condities kunnen overleven. Dit kan een verklaring zijn voor de grote afstand die voor een soort als *Primula elatior* wordt teruggevonden.

2.3.5.2.3. Impact van de bosstructuur

De bosstructuur speelt volgens de CCA-analyse een belangrijke rol in de verklaring van de soortensamenstelling. De bedekking van de struiklaag staat het sterkst in verband met de soortensamenstelling en vervolgens de bedekking van de boomlaag. De verklaring ligt in het feit dat deze variabelen in feite een maat zijn voor de lichthoeveelheid die op de bodem valt, een variabele die in hoge mate het voorkomen van plantensoorten in een bos bepaalt. Bij een lage bedekking kunnen lichtminnende kruiden nog overleven, maar bij te hoge overscherming zullen enkel nog schaduwtolerante bossoorten overblijven. Dit is duidelijk te zien in Fig. 2.27. Uiterst rechts in het spreidingsdiagram (hoge bedekking) staan veel schaduw- en halfschaduwplanten, terwijl aan de linkerkant een beduidend groter aandeel lichtminnende soorten voorkomt.

Toch kan het effect van de bedekking niet zomaar worden losgekoppeld van het eerder besproken gecombineerde effect van bosleeftijd en isolatie. De struiklaag ontwikkelt zich bijvoorbeeld maar langzaam naarmate het bos ouder wordt (Fig. 2.35) en de soortensamenstelling hangt zeker af van de afstand tot ouder bos. Het isolatie-effect toont zich weerom het sterkst bij het Speenkruid-brandneteltype, dat ondanks een gemiddeld vrij hoge bosleeftijd (84 jaar) een zeer soortenarme struiklaag heeft.

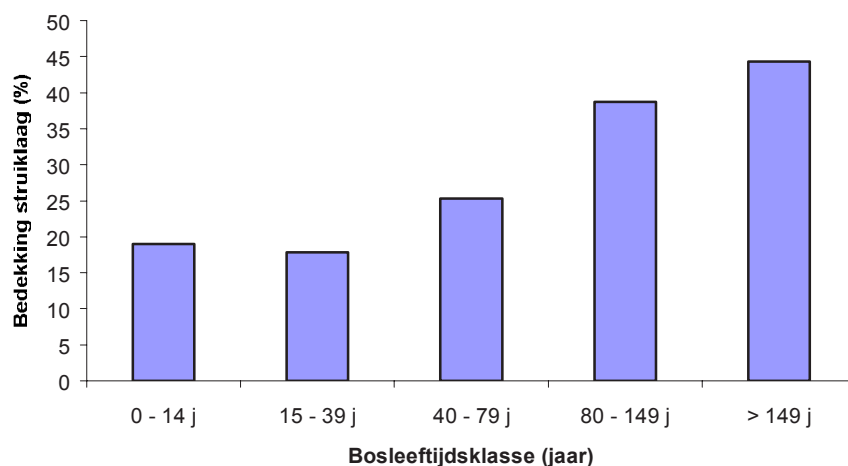


Fig. 2.35 Bedekking van de struiklaag (%) in functie van de bosleeftijdsklasse.

Er spelen ook nog andere factoren een rol. Zo is het ontbreken van een onderetage in enkele oudere populierenbossen van het Grazige type ook een gevolg van een specifiek beheer, namelijk periodiek maaien of begrazing met runderen of schapen. Het laatste wordt in agrarische gebieden nog vrij veel toegepast en leidt tot een toename van graastolerante soorten en een afname van graasgevoelige soorten, waartoe vele struiken behoren (Laquerbe 1999, 2000).

In tegenstelling tot de bedekking van de struiklaag is de bedekking van de boomlaag niet gecorreleerd met de bosleeftijd, vermits die eerder afhankelijk is van de ontwikkelingsfase van het bestand binnen één kapcyclus.

Het lichteffect van de struiklaag op de soortensamenstelling van het bos wordt ook getoond in Fig. 2.36, waar de gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde voor licht (mL) is uitgezet in functie van de dichtheid van de struiklaag. In bossen met een dichte struiklaag zijn de soorten veel schaduwtoleranter. Op te merken is dat ook hier het lichteffect niet los te koppelen is van het effect van de bosleeftijd, vermits vrijwel alle traag koloniserende bosplanten ook een lage L-waarde hebben.

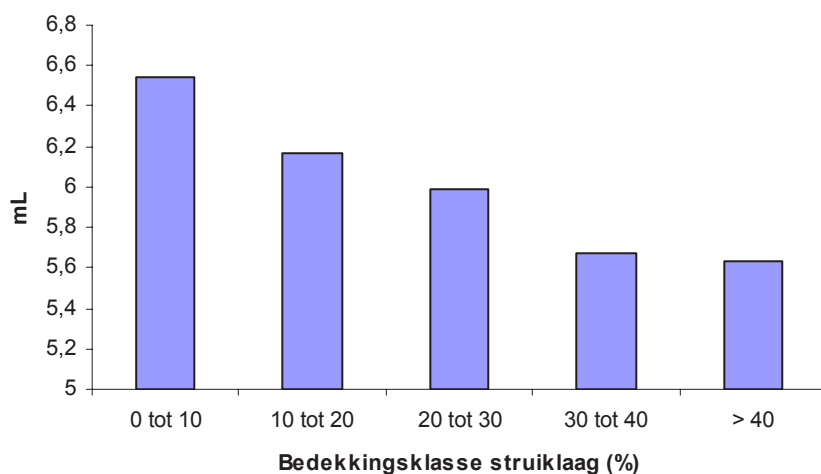


Fig. 2.36 Gemiddelde gewogen Ellenbergwaarde (mL) in functie van de dichtheid van de struiklaag.

Het effect van de bedekking van boomlaag en struiklaag op de bedekking van Grote brandnetel wordt verder nog behandeld.

2.3.5.2.4. Impact van bodemparameters

Het effect van de bodemgesteldheid blijkt uit de variabelen bodemtextuur en de profielontwikkeling. Geheel bovenaan in Fig. 2.34 staan de populierenbossen die gelegen zijn op arme zandige bodems (zandstreek, voormalige heideterreinen in de Kempen), en die meestal een goed ontwikkeld bodemprofiel bezitten. Onderaan staan populierenbossen die voornamelijk op alluviale en tevens rijkere, zwaardere gronden zonder profielontwikkeling zijn gelegen (leemstreek, weidegronden en polders). Centraal ter hoogte van de eerste as komt een overgangsgroep voor, bestaande uit populierenbossen gelegen in de zandleemstreek. Deze drie groepen hebben duidelijk een andere soortensamenstelling.

Voor een meer diepgaande analyse van het effect van de bodem op de vegetatie zouden evenwel bodemanalyses nodig zijn, maar deze zijn slechts voor een beperkt aantal plots (11 plots) beschikbaar.

2.3.5.2.5. Impact van de dominante boomsoort

Het effect van de dominante boomsoort (populier of es) op de soortensamenstelling bleek eveneens significant te zijn. De verklaring hiervoor is niet meteen duidelijk en is mogelijk te wijten aan een combinatie van factoren, waaronder de gemiddeld hogere ouderdom van de essenbossen en het beperkt aantal beschikbare proefvlakken met es. In hoofdstuk 3 Detailstudies wordt dieper ingegaan op de verschillen tussen es en populier onder vergelijkbare omstandigheden in een vergelijkend detailonderzoek.

2.3.5.3. Oorzaken en gevolgen van brandneteldominantie

Wanneer de ecologische waarde van populierenbossen ter sprake komt, wordt bijna altijd gewezen op de associatie tussen Grote brandnetel en populier. Het is inderdaad een feit dat de Grote brandnetel vaak in populierenbossen domineert: in ruim 40% van de proefvlakken in de dataset haalt de soort een bedekking van 68% of meer, terwijl dit in slechts 10% van de overige Vlaamse bossen het geval is (pers. med. Klaartje Van Loy). Ook Hermy (1985) wijst de Grote brandnetel aan als een sterk met populier geassocieerde soort. Toch zou het verband tussen Grote brandnetel en populier niet causaal zijn (De Keersmaeker *et al.* 2001) wat blijkt uit volgende vaststellingen:

- Het strooisel van populieren bevat slechts een weinig meer fosfor en zelfs iets minder stikstof dan dat van de meeste andere boomsoorten. Wel is het gehalte aan basische kationen beduidend hoger, wat juist bodemverzuring tegengaat en de kieming van bosplanten begunstigt.
- Veel populierenbossen zijn zeer recent aangeplant, waardoor de kruidlaag zich nog onvoldoende heeft kunnen ontwikkelen en vaak nog uit ruigtekruiden bestaat.
- Het toepassen van drainage, in combinatie met de korte bedrijfstijden begunstigt de Grote brandnetel, omwille van de frequent terugkerende pieken in mineralisatie en lichthoeveelheid in het bestand.
- Er is een sterke relatie tussen populier en alluviale en rijke vochtige bodems, waarop de Grote brandnetel zich thuisvoelt. Het fenomeen is dus eigen aan de standplaats, ook in half-natuurlijke bossen.

Om na te gaan of de dataset bekomen uit de Vlaamse bosinventaris iets kan vertellen over de oorzaken van brandneteldominantie werd de correlatie tussen de bedekking van Grote brandnetel en een aantal relevante numerieke variabelen bepaald. Dit gebeurde door middel van de correlatiecoëfficiënt van Spearman (een niet-parametrische test voor niet-normaal verdeelde variabelen). De correlatiecoëfficiënten en de significanties zijn weergegeven in Tabel 2.29.

Tabel 2.29 Correlatie tussen bedekking van Grote brandnetel en een aantal numerieke variabelen. Voor de verklaring van de variabelen wordt verwezen naar Bijlage 2.

	Correlatiecoëfficiënt Spearman	Significantie p-waarde	klasse ⁽¹⁾
<u>Oppervlakte en vorm</u>			
Oppervlakte A	0,012	0,872	
Omtrek P	0,029	0,694	
P/A	0,012	0,868	
Shape-index (Patton 1975)	0,019	0,8	
<u>Historiek</u>			
Bosleeftijd	-0,207	0,005	**
Aantal jaren bos sinds Ferraris (1775)	-0,193	0,009	**
Aantal jaren akkerland sinds Ferraris (1775)	-0,077	0,3	
Aantal jaren grasland sinds Ferraris (1775)	0,237	0,001	**
Aantal jaren heide sinds Ferraris (1775)	-0,039	0,599	
<u>Bosstructuur</u>			
Gemiddelde boomomtrek C	0,141	0,056	
Gemiddelde boomhoogte H	0,175	0,018	*
Stamtal	-0,230	-	-
Grondvlak	-0,068	0,358	
Aanwezigheid nevenetage	-0,091	-	-
Sluitingsgraad	0,065	-	-
Hoogte boomlaag	0,118	0,11	
Hoogte struiklaag	-0,022	0,768	
Hoogte kruidlaag	0,312	<0,001	***
Bedekking boomlaag	-0,058	0,434	
Bedekking struiklaag	-0,154	0,037	*
Bedekking kruidlaag	0,259	<0,001	***
<u>Isolatie</u>			
ISOLENGTHOUD	0,028	0,705	
ISOMIDOU	0,035	0,637	
ISO1BOS	-0,025	0,741	
ISO1OUD	-0,041	0,58	
ISO2BOS	-0,083	0,263	
ISO2OUD	-0,096	0,195	
ISO3BOS	-0,084	0,258	
ISO3OUD	-0,085	0,249	
<u>Soortenrijkdom</u>			
Aantal boomsoorten	-0,232	0,002	**
Aantal struiksoorten	-0,189	0,01	*
Aantal kruidachtige soorten	-0,196	0,008	**
Aantal bossoorten	-0,115	0,119	
Aantal mossoorten	-0,107	0,148	
Totale soortenrijkdom	-0,195	0,008	**

⁽¹⁾: *: matig significant, $p < 0,05$; **: sterk significant, $p < 0,01$; ***: zeer sterk significant, $p < 0,001$.

2.3.4.3.1. Historiek

Eerder bleek al dat de historiek van het bos een grote invloed heeft op de soortensamenstelling van de populierenbossen. De historiek staat ook duidelijk in verband met de bedekking van Grote brandnetel. Er is een negatieve correlatie met de bosleeftijd en de totale bebossingsduur van een perceel: hoe ouder het bos is, hoe minder Grote brandnetel er voorkomt. Een van de voornaamste oorzaken daarvan is het fosfaatgehalte van de bodem: jonge populierenbossen hebben vaak een verleden van intensieve landbouw, met zware bemesting, waardoor de bodems zijn aangerijkt met fosfaat, wat de groei van brandnetels bevordert (Pigott & Taylor 1964). Fig. 2.37 illustreert dit voor de dataset van 184 proefvlakken uit de Vlaamse bosinventaris: in proefvlakken die in oudere populierenbossen (>100 jaar) zijn gelegen werd een gemiddeld lagere bedekking van Grote brandnetel aangetroffen dan in recentere bossen.

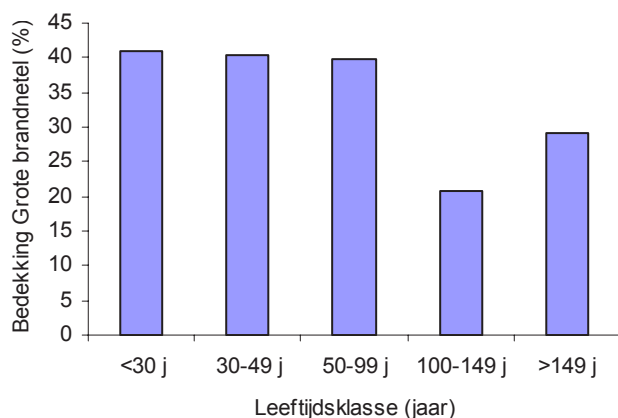


Fig. 2.37 Bedekking van Grote brandnetel in de 184 proefvlakken ingedeeld in 5 bosleeftijdsklassen.

2.3.4.3.2. Bosstructuur

Hoogte en bedekking van de kruidlaag

Er is een sterk significant positief verband tussen de bedekking van Grote brandnetel enerzijds en de hoogte en de bedekking van de kruidlaag anderzijds. Dit is evident, vermits de Grote brandnetel in veel populierenbossen zelf vaak een zeer groot aandeel in de bedekking heeft en hierbij ook zeer hoog (>2 m) kan uitgroeien.

Dichtheid van de struiklaag

Er is een significant negatief verband tussen de bedekking van Grote brandnetel en de bedekking van de struiklaag. Dit is een gevolg van de verminderde lichtinval bij aanwezigheid van een dichte struiklaag, waardoor de brandnetels onderdrukt worden. Dit verband wordt in hoofdstuk 3 Detailstudies verder uitgewerkt.

Het verband tussen de bedekking van de struiklaag en de bedekking van Grote brandnetel werd gevisualiseerd voor de groep van proefvlakken gelegen in sterk geïsoleerde populierenbossen (geen oud bos aanwezig binnen een straal van 1000 m), die tevens jonger zijn dan 40 jaar (n=47), om de effecten van isolatie en bosleeftijd te elimineren (Fig. 2.38). In de proefvlakken met een dichte struiklaag is de bedekking van Grote brandnetel duidelijk lager.

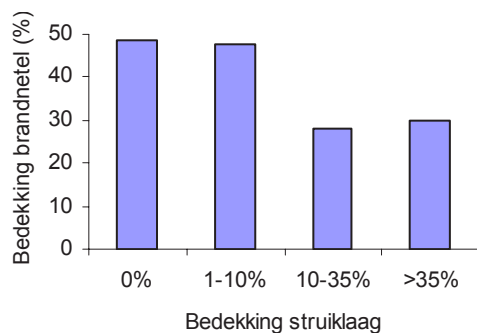


Fig. 2.38 Bedekking van Grote brandnetel in functie van de bedekking van de struiklaag voor de proefvlakken in sterk geïsoleerde populierenbossen jonger dan 40 jaar (n=47).

2.3.4.3.3. Isolatie

Geen van de isolatiematen blijkt gecorreleerd met de bedekking van Grote brandnetel. Dit is te verklaren doordat de Grote brandnetel geen isolatiegevoelige soort is: hij komt zeer algemeen voor en op bijna alle plaatsen zijn zaadbronnen in overvloed aanwezig. Bovendien is de Grote brandnetel in staat op bijna ieder substraat te groeien indien er voldoende voedingsstoffen voorhanden zijn.

2.3.4.3.4. Soortenrijkdom

De bedekking van Grote brandnetel is gecorreleerd met een lagere soortenrijkdom. Proefvlakken waarin de Grote brandnetel domineert tellen iets minder kruidachtige soorten dan andere proefvlakken (Fig. 2.39). Voor bosplanten is het verschil echter miniem en niet significant. Mogelijk komt dit omdat de brandnetelbedekking ook gecorreleerd is met de bosleeftijd en dat in jonge bossen uiteraard minder bossoorten voorkomen. De gegevens wijzen er dus op dat de Grote brandnetel andere lichtminnende kruidachtige soorten onderdrukt. De Grote brandnetel is immers een sterke concurrent voor licht en voedingsstoffen. De Keersmaecker et al. (1999) stelden echter wel een concurrentie-effect door Grote brandnetel vast op Bosanemoon, een schaduwminnende oud-bossoort.

De bedekking van Grote brandnetel blijkt ook in een negatief verband te staan met het aantal boom- en struiksoorten. Het aantal boom- en struiksoorten is gecorreleerd met de leeftijd van de populierenbossen: in jonge populierenbossen, waar vaak veel brandnetels in voorkomen, zijn onderetage en struiklaag vaak spaarzaam ontwikkeld.

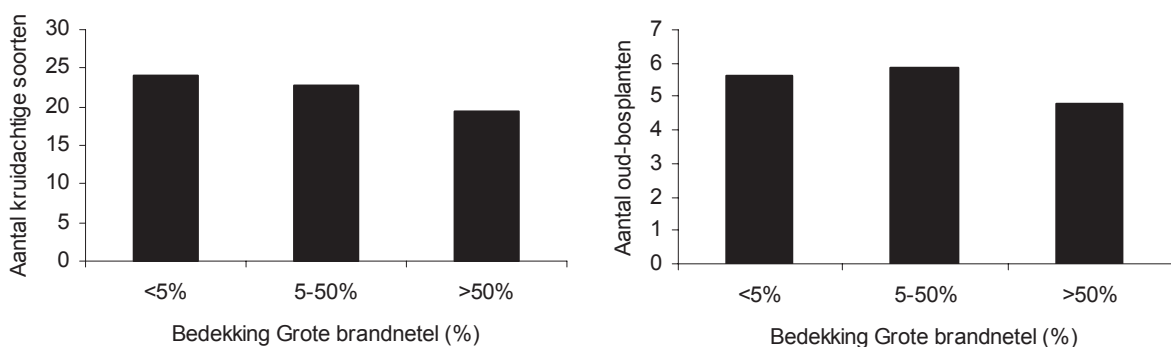


Fig. 2.39 Aantal kruidachtige soorten (links) en aantal oud-bosplanten (rechts) (lijst Hermy et al. 1999) in functie van de bedekking van Grote brandnetel voor de proefvlakken van de Vlaamse bosinventaris.

Het verband tussen de aanwezigheid van Grote brandnetel en de hier gemeten omgevingsvariabelen geeft slechts een indicatie van de mogelijke oorzaken. Wellicht spelen nog andere factoren een belangrijke rol. De oorzaken van de dominantie van Grote brandnetel worden nog meer diepgaand onderzocht aan de hand van de gegevens verzameld voor de verschillende detailstudies (hoofdstuk 3). Het effect van drainage, dat mogelijk een van de belangrijke oorzaken is van de dominantie van Grote brandnetel in bepaalde populierenbossen, wordt in deze studie niet verder behandeld, omdat voor een grondige studie daarvan meerdere jaren opvolging van de kruidlaagevolutie vereist zijn.

2.3.6. Natuurlijke successie van de vegetatie in populierenbossen

Met behulp van een TWINSPAN-analyse konden binnen de dataset van de Vlaamse bosinventaris 8 verschillende vegetatietypes worden afgeleid. Uit de gemeten omgevingsvariabelen blijkt dat deze types niet strikt afgelijnd zijn, maar dat sommige elkaar overlappen.

Fig. 2.40 illustreert op een schematische manier hoe de natuurlijke evolutie van de vegetatie in een populierenbos kan verlopen, vertrekkende van een voormalig grasland of akkerland. Het werken met een schema veronderstelt altijd een zekere vereenvoudiging van de werkelijkheid, waarin nog tal van andere factoren de vegetatie-evolutie mee bepalen. Het is echter onmogelijk om deze allemaal in een tweedimensionale figuur overzichtelijk weer te geven en bovendien zijn niet alle variabelen van even groot belang. De variabelen die hier in beschouwing worden genomen zijn enerzijds de bosleeftijd op de horizontale as en anderzijds de drainageklasse (vochtigheidsgraad van de bodem) op de verticale as. Hierbij worden volgende veronderstellingen gemaakt:

- De populierenbossen zijn niet geïsoleerd van oude bossen die als bronpopulatie kunnen fungeren, zodat kolonisatie kan optreden.
- De vochtigheid van de bodem neemt lineair toe naarmate de textuur van de bodem zwaarder wordt (zandige bodems worden dus verondersteld droog te zijn en kleiige nat).

Waar populieren op zeer natte bodems zijn aangeplant (drainageklasse f en g), kenden de gronden meestal een voormalig graslandgebruik. Op deze natte bodems zal aanvankelijk een vegetatietype tot stand komen waarin Riet, zeggensoorten en Moerasspirea domineren. Voor dit bostype kan al vrij snel (25 tot 50 jaar) de eindfase in de ontwikkeling bereikt worden. Die bestaat uiteindelijk uit een moerasbosvegetatie met Riet, Moerasspirea, Rietgras, Elzenzegge, Moeraszegge, Gele lis, Dotterbloem, Watermuur, Wolfspoot, Leverkruid, enz. Of de Grote brandnetel tussen deze soorten de kans tot expansie krijgt, zal voornamelijk afhangen van het fosforgehalte van de bodem. Op de rijkere bodems zal brandnetel een hogere bedekking kunnen halen dan op armere, al wordt de soort nooit dominant. Ook de vochtigheidstoestand van de bodem speelt hierin enigszins een rol, vermits op zeer natte en permanent gereduceerde bodems de groei van Grote brandnetel zo goed als onmogelijk is. Dit geldt evenwel ook voor de populieren, die daar zeker niet op hun plaats staan. Alleen door middel van drainage is populierenteelt op deze zeer natte bodems mogelijk. Een geleidelijke omvorming van populierenbossen naar een beter aangepast en meer natuurlijk bostype (Elzenbroekbos) is hier meestal aangewezen. Zwarte els en/of wilgensoorten zullen dan gaan domineren.

Op de matig natte tot vochtige bodems (drainageklasse d en e), die ideaal zijn voor de groei van populier maar ook voor de meeste bosplanten, voltrekt zich een gans andere successie. Aanvankelijk zal de bedekking van Grote brandnetel snel toenemen om allesoverheersend te worden. Naarmate gaandeweg de lichthoeveelheid in het bestand daalt wanneer de struiklaag zich ontwikkelt, zal de Grote brandnetel geleidelijk aan verdrongen worden door meer

schaduwtolerante bosplanten. We krijgen dan in eerste instantie een bos waarin Speenkruid gaat domineren, omdat dit een van de best verspreidende en tevens bodembedekkende bossoorten van betere bodems is. Voor geïsoleerde populierenbossen kan deze fase lang op zich laten wachten (50-100 jaar), maar in populierenbossen die grenzen aan oud bos kan deze soort al na 20 jaar een belangrijke bedekking halen. In een nog latere fase zal het aandeel Grote brandnetel verder terugzakken, ten voordele van een grote groep van bosplanten. De Grote brandnetel blijft tussen de goed ontwikkelde bosvegetatie evenwel bijna altijd in het zomerseizoen het aspect bepalen. Op te merken valt dat deze voormalige landbouwgronden over het algemeen ook een tamelijk neutrale pH hebben. Dit verklaart de aanwezigheid van typische soorten als Slanke sleutelbloem, Rode bes, Ruwe smele, Gevlekte aronskelk, Eenbes, enz. In deze populierenbossen kan ook een vrij gevarieerde spontane verjonging voorkomen. Deze kan bestaan uit es, Rode kornoelje, Europese vogelkers, Zwarte els, Boskers, olm, esdoorn, enz.

Nog een andere successieweg wordt doorlopen door de populierenbossen op drogere leemgronden (drainageklasse b en c), die gewoonlijk ook iets zuurder zijn. Ook hier zal in een eerste stadium de Grote brandnetel domineren. Na verloop van tijd zal echter de braam een belangrijke concurrent van de brandnetel worden, om na ongeveer 50 jaar een vegetatie te geven waar beide soorten codominant zijn. Uiteindelijk kan de braam de Grote brandnetel bijna volledig verdringen, terwijl intussen meer en meer bosplanten verschijnen. Er ontstaat dan een bosvegetatie, waarin een vrij groot aandeel braam voorkomt. Ook hier geldt de bedenking dat de populieren niet altijd op hun plaats staan, bijvoorbeeld op de drogere lichte bodems, waarop evenwel maar weinig populierenbossen voorkomen. Een natuurlijke evolutie naar Eiken-Haagbeukenbos is hier mogelijk, vermits soorten als Zomereik, Haagbeuk, berk, esdoorn, Lijsterbes en Hazelaar zich hier goed verjongen.

Merk op dat in het schema geen populierenbossen met een grasvegetatie voorkomen. Deze populierenbossen werden bewust uit het schema weggelaten, omdat een grasvegetatie het gevolg is van een permanent graas- of maaibeheer, dat natuurlijke successie onmogelijk maakt. Graas- en maaitolerante grassoorten halen dan de bovenhand op meer gevoelige soorten, zoals de meeste bosplanten, maar ook de Grote brandnetel. Het aandeel populierenbossen met een grasvegetatie is niet gering: 11,4 %. Zonder stopzetting van het beheer kan de vegetatie zich daarin nooit tot een bosvegetatie ontwikkelen. Wanneer de begrazing of het maaien wordt stopgezet, zal de vegetatie zich verder ontwikkelen volgens een van de hoger beschreven successielijnen, afhankelijk van bodemtype en drainage.

Natuurlijke evolutie van de vegetatie in populierenbossen

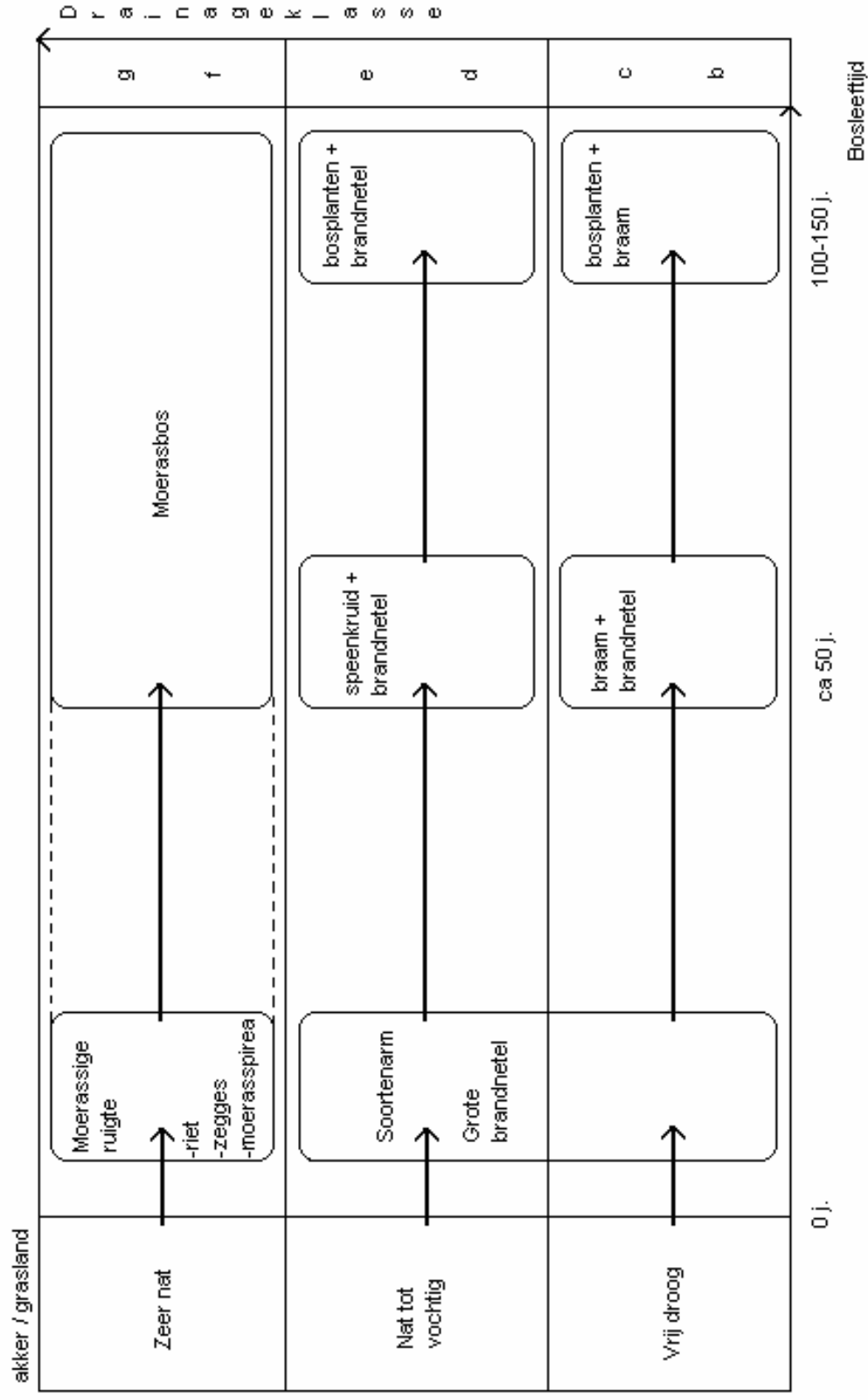


Fig. 2.40 Schematische voorstelling van de natuurlijke vegetatie-succesie in populierenbossen.

2.3.7. Evaluatie van de natuurwaarde van de kruidvegetatie in populierenbossen in vergelijking tot andere bossen in Vlaanderen: verkennende analyse op basis van de dataset van de Vlaamse bosinventaris

2.3.7.1. Soortenrijkdom en diversiteit van de kruidlaag

In Tabel 2.30 wordt de soortenrijkdom van de Vlaamse populierenbossen vergeleken met die van de andere bossen, beide gebaseerd op de opnamegegevens van de Vlaamse bosinventaris. De gemiddelde rijkdom aan kruidachtige plantensoorten in de Vlaamse populierenbossen bedraagt 21,9 soorten, waarvan er gemiddeld 1,8 oud-bosplanten zijn. Het aantal kruidachtige soorten is gemiddeld groter dan in de rest van het Vlaamse bos, met uitzondering van de oude bossen. Het aantal oud-bosplanten is lager dan in de overige loofbossen (zeker de oude bossen), maar hoger dan in de naaldbossen. Het geringere aantal oud-bosplanten in populierenbossen komt door de gemiddeld jonge bosleeftijd, zoals bleek uit de gemeten variabelen. Het aantal niet-bossoorten is relatief hoog door het ijle kronendak van de populierenbossen, dat de groei van lichtminnende soorten toelaat, waardoor onder meer relictten van vroegere graslandvegetaties langdurig kunnen overleven.

Het opmerkelijke verschil tussen loofbos en naaldbos is grotendeels te wijten aan de standplaatskwaliteit, meer in het bijzonder wat bodemeigenschappen betreft. Naaldbossen zijn immers vooral aangeplant op de armere zandbodems, terwijl onze loofbossen en populierenbossen op gemiddeld rijkere bodems voorkomen, waar de groeicondities voor een groter aantal plantensoorten gunstig zijn.

Tabel 2.30 Soortenrijkdom van populierenbossen en andere bossen in Vlaanderen volgens de Vlaamse bosinventaris (Bos & Groen, 2000).

	Aantal kruidachtige soorten	Aantal oud-bosplanten
Populierenbossen	21,9	1,8
Loofhout en gemengd loofhout	18,6	2,7
Naaldhout en gemengd naaldhout	11,8	1,3

Wanneer we de populierenbossen per vegetatietype bekijken, dan vallen nog een aantal verschillen op (Tabel 2.31). In het Verzadigd type met brandnetel en het Verzadigd type met braam komen niet alleen de meeste bossoorten voor, maar ook de meeste soorten mossen, bomen en struiken. De totale soortenrijkdom verschilt echter weinig van die in de overige types, op het Soortenarm brandneteltype na, dat duidelijk veel minder soorten telt. De populierenbossen van het Grazige type, het Nat type met weinig brandnetel, het Nat type met veel brandnetel en het Braam-brandneteltype tellen meer kruidachtige soorten dan de verzadigde types. Dit zijn echter veelal geen echte bossoorten, maar wel relictsoorten van graslanden (Grazige type), typische soorten van vochtige milieu's (natte types) of ruigtekruiden (Braam-brandneteltype).

De onderlinge verschillen in de Shannon diversiteitsindex zijn vrij beperkt (gemiddeld $H' = 2,80$). Alleen het Soortenarm brandneteltype scoort opnieuw duidelijk lager dan de andere types ($H' = 2,14$).

Tabel 2.31 Soortenrijkdom en soortendiversiteit per TWINSPAN-vegetatietype voor de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris. A: aantal mossen, B: kruidachtige soorten, C: aantal oud-bossoorten (Naar Hermy et al. 1999), D: aantal struiken, E: aantal boomsoorten, F: totaal aantal soorten (=A+B+D+E), H': Shannon diversiteitsindex.

	A	B	C	D	E	F	H'
Grazige type	3	25	1	1	1	31	2,97
Nat type met weinig brandnetel	2	24	0	2	1	28	2,97
Nat type met brandnetel	3	22	1	2	2	27	2,82
Speenkruid-brandneteltype	4	19	2	2	2	26	2,71
Soortenarm brandneteltype	5	13	1	3	2	20	2,14
Braam-brandneteltype	6	25	3	5	2	34	2,94
Verzadigd type met brandnetel	5	21	4	5	3	30	2,81
Verzadigd type met braam	5	18	5	5	4	27	2,58
Gemiddeld	4	22	2	3	2	29	2,80

Omdat bosleeftijd een duidelijke relatie met soortenrijkdom vertoont werden soortenrijkdom en diversiteit van de populierenbossen ook bekeken per bosleeftijdsklasse (Tabel 2.32). Hieruit blijkt duidelijk dat het aantal oude bossoorten stijgt met toenemende leeftijdsklasse, wat in overeenstemming is met de natuurlijke bosevolutie. Ook het aantal soorten mossen, struiken en bomen is lichtjes hoger in oudere bossen. De totale kruidachtige soortenrijkdom en de totale soortenrijkdom verschillen echter weinig over de leeftijdsklassen. Ook de diversiteitsindex verschilt weinig tussen de leeftijdsklassen onderling.

Tabel 2.32 Soortenrijkdom en soortendiversiteit per bosleeftijdsklasse voor de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris. A: aantal mossen, B: kruidachtige soorten, C: aantal oud-bossoorten (Naar Hermy et al. 1999), D: aantal struiken, E: aantal boomsoorten, F: totaal aantal soorten (=A+B+D+E), H': Shannon diversiteitsindex.

Bosleeftijdsklasse	A	B	C	D	E	F	H'
0 tot 14 jaar	3	21	1	2	2	27	2,76
15 tot 39 jaar	3	23	1	3	2	29	2,84
40 tot 79 jaar	5	21	1	2	2	28	2,77
80 tot 149 jaar	5	23	3	4	3	31	2,83
150 jaar of ouder	5	18	4	4	3	27	2,66
Gemiddeld	4	22	2	3	2	29	2,80

2.3.7.2. Natuurwaarde gebaseerd op zeldzame en bedreigde soorten

Tabel 2.33 toont de lijst van alle waargenomen zeer zeldzame en bedreigde soorten voorkomend op de Rode Lijst (Cosyns et al. 1994, Van Landuyt et al. 2006) die werden aangetroffen in de 184 proefvlakken, met hun waarnemingsfrequentie. In 14,1 % van de proefvlakken komen Rode Lijstsoorten voor. Dit is meer dan voor de rest van de Vlaamse bossen het geval is: in slechts 8,3 % van de overige proefvlakken komen Rode Lijstsoorten voor. Dit betekent echter niet dat populieren zelf het voorkomen van zeldzame soorten zouden bevorderen. De oorzaak dient eerder gezocht in de relatief zeldzame standplaats waarop populieren worden geplant (alluviale bodems), alsook in het halfschaduwklimaat dat populieren creëren. Hierdoor kunnen zowel schaduwminnende bosplanten zich vestigen als lichtvereisende soorten - althans tijdelijk - overleven, zoals onder meer relictsoorten van open en halfopen vegetaties. Voorbeelden daarvan zijn ecologisch waardevolle natte graslanden waarop populieren zijn geplant. Tabel 2.29 toont dat zowel schaduwminnende soorten (S), soorten van open vegetaties (O) en intermediaire soorten (I) onder de Rode Lijstsoorten te

vinden zijn. Voorbeelden van relictsoorten van graslanden zijn Zeegroene zegge, Gevlekte orchis, Vijfdelig kaasjeskruid, Wilde peterselie, Grote boterbloem, Slangewortel en Kleine valeriaan. Schaduwminnende soorten vertegenwoordigen slechts 50 % van het totaal aantal teruggevonden Rode Lijstsoorten (10 op 20 soorten). Een aantal waarnemingen zijn eerder opmerkelijk, zoals het vrij frequent voorkomen van de Paarse schubwortel (4 proefvlakken op 184), die groeit op de wortels van onder andere populier en soms met plantgoed verspreid wordt (Van Landuyt et al. 2006). Ook Bosmuur werd in 4 proefvlakken waargenomen, wat relatief veel is gezien de zeldzaamheid van de soort. Het is echter niet uitgesloten dat het in bepaalde gevallen om verkeerd gedetermineerde exemplaren van de erop lijkende Watermuur (*Myosoton aquaticum*) gaat.

Tabel 2.33 Zeldzame en bedreigde Rode Lijstsoorten (Cosyns et al. 1994, Van Landuyt et al. 2006) in de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris (S: schaduwminnende soort; O: soort van open vegetaties; I: intermediaire soort).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Categorie Rode Lijst (Cosyns et al. 1994)	Categorie Rode Lijst (Van Landuyt et al. 2006)	Aantal opnames	Type soort
<i>Allium ursinum</i>	Daslook	vrij zeldzaam		2	S
<i>Calla palustris</i>	Slangewortel	potentieel bedreigd		1	O
<i>Carex flacca</i>	Zeegroene zegge	vrij zeldzaam		1	O
<i>Carex strigosa</i>	Slanke zegge	bedreigd	zeldzaam	1	S
<i>Crepis paludosa</i>	Moerasstrepzaad	vrij zeldzaam		1	I
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Gevlekte orchis	bedreigd	kwetsbaar	1	O
<i>Dryopteris affinis</i>	Geschubde niervaren	potentieel bedreigd	bedreigd	1	S
	Hondstarwegras	zeer zeldzaam		1	S
<i>Elymus caninus</i>					
<i>Lathraea clandestina</i>	Paarse schubwortel	vrij zeldzaam		4	S
<i>Malva alcea</i>	Vijfdelig kaasjeskruid	potentieel bedreigd	zeldzaam	1	O
<i>Melica uniflora</i>	Eenbloemig parelgras	potentieel bedreigd		1	S
	Bosbingelkruid	vrij zeldzaam		1	S
<i>Mercurialis perennis</i>					
<i>Mycelis muralis</i>	Muursla	vrij zeldzaam		1	S
<i>Petroselinum segetum</i>	Wilde peterselie	zeer sterk bedreigd	zeldzaam	1	O
<i>Pulmonaria officinalis</i>	Gevlekt longkruid	bedreigd		1	S
<i>Ranunculus lingua</i>	Grote boterbloem	sterk bedreigd	zeldzaam	1	O
<i>Scrophularia umbrosa</i>	Gevleugeld helmkruid	potentieel bedreigd		1	I
<i>Stellaria nemorum</i>	Bosmuur	potentieel bedreigd		4	S
<i>Valeriana dioica</i>	Kleine valeriaan	bedreigd	kwetsbaar	1	O
<i>Viola hirta</i>	Ruig viooltje	potentieel bedreigd	zeldzaam	1	I

Wat opvalt is dat 85% van de Rode Lijstsoorten in de proefvlakken met populieren slechts 1 keer werd waargenomen. Dit betekent dat de Vlaamse bosinventaris in feite een te kleine steekproef is om een volledig beeld te geven van alle (zeldzame en bedreigde) soorten die in de Vlaamse populierenbossen kunnen voorkomen: het is zeer waarschijnlijk dat bepaalde soorten door de systematische manier van bemonsteren werden gemist.

Het voorkomen van Rode Lijstsoorten werd ook bekeken per TWINSPAN-vegetatietype (Tabel 2.34). In alle vegetatietypes komen Rode Lijstsoorten voor. Het percentage proefvlakken met Rode Lijstsoorten varieert tussen 7,7% (Verzadigd type met brandnetel) en 23,8% (Grazige type). Dit betekent dus dat niet alleen de types met een verzadigde bosflora (types 7 en 8) zeldzame en bedreigde soorten bevatten die bescherming verdienen, maar

bijvoorbeeld ook het Grazige type en zelfs het Soortenarm brandneteltype. Bij het Grazige type gaat het vaak om relictsoorten van graslanden in jonge populierenbossen, die op langere termijn wellicht gedoemd zijn te verdwijnen, wanneer het bos een meer gesloten karakter krijgt in gevolge de ontwikkeling van de onderetage, of door verruiging wanneer het maai- of graasbeheer wordt beëindigd.

Tabel 2.34 Voorkomen van Rode Lijstsoorten (Cosyns et al. 1994) per TWINSPAN-vegetatietype in de proefvlakken met populier van de Vlaamse bosinventaris.

	Aantal opnames in type	Aantal opnames met RL-soorten	% opnames met RL-soorten
Grazige type	21	5	23,8
Nat type met weinig brandnetel	20	3	15
Nat type met brandnetel	48	4	8,3
Speenkruid-brandneteltype	11	2	18,2
Soortenarm brandneteltype	15	3	20
Braam-brandneteltype	42	5	11,9
Verzadigd type met brandnetel	13	1	7,7
Verzadigd type met braam	14	3	21,4

De berekening van het aantal proefvlakken met Rode Lijstsoorten (Cosyns et al. 1994) per bosleeftijdsklasse toont dat in oude populierenbossen frequenter Rode Lijstsoorten voorkomen (Fig. 2.41).

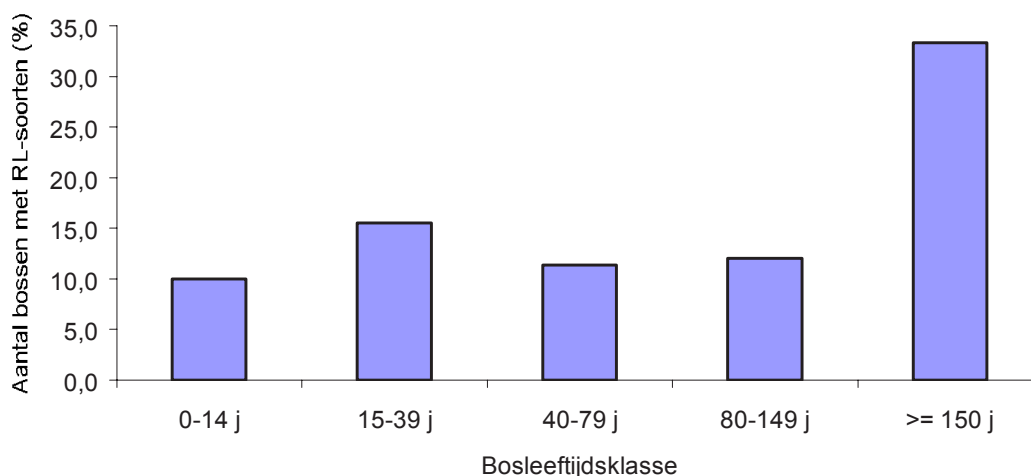


Fig. 2.41 Voorkomen van Rode Lijstsoorten (Cosyns et al. 1994) per bosleeftijdsklasse in de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris.

2.3.7.3. Natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid

2.3.7.3.1. Per ecotooptype

In de Vlaamse populierenbossen komen 21 ecotooptypes in een goed (klasse 3) tot zeer goed (klasse 4) ontwikkelde vorm voor (Tabel 2.35). Het best ontwikkeld zijn de bosvegetaties, ruigtes en graslandvegetaties. Goed ontwikkelde verlandende vegetaties en pioniervegetaties komen veel minder voor.

Vooraf de vegetaties van matig voedselrijke tot voedselrijke bodems zijn in de Vlaamse populierenbossen goed tot zeer goed ontwikkeld, in overeenstemming met de standplaatsen van populier. Goed ontwikkelde vegetaties van voedselarme en zwak zure of basische bodems zijn vrijwel geheel afwezig.

Tabel 2.35 Het aantal percelen behorende tot de verschillende ontwikkelingsklassen en het aandeel goed tot zeer goed ontwikkelde ecotopen voor de verschillende ecotooptypes op basis van de 184 proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris. Verklaring van de ecotooptypes: Tabel 2.7.

Ecotooptype	Klasse 1	klasse 2	Klasse 3	klasse 4	% 3 en 4
<i>Graslandvegetaties</i>					
G22	182	1	0	1	0,5
G23	184	0	0	0	0,0
G27	100	46	28	10	20,7
G28	146	26	11	1	6,5
G47 + G47k	115	46	14	9	12,5
G48	82	60	33	9	22,8
<u>Bosvegetaties</u>					
H22	126	52	6	0	3,3
H27	88	58	29	9	20,7
H28	149	7	25	3	15,2
H42	150	28	5	1	3,3
H43	145	28	8	3	6,0
H47	94	46	31	13	23,9
H48	63	77	24	20	23,9
<u>Pioniervegetaties</u>					
P22	183	1	0	0	0,0
P23	184	0	0	0	0,0
P27	172	2	9	1	5,4
P28	155	14	10	5	8,2
P47	156	25	2	1	1,6
<u>Ruigtevegetaties</u>					
R27	81	49	35	19	29,3
R28	135	21	20	8	15,2
R47	91	80	9	4	7,1
R48	27	116	36	5	22,3
<u>Verlandingsvegetaties</u>					
V12	184	0	0	0	0,0
V17	150	28	4	2	3,3
V18 + V18p	166	3	15	0	8,2

In de oude loofbossen in Vlaanderen zijn vegetaties van voedselarme en zwak zure of basische bodems wel goed ontwikkeld (Tabel 2.36).

Tabel 2.36 Het aantal percelen behorende tot de verschillende ontwikkelingsklassen en het aandeel goed tot zeer goed ontwikkelde ecotopen voor de verschillende ecotooptypes voor oude loofbossen in Vlaanderen op basis van 147 opnames van de bosinventaris.

Ecotooptype	Klasse 1	klasse 2	Klasse 3	klasse 4	% 3 en 4
<u>Graslandvegetaties</u>					
G22	143	0	1	3	2,7
G23	146	1	0	0	0
G27	97	38	12	0	8,2
G28	137	8	2	0	1,4
G47 + G47k	136	8	3	0	2,0
G48	138	7	1	1	1,4
<u>Bosvegetaties</u>					
H22	120	10	13	4	11,6
H27	81	46	14	6	13,6
H28	124	3	11	9	13,6
H42	42	39	44	22	44,9
H43	79	21	29	18	32,0
H47	50	41	26	30	38,1
H48	115	19	11	2	8,8
<u>Pioniervgetaties</u>					
P22	147	0	0	0	0
P23	147	0	0	0	0
P27	146	0	1	0	0,68
P28	135	0	12	0	8,2
P47	142	5	0	0	0
<u>Ruigtevegetaties</u>					
R27	106	25	10	6	10,9
R28	138	5	4	0	2,7
R47	121	24	2	0	1,4
R48	96	46	5	0	3,4
<u>Verlandingsvegetaties</u>					
V12	147	0	0	0	0
V17	134	12	1	0	0,68
V18 + V18p	134	12	1	0	0,68

2.3.7.3.2. Per ecotoopgroep

De ontwikkelingsgraad van de vegetatie in de 184 proefvlakken met populier en de 147 oude referentiebossen werd ook bepaald per ecotoopgroep (Tabel 2.37 en 2.38). Algemeen kan gesteld worden dat de ecologische volledigheid van de Vlaamse populierenbossen vrij hoog is: 44,6 % heeft een goed tot zeer goed ontwikkelde vegetatie, waar dit bij de onderzochte oude bossen slechts 30,6 % is.

In de proefvlakken met populier zijn vooral de ruigtevegetaties en grasvegetaties goed ontwikkeld. Goed ontwikkelde bosvegetaties komen pas op de derde plaats. Bij de oude bossen zijn vooral de bosvegetaties goed ontwikkeld, terwijl goed ontwikkelde ruigte- en grasvegetaties logischerwijze relatief schaars zijn.

Tabel 2.37 Het aantal percelen behorende tot de verschillende klassen voor de verschillende ecotoopgroepen voor de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris.

Ecotoopgroep	klasse 1	Klasse 2	klasse 3	klasse 4	% 3 en 4
G	75	59	38	12	27,2
H	89	64	29	2	16,9
P	161	16	6	1	3,8
R	64	69	37	14	27,7
V	142	23	10	9	10,3
Alle ecotopen	47	55	53	29	44,6

Tabel 2.38 Het aantal percelen behorende tot de verschillende klassen voor de verschillende ecotoopgroepen voor 147 oude bossen in Vlaanderen.

Ecotoopgroep	klasse 1	Klasse 2	klasse 3	klasse 4	% 3 en 4
G	124	14	5	4	6,1
H	68	33	31	15	31,3
P	134	13	0	0	0
R	113	26	6	2	5,4
V	134	0	12	1	8,8
Alle ecotopen	72	30	23	22	30,6

De ontwikkelingsgraad per ecotoopgroep werd eveneens voor de afzonderlijke TWINSPAN-vegetatietypes beoordeeld (Tabel 2.39).

De Graslandvegetaties zijn het best ontwikkeld in het Grazige type (type 1) en het Nat type met weinig brandnetel (type 2). Ook in het Nat type met veel brandnetel (type 3) en het Braam-brandneteltype (type 6) komen een aantal goed ontwikkelde graslandvegetaties voor. Het gaat in deze gevallen om bossen die zijn aangeplant op voormalige graslanden en waarin een maai- of graasbeheer al dan niet wordt bestendigd.

De bosvegetaties zijn het best ontwikkeld in het Nat type met weinig brandnetel (type 3), het Speenkruid-brandneteltype (type 4) en in de verzadigde types (type 7 en type 8). In de overige types komen nauwelijks of geen goed ontwikkelde bosvegetaties voor.

Goed ontwikkelde pioniervegetaties zijn in alle vegetatietypes schaars.

Goed ontwikkelde ruigtevegetaties zijn voornamelijk te vinden in het Nat type met weinig brandnetel (type 2), het Nat type met veel brandnetel (type 3) en het Braam-brandneteltype (type 6).

Goed ontwikkelde verlande vegetaties zijn schaars en komen uitsluitend in het Nat type met weinig brandnetel (type 2), het Nat type met veel brandnetel (type 3) en het Braam-brandneteltype (type 6) voor.

Tabel 2.39 Aandeel proefvlakken met populier met goed tot zeer goed ontwikkelde vegetatie voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes en voor de verschillende ecotoopgroepen (links, in %, rechts is het aantal proefvlakken weergegeven).

Aantal plots	TWINSPAN-vegetatietype															
	1		2		3		4		5		6		7		8	
	21		20		48		11		15		42		13		14	
Ecotoopgroep																
G	52,4	11	70,0	14	22,9	11	18,2	2	0	0	28,6	12	0	0	0	0
H	4,8	1	5,0	1	27,1	13	27,3	3	0	0	9,5	4	30,8	4	35,7	5
P	4,8	1	10,0	2	2,1	1	0	0	0	0	7,1	3	0	0	0	0
R	4,8	1	55,0	11	41,7	20	18,2	2	0	0	40,5	17	0	0	0	0
V	0	0	30,0	6	10,4	5	0	0	0	0	19,0	8	0	0	0	0
Alle ecotopen	38,1	8	60,0	12	58,3	28	45,5	5	0	0	47,6	20	30,8	4	35,7	5

Wanneer de ontwikkelingsgraad van de vegetatie per ecotoopgroep berekend wordt voor de verschillende bosleeftijdsklassen, dan blijkt dat - zoals kon verwacht worden - de grasland-, pionier-, verlande en ruigtevegetaties afnemen met toenemende leeftijd van de populierenbossen, terwijl de bosvegetaties zich juist beter ontwikkelen (Tabel 2.40).

Tabel 2.40 Aandeel proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris met goed tot zeer goed ontwikkelde vegetatie voor de verschillende bosleeftijdsklassen en voor de verschillende ecotoopgroepen (links, in %). Rechts is het aantal proefvlakken weergegeven.

Ecotoopgroepen (links, in %). Rechts is het aantal proefvlakken weergegeven.										
	Leeftijdsklasse									
	0-14 j		15-39 j		40-79 j		80-149 j		≥150 j	
Aantal plots	20		58		44		50		12	
Ecotoopgroep										
G	25,0	5	39,7	23	25,0	11	18,0	9	16,7	2
H	0	0	13,8	8	9,1	4	34,0	17	16,7	2
P	0	0	1,7	1	6,8	3	6,0	3	0	0
R	15,0	3	34,5	20	31,8	14	24,0	12	16,7	2
V	10,0	2	15,5	9	9,1	4	6,0	3	8,3	1
Alle ecotopen	20,0	4	51,7	30	43,2	19	52,0	26	25,0	3

2.3.7.4. Gezamenlijke natuurwaarde gebaseerd op ecologische volledigheid en zeldzame en bedreigde soorten

Tabel 2.41 geeft de verdeling weer van de 184 proefvlakken met populier en de 147 oude bossen over de 5 klassen voor de flora-eindwaarde. Van de populierenbossen heeft 41 % een lage tot zeer lage floristische waarde. Toch heeft 22 % van de populierenbossen een hoge tot zeer hoge floristische waarde. Het verschil met oude bossen in Vlaanderen is volgens deze berekeningswijze vrij gering: 34 % van de oude bossen heeft een lage tot zeer lage floristische waarde, terwijl 26 % een hoge tot zeer hoge floristische waarde heeft. Natuurlijk houdt deze methode geen rekening met andere organismen die in de bossen voorkomen, noch met criteria als vervangbaarheid. Ze toont echter wel aan dat de floristische waarde van populierenbossen niet onderschat mag worden.

Tabel 2.41 Verdeling van de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventarisen de oude bossen over de 5 klassen voor de gezamenlijke natuurwaarde (links aantal proefvlakken, rechts %).

Klasse	Betekenis	Populier N=184		Oud bos N=147	
1	Zeër lage natuurwaarde	17	9,2	17	11,6
2	Lage natuurwaarde	59	32,1	33	22,4
3	Matig hoge natuurwaarde	68	37,0	58	39,5
4	Hoge natuurwaarde	33	17,9	30	20,4
5	Zeër hoge natuurwaarde	7	3,8	9	6,1

De gezamenlijke natuurwaarde werd ook beoordeeld voor de afzonderlijke TWINSPAN-vegetatietypes (Tabel 2.42).

De populierenbossen van het Verzadigd type met brandnetel (type 7) bezitten gemiddeld de hoogste floristische waarde. Het gaat hier om populierenbossen van minstens enkele generaties oud die bijna allemaal in valleigebieden zijn gelegen, meestal op een vochtige, vrij rijke bodem van goede kwaliteit en vaak in de nabijheid van oud(er) bos. Het Speenkruid-brandneteltype (type 4) heeft eveneens een hoge flora-eindwaarde en kan als een jonge variant van type 7 worden aanzien. Ook de natte populierenbossen (types 2 en 3) hebben een vrij hoge floristische waarde.

Een vrij groot percentage van de populierenbossen van het Grazige type (type 1) hebben gemiddeld een lage floristische waarde, maar er zijn er ook een deel die goed scoren. Het Braam-Brandneteltype (type 6) en het Verzadigd type met braam (type 8) scoren qua floristische waarde minder goed, al betreft het gemiddeld vrij oude bossen waarin toch ook bosplanten voorkomen, zeker in type 8. Deze populierenbossen zijn echter gelegen op drogere en armere bodems dan het verzadigd type met brandnetel en het Speenkruid-brandneteltype, waardoor bepaalde soorten ontbreken. Type 6 kan min of meer als een jongere variant van type 8 worden beschouwd.

De populierenbossen van het Soortenarm brandneteltype (type 5) tenslotte hebben gemiddeld een lage floristische waarde, wat in veel gevallen te verklaren is door hun geïsoleerde ligging, jonge leeftijd en voorgeschiedenis.

Tabel 2.42 Verdeling van de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris (links in %) over de 5 klassen voor de gezamenlijke natuurwaarde voor de verschillende TWINSPAN-vegetatietypes. Rechts is het aantal proefvlakken weergegeven.

	TWINSPAN-vegetatietype											
	1		2		3		4		5		6	
Aantal plots	21		20		48		11		15		42	
Klasse												
1	4,8	1	0	0	6,3	3	0	0	40,0	6	9,5	4
2	42,9	9	45,0	9	27,1	13	27,3	3	40,0	6	35,7	15
3	23,8	5	15,0	3	41,7	20	45,5	5	20,0	3	42,9	18
4	28,6	6	35,0	7	22,9	11	18,2	2	0	0	4,8	2
5	0	0	5,0	1	2,1	1	9,1	1	0	0	7,1	3

Bij beschouwing van de flora-eindwaarde voor de verschillende bosleeftijdsklassen blijkt dat het aantal populierenbossen met lage en zeer lage floristische waarde langzaam afneemt met de bosleeftijd (Fig. 2.42). Het aandeel populierenbossen met hoge tot zeer hoge natuurwaarde is evenwel vrij constant over de leeftijdsklassen. Een van de redenen is dat ook in jonge

populierenbossen een aantal interessante soorten van graslanden en ruigtes voorkomen, soorten die later in het successieproces verdwijnen en vervangen worden door bossoorten.

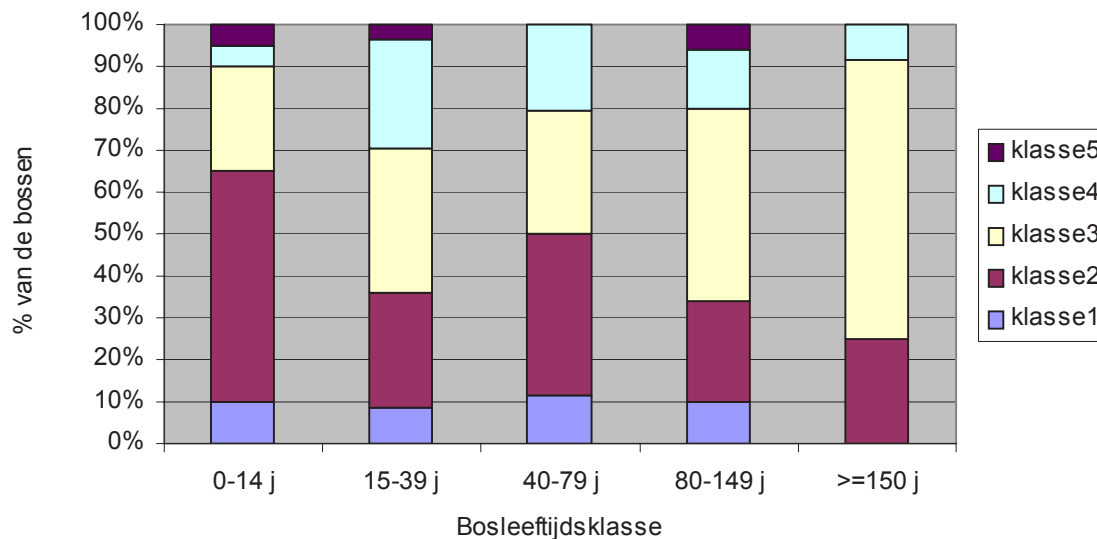


Fig 2.42 Verdeling van de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris (in %) over de 5 klassen voor de gezamenlijke natuurwaarde per bosleeftijdsklasse.

2.3.7.5. Soortenrijkdom en –samenstelling van de moslaag

In totaal werden 63 verschillende mossoorten in de 184 proefvlakken met populier waargenomen (Tabel 2.43). Twee soorten zijn uiterst algemeen en komen in meer dan de helft van de proefvlakken voor: Gewoon dikkopmos *Brachythecium rutabulum* (82,6 %) en Fijn laddermos *Eurhynchium praelongum* (63 %). Deze twee soorten zijn vaak op de bodem en aan de stamvoet van populieren terug te vinden (Fig. 2.43 en 2.44). Andere algemene soorten zijn Klei-snavelmos *Eurhynchium hians*, Gedrongen kantmos *Lophocolea heterophylla*, Gewoon klauwtjesmos *Hypnum cupressiforme*, Gewoon rimpelmos *Atrichum undulatum*, Gewoon sterremos *Mnium hornum*, Klei-vedermos *Fissidens taxifolius*, Gerimpeld boogsterremos *Plagiomnium undulatum* en Groot platmos *Plagiothecium nemorale*. De meeste soorten zijn evenwel zeldzaam en werden slechts 1 of enkele malen waargenomen (Tabel 2.43).



Fig. 2.43 en 2.44 Fijn laddermos (*Eurhynchium praelongum*) is een van de meest algemeen voorkomende mossoorten in populierenbossen, onder meer op stamvoeten.

Tabel 2.43 Frequentie (aantal proefvlakken en %) van de verschillende mossoorten die voorkomen in de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris.

Latijnse naam	Nederlandse naam	Frequentie	
		N	%
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos	152	82,6
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos	116	63,0
<i>Eurhynchium hians</i>	Klei-snavelmos	72	39,1
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Gedrongen kantmos	49	26,6
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Gewoon klauwtjesmos	34	18,5
<i>Atrichum undulatum</i>	Gewoon rimpelmos	32	17,4
<i>Mnium hornum</i>	Gewoon sterremos	32	17,4
<i>Fissidens taxifolius</i>	Klei-vedermos	25	13,6
<i>Plagiomnium undulatum</i>	Gerimpeld boogsterremos	23	12,5
<i>Plagiothecium nemorale</i>	Groot platmos	20	10,9
<i>Dicranella heteromalla</i>	Gewoon plujsjesmos	17	9,2
<i>Ceratodon purpureus</i>	Purpersteeltje	12	6,5
<i>Fissidens bryoides</i>	Gezoomd vedermos	12	6,5
<i>Lophocolea bidentata</i>	Gewoon kantmos	12	6,5
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Glanzend platmos	12	6,5
<i>Bryum rubens</i>	Rood knolletjes-knikmos	11	6,0
<i>Amblystegium serpens</i>	Gewoon pluisdraadmos	7	3,8
<i>Aulacomnium androgynum</i>	Gewoon knopjesmos	7	3,8
<i>Eurhynchium striatum</i>	Plooibladmos, Geplooid snavelmos	7	3,8
<i>Isopterygium elegans</i>	Gewoon pronkmos	7	3,8
<i>Plagiomnium affine</i>	Rondbladig boogsterremos	6	3,3
<i>Anisothecium staphylinum</i>	Knolletjesgreppelmos	5	2,7
<i>Brachythecium velutinum</i>	Fluweeldikkopmos	5	2,7
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heideklauwtjesmos	4	2,2
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	Stomptandig boogsterremos	4	2,2
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos	4	2,2
<i>Anisothecium schreberianum</i>	Hakig greppelmos	3	1,6
<i>Bryum klinggraeffii</i>	Scharlaken knolletjes-knikmos	3	1,6
<i>Ditrichum cylindricum</i>	Hakig smaltandmos	3	1,6
<i>Funaria hygrometrica</i>	Gewoon krulmos	3	1,6
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Geklauwd platmos	3	1,6
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos	3	1,6
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Groot laddermos	3	1,6
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Glad dikkopmos	2	1,1
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Gewoon sikkelsterretje	2	1,1
<i>Orthodontium lineare</i>	Geelsteeltje	2	1,1
<i>Physcomitrium pyriforme</i>	Gewoon knikkertjesmos	2	1,1
<i>Pottia species</i>	Kleimos (G)	2	1,1
<i>Anisothecium varium</i>	Klei-greppelmos	1	0,5
<i>Barbula convoluta</i>	Gewoon smaragdsteeltje	1	0,5
<i>Barbula unguiculata</i>	Klei-smaragdsteeltje	1	0,5
<i>Bryum argenteum</i>	Zilvermos	1	0,5
<i>Bryum capillare s.l.</i>	Gedraaid knikmos	1	0,5
<i>Bryum tenuisetum</i>	Oranje knolletjes-knikmos	1	0,5
<i>Calliergon cordifolium</i>	Hartbladig nerfpuntmos	1	0,5
<i>Calliergonella cuspidata</i>	Gewoon puntmos	1	0,5
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Gaaf buidelmos	1	0,5
<i>Campylopus pyriformis</i>	Gewoon kronkelsteeltje	1	0,5
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Gewoon lippenmos	1	0,5
<i>Conocephalum conicum</i>	Kegelmos	1	0,5
<i>Cratoneuron filicinum</i>	Gewoon diknerfmos	1	0,5
<i>Didymodon vinealis</i>	Muur-dubbeltandmos	1	0,5
<i>Eurhynchium pumilum</i>	Klein snavelmos	1	0,5

Tabel 2.43 Vervolg

Latijnse naam	Nederlandse naam	Frequentie	
		N	%
<i>Fossombronia species</i>	Goudkorrelmos (G)	1	0,5
<i>Leptobryum pyriforme</i>	Slankmos	1	0,5
<i>Pellia endiviifolia</i>	Gekroesde pellia	1	0,5
<i>Pellia epiphylla</i>	Gewone pellia	1	0,5
<i>Phascum cuspidatum</i>	Gewoon knopmos	1	0,5
<i>Plagiothecium laetum</i>	Klein platmos	1	0,5
<i>Pohlia lescuriana</i>	Rood knolletjes-peermos	1	0,5
<i>Pohlia species</i>	Peermos (G)	1	0,5
<i>Riccia fluitans</i>	Gewoon watervorkje	1	0,5
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	Struikmos	1	0,5

Gemiddeld komen in een proefvlak 4 mossoorten voor, met een minimum van 0 soorten en een maximum van 13 soorten. Dit is gemiddeld minder dan in de rest van het Vlaamse bos (Tabel 2.44), wat wellicht te wijten is aan de jonge leeftijd van de populierenbossen en mogelijk ook aan het feit dat de bestanden vaak ijler zijn (minder vochtig microklimaat). In oude populierenbossen komen meer mossoorten voor dan in jonge populierenbossen (Fig 2.45).

Tabel 2.44 Aantal mossoorten in populierenbossen en andere bossen in Vlaanderen volgens de Vlaamse bosinventaris.

	Aantal mossoorten
Populierenbossen	4,0
Ander loofhout en gemengd loofhout	5,8
Naaldhout en gemengd naaldhout	7,4

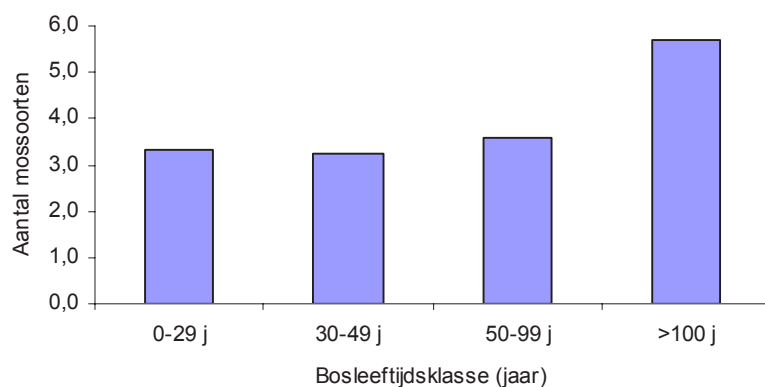


Fig. 2.45 Aantal mossoorten in functie van de bosleeftijd voor de proefvlakken met populier uit de Vlaamse bosinventaris.

2.3.8. Conclusies

Aan de hand van een TWINSPAN-analyse konden 8 min of meer duidelijk te onderscheiden vegetatietypes worden afgebakend:

- | | |
|----------------------------------|--------|
| • Grazige type | type 1 |
| • Nat type met weinig brandnetel | type 2 |
| • Nat type met veel brandnetel | type 3 |
| • Speenkruid-brandneteltype | type 4 |
| • Soortenarm brandneteltype | type 5 |
| • Braam-brandneteltype | type 6 |
| • Verzadigd type met brandnetel | type 7 |
| • Verzadigd type met braam | type 8 |

Deze types hebben niet alleen een andere soortensamenstelling en vegetatiestructuur, maar vertonen ook duidelijke verschillen naar isolatie, historiek en fysisch milieu. Toch is er een zekere overlapping tussen bepaalde types, die te verklaren is door het proces van natuurlijke evolutie (successie), waardoor bepaalde populierenbossen in een overgangsfase verkeren.

De voornaamste factoren in de dataset die de soortensamenstelling van populierenbossen blijken te kunnen verklaren zijn bosleeftijd en isolatie. Daarnaast spelen de voorgeschiedenis (akkerland of grasland), de bosstructuur (bedekking van boomlaag en struiklaag) en bodemprofiel een rol.

De bosleeftijd is een maat voor het proces van natuurlijke successie. De vegetatie van een jong populierenbos (meestal aangeplant op een voormalig grasland of akkerland) evolueert continu, waarbij de lichtminnende akker- en graslandsoorten mettertijd vervangen worden door meer schaduwtolerante bosplanten. Gewoonlijk is dit een langzaam proces, maar de snelheid van evolutie is afhankelijk van verschillende factoren. Belangrijk hierbij is zeker de ontwikkeling en de dichtheid van de onderetage, omdat die sterk bepalend is voor de lichthoeveelheid op de bosbodem. In populierenbossen waar zich om een of andere reden weinig of geen onderetage ontwikkelt is het mogelijk dat lichtminnende (ruigte)kruiden permanent kunnen overleven, wat het geval is bij een aantal oudere populierenbossen die nog steeds tot het Grazige type behoren. Indien zich echter een vrij dichte onderetage kan vestigen, dan verdwijnen deze soorten ingevolge lichtgebrek en is de kans groot dat schaduwtolerante bosplanten de bovenhand halen, waardoor de vegetatie van droge tot matig natte populierenbossen uiteindelijk kan evolueren naar een van de verzadigde types (types 7 en 8). Dit alles geldt op voorwaarde dat de soorten ter plaatse kunnen geraken. Zelfs als de omstandigheden voor de kieming van bosplanten optimaal zijn, zullen sterk geïsoleerde populierenbossen de verzadigde fase niet kunnen bereiken en in een soort van tussenfase blijven steken. Dit is te zien bij het Speenkruid-brandneteltype (type 4), dat een aantal populierenbossen van gemiddelde ouderdom telt waarin (op het relatief snel verbreidende Speenkruid na) nauwelijks bosplanten voorkomen, ondanks de aanwezigheid van een dichte onderetage. In natte populierenbossen kan de vegetatie-evolutie snel verlopen (ca. 50 jaar), waarbij na een ruigtestadium met Riet en grote zegges een moerasbosvegetatie kan ontstaan.

Er is een duidelijk verband tussen de bosleeftijd en de historiek van een bos en de dominantie van Grote brandnetel. In jonge populierenbossen op voormalige landbouwgrond is de bodem rijk aan fosfaat en omdat populierenbossen veel licht doorlaten heeft de Grote brandnetel

ruimte om zich explosief te ontwikkelen. In jonge populierenbossen zijn vaak ook nog maar weinig bosplanten aanwezig, gewoon omdat ze de kans nog niet hebben gehad om daar te geraken. Bovendien kan een concurrentiekrachtige brandnetelvegetatie de vestiging van bosplanten bemoeilijken en hun groei onderdrukken. Een voldoende dichte struiklaag kan de Grote brandnetel echter gedeeltelijk in bedwang houden.

De floristische waarde op basis van de vegetatie varieert voor de populierenbossen van laag (41 %) tot hoog (22 %), wat de algemene stelling dat populierenbossen per definitie een lage natuurwaarde hebben nuanceert. De floristische waarde is hiermee maar een weinig lager dan die van oude bossen in Vlaanderen, waarvan 34 % een lage en 26 % een hoge waarde heeft. Hierbij dient echter de belangrijke bedenking gemaakt dat de floristische waarde van de populierenbossen voor een belangrijk deel bij graslandsoorten en ruigtekruiden ligt i.p.v. bij bossoorten, wat bij de oude bossen niet het geval is: 16,9 % van de populierenbossen heeft een goed ontwikkelde bosflora, t.o.v. 31,3 % voor de oude bossen. Dit is (zoals reeds vermeld) te verklaren door de jonge leeftijd van veel populierenbossen en hun ijle structuur, waardoor lichtminnende soorten (vaak relictsoorten van graslanden) kunnen overleven.

Een opvallend gegeven is dat meer dan 20 % van de Vlaamse populierenbossen gelegen zijn op standplaatsen die per definitie ongeschikt (te nat of te droog) zijn voor de groei van populier.

Uit dit alles zijn reeds een aantal belangrijke conclusies af te leiden aangaande het beheer van de populierenbossen:

- Populierenbossen hebben voldoende potenties om een waardevolle vegetatie te ontwikkelen, ook indien ze geplant worden op voormalig intensief gebruikte landbouwgronden. Ze moeten echter allereerst de benodigde tijd krijgen om deze ontwikkeling door te maken, net zoals dat bij andere bossen het geval is.
- Het aanplanten van een struiklaag versnelt de ontwikkeling van een bosklimaat en kan hierdoor de kolonisatie door bosplanten (dus de natuurlijke successie) versnellen. Een plotse extreme lichtstelling heeft negatieve gevolgen voor de bosflora.
- De grote impact van de factor isolatie impliceert dat nieuwe populierenbossen bij voorkeur worden aangeplant in de buurt van bestaande (oude) bossen en op de geschikte standplaatsen. Geïsoleerde populierenbosjes temidden van het cultuurlandschap kunnen niettemin ook een niet te onderschatten ecologische waarde hebben.

3. DETAILSTUDIES

3.1. KOLONISATIE VAN EEN KAALVLAKTE NA 1 GENERATIE POPULIER DOOR BOSPLANTENSOORTEN: DETAILSTUDIE IN HET MUIZENBOS

3.1.1. Inleiding

Rond de kolonisatie van jonge bossen door bosplantensoorten werd in het verleden al heel wat onderzoek verricht. Volgens Verheyen & Hermy (2002) is de kolonisatie van een bosperceel het resultaat van het samenspel tussen de beschikbaarheid van zaden ('seed limitation') en de geschiktheid van het habitat ('recruitment limitation'), maar is de eerste factor in veel gevallen van doorslaggevend belang. Hun onderzoek wees uit dat habitatkwaliteit voor veel bosplanten niet echt een beperkende factor is, maar dat hun zaden vaak eenvoudigweg niet op de standplaats geraken. Veel oud-bosplanten zijn zeer beperkt in hun dispersiecapaciteiten, omdat ze zich vrijwel uitsluitend vegetatief verbreiden via uitlopers. Bosplanten migreren dan ook zeer traag, zoals bijvoorbeeld *Anemone nemorosa*: ongeveer 0,7 tot 0,8 m per jaar (Brunet & Von Oheimb 1998b, De Keersmaecker et al. 1999). Andere voornamelijk besdragende bossoorten worden een stuk sneller verbreid, omdat de bessen door vogels worden gegeten en de zaden via de uitwerpselen op grote afstand van de moederplant kunnen terechtkomen. Verheyen & Hermy (2002) wijzen er ook op dat verschillen in vestiging van bossoorten eerder gerelateerd zijn met groeivorm dan met habitatkwaliteit. Bepaalde planten kunnen zich vegetatief uitbreiden door middel van uitlopers (*Fragaria vesca*, *Ajuga reptans*,...) of wortelstokken (*Anemone nemorosa*, *Pteridium aquilinum*,...), waardoor ze aaneengesloten populaties vormen. Soorten die zich louter door middel van zaden voortplanten zullen meer als verspreide individuen voorkomen (*Primula elatior*, *Arum maculatum*,...).

De doelstelling van deze casestudie was de kolonisatie van een jong populierenbos in detail te bestuderen en ruimtelijk te relateren aan het voorkomen van zaadbronnen in de directe nabijheid van het perceel.

3.1.2. Studiegebied

De locatie voor het onderzoek werd geselecteerd in het Muizenbos te Ranst, dat sinds 1998 het statuut van integraal bosreservaat heeft (Fig. 3.1). De bodem bestaat er uit een vochtige zandleembodem zonder profielontwikkeling (Lep). In het bos komt een duidelijke pH-gradiënt voor, die varieert van licht zuur tot alkalisch op plaatsen waar een hoog gehalte aan kalk van fossiele aard in de bodem voorkomt. Het Muizenbos bestaat hoofdzakelijk uit populierenbossen en een beperkte hoeveelheid inheems loofhout (Zomereik, Winterlinde, es) waarvan het merendeel bekomen werd na omvorming van populierenbossen. Bijna alle bosleeftijdsklassen zijn vertegenwoordigd, gaande van recent aangelegde populierenbossen op voormalige landbouwgronden tot een klein gedeelte oud bos.

Voor de studie werd een 0,73 ha groot populierenbestand (*Populus x robusta*) aan de zuidelijke rand van het bos gekozen (Fig. 3.1). Het betreft een aanplanting van eerste generatie uit 1952 op voormalig grasland, aan drie zijden omringd door ouder bos waarin een gevarieerde kalkminnende voorjaarsflora voorkomt en in het zuiden begrensd door weiland. Eind 1997 werden de populieren door middel van kaalslag verwijderd. Tezelfdertijd werd de relatief dichte struiklaag van voornamelijk Gewone esdoorn (bedekking 61 %) op enkele bomen aan de rand na volledig mee gekapt; de overige soorten in de verjonging (6 %) werden

gespaard. Op die manier is de kans groot dat het geheel in de toekomst spontaan evolueert naar een boomsoortenrijk gemengd loofhoutbestand.

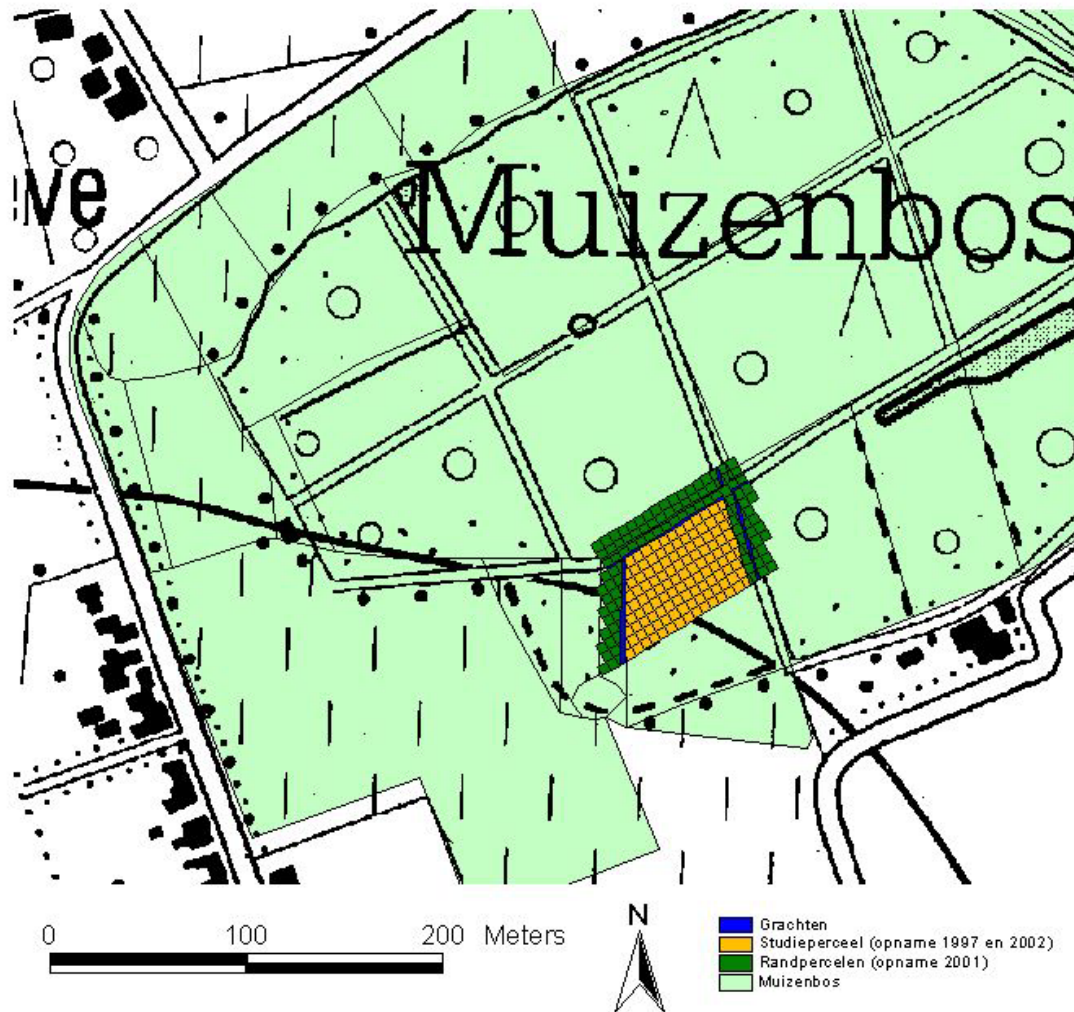


Fig. 3.1 Ligging van het studieperceel in het Muizenbos (Ranst).

3.1.3. Proefopzet

In 1997 (net voor de kapping van de populieren) en in 2002 werden in het studieperceel vegetatieopnames uitgevoerd. Alleen de noordelijke helft van het perceel (een zone van 45 m breed) werd voor onderzoek geselecteerd en voorzien van een proefraster ingedeeld in hokken van 5×5 meter (Fig. 3.1 en 3.2).

Om de locaties van de verschillende bronpopulaties van bosplanten in de onmiddellijke nabijheid van het studieperceel in kaart te brengen werd de vegetatie van de 4 oudere bosbestanden die grenzen aan de noordelijke, oostelijke en westelijke rand van het populierenbos (gemarkeerd met de nummers 1 t.e.m. 4 in Fig. 3.2) in het voorjaar van 2001 opgenomen. Om het opnamewerk te beperken werd gewerkt binnen een 10 tot 15 meter brede rand rond het studieperceel, opnieuw onderverdeeld in hokken van 5×5 meter groot (Fig. 3.1 en 3.2). Ook de tussenliggende onverharde paden en de grachten werden hierbij opgenomen.

De opname bestond uit het noteren van alle bossoorten (volgens Tack et al. 1993), hun bedekking volgens de schaal van Londo (Bijlage 5) en het aantal individuen in klassen

(Bijlage 6) binnen ieder 5×5 m hok. Bijkomend werd de bedekking van *Urtica dioica*, *Rubus fruticosus* en *Aegopodium podagraria* ingeschat. In ieder aangrenzend bosbestand werd bovendien één enkele volopname gemaakt in een representatief 5×5 m hok om de vegetatie beter te kunnen karakteriseren. In dat geval werden alle soorten genoteerd, dus ook alle niet-bossoorten. De ligging van de hokken waarin een volopname werd uitgevoerd is weergegeven in Fig. 3.2.

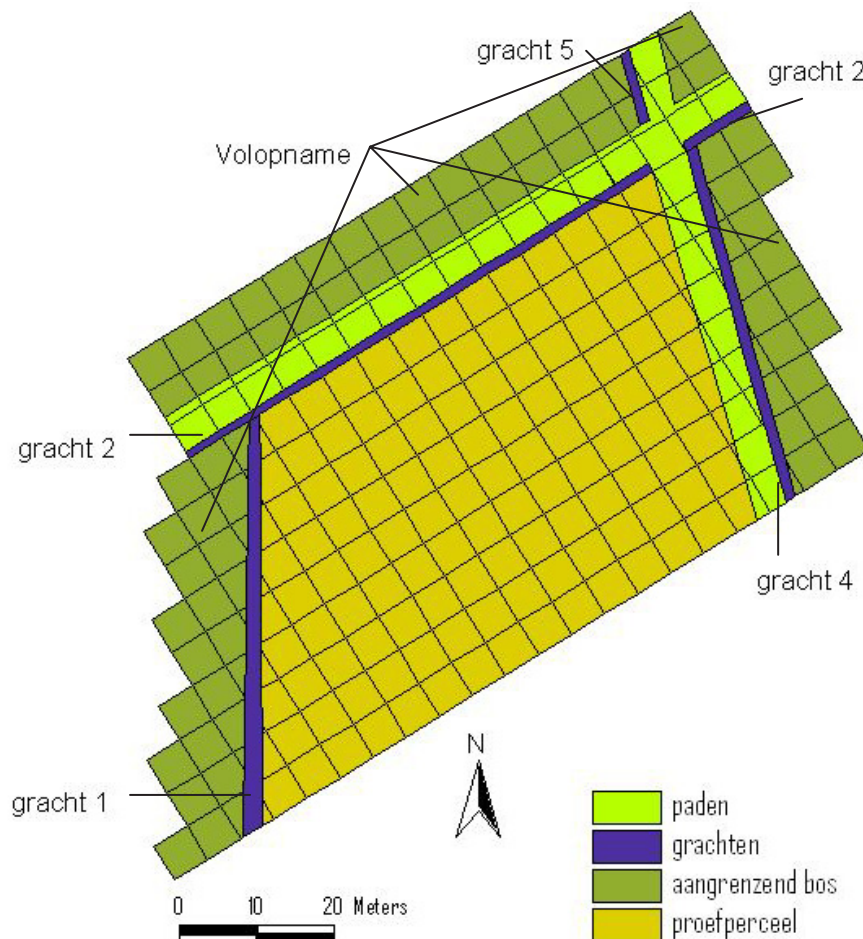


Fig. 3.2 Ligging van het proefperceel in het Muizenbos, met aanduiding van de 4 aangrenzende bosbestanden en de grachten.

3.1.4. Data-analyse

De verwerking van de gegevens bestond uit de vergelijking van de opnames over de twee opnametijdstippen binnen het studieperceel (1997 en 2002) met de opnames in de randpercelen (2001) en berekening van migratiesnelheden. Eerst werd voor elke plantensoort een verspreidingskaart gemaakt. Op basis van de kaarten werden migratiesnelheden berekend voor de individuele soorten, door de afstand van het verst teruggevonden individu in het studieperceel tot potentiële moederplanten in de randpercelen te delen door de leeftijd van het bos (45 jaar voor soorten aanwezig in 1997, 5 jaar voor soorten die 2002 nieuw werden waargenomen binnen het studieperceel).

3.1.5. Historiek en bodemkenmerken van het studieperceel en de 4 aangrenzende bospercelen

Aan de hand van 7 historische kaarten (1775, 1850, 1886-1939, 1939-1950, 1962, 1984 en 1996) werd de historiek van het studieperceel en de 4 omliggende bospercelen nagegaan (Fig. 3.3).

Het studieperceel was van voor 1775 tot 1939 als akkerland in gebruik. Vervolgens werd het kortstondig in grasland omgezet, om tenslotte in 1952 te worden bebost met populier en een onderetage van Gewone esdoorn, die als hakhout werd beheerd (afzetten gebeurde slechts één keer).

De percelen 2 en 3 hebben een identieke voorgeschiedenis en zijn tevens gelijkaardig in bodemkenmerken. Ze stonden oorspronkelijk op de Ferrariskaart aangeduid als bos, werden vervolgens kortstondig ontbost en omgezet in grasland ergens tussen 1778 en 1850, maar zeker voor 1865 herbebossed. Het gaat dus om relatief oud bos (≥ 140 jaar). Beide percelen waren lange tijd met populier bebost, maar werden tenslotte in 1981 omgevormd naar gemengd loofhout (Gewone es, Zomereik en Winterlinde).

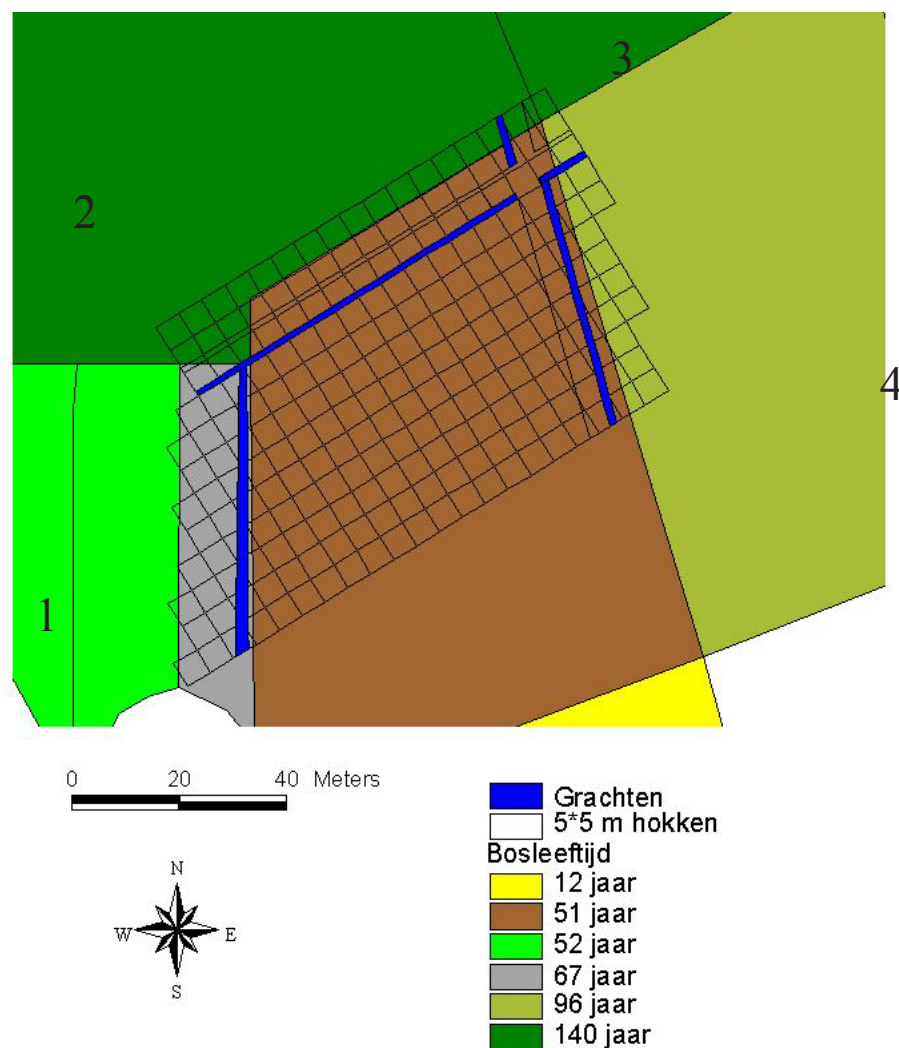


Fig. 3.3 Bebossingsduur van het studieperceel en de 4 aangrenzende bospercelen op basis van 7 historische kaarten.

Perceel 1 heeft een complexe historiek. Het bestaat uit drie stukken: een lange smalle strook langs het studieperceel, een groter blok aan de westkant daarvan en een klein driehoekje aan de noordzijde, alle met een verschillende voorgeschiedenis (Fig. 3.3). Het blok verst van het studieperceel is vrij recent bos, eveneens in 1952 aangeplant met populier. Het stond wel op de Ferrariskaart ingekleurd als bos, maar werd nadien lange tijd omgezet in afwisselend grasland en akkerland. De strook naast het studieperceel heeft een gelijkaardige historiek, maar werd al tussen 1922 en 1939 met populier bebost. Het kleine driehoekje in de noordelijke hoek is echter al veel langer bos: het behoorde vroeger tot perceel 2, maar werd daarvan afgescheiden na het doortrekken van een pad (Fig. 3.3).

Perceel 4 herbergt een bos van vrij recente leeftijd. Zeker tot 1892 was het als grasland in gebruik, maar voor 1912 kwam er al bos voor. In 1931 werden populieren aangeplant, die in 1975 gekapt werden. In 1977 werd het perceel opnieuw met populier ingeplant. Het bos is dus ouder dan het studieperceel en het grootste deel van perceel 1, maar jonger dan de percelen 2 en 3.

Ook naar bodemeigenschappen zijn er verschillen tussen de bestanden. In het noordelijke deel van het bos is de bodem kalkrijk, naar het zuiden toe is er een gradiënt naar zuurder toe. De percelen 2 en 3 liggen volledig in het kalkrijke deel, voor de andere percelen is dit enkel voor het meest noordelijke deel het geval.

3.1.6. Resultaten

Voor elke bossoort werd een afzonderlijk verspreidingskaartje met de bedekking en/of het aantal individuen per hok aangemaakt (Bijlage 7). Het resultaat van de volopnames is weergegeven in Bijlage 15. De opnamegegevens van de grachten zijn weergegeven in Bijlage 16. De berekende migratiesnelheden van de bossoorten waargenomen in het studieperceel en de omringende bestanden zijn weergegeven in Tabel 3.1.

3.1.6.1. Potentiële zaadbronnen in de omringende bospercelen

De percelen 2 en 3 hebben de meest soortenrijke en best ontwikkelde bosflora, wat logisch is gezien de lange bebossingsduur. *Paris quadrifolia*, een kalkminnende oud-bossoort, komt alleen in deze twee bestudeerde percelen voor. Ook de hoogste bedekkingen van *Anemone nemorosa*, *Cardamine flexuosa*, *Primula elatior* en *Ribes rubrum* zijn daar te vinden. Andere bossoorten die er voorkomen zijn *Adoxa moschatellina*, *Arum maculatum*, *Lamium galeobdolon*, *Lonicera periclymenum*, *Moehringia trinerva*, *Polygonatum multiflorum*, *Ranunculus ficaria* en *Stellaria holostea*. Aldus hebben zij in de eerste plaats gefungeerd als zaadbron voor de later beboste percelen 1 en 4 en voor een belangrijk deel ook voor het studieperceel.

Ook vanuit de percelen 1 en 4 hebben mogelijk een aantal bossoorten het studieperceel gekoloniseerd. Belangrijk voor de relatief snelle kolonisatie door een aantal bossoorten van perceel 1 zelf is wellicht het kleine driehoekje oud bos in het noorden van het perceel geweest. Er waren immers geen barrières die de kolonisatie van de rest van het bosbestand in de weg stonden. Omwille van de kleine oppervlakte van het driehoekje is het echter niet waarschijnlijk dat alle soorten die in perceel 2 groeien daar voorkwamen. Dit blijkt bijvoorbeeld uit het ontbreken van *Moehringia trinerva* en *Polygonatum multiflorum* in perceel 1.

3.1.6.2. Barrièrewerking van paden en grachten

De twee barrières die de bosplanten dienen te overbruggen om in het studieperceel te geraken zijn de paden en de grachten.

De grachten zijn 1 tot 1,5 meter breed en staan in natte periodes vol water. Vermits het bos goed draineert, vallen de grachten in drogere periodes normaal snel droog. Hierdoor komen in de grachten maar weinig echte waterplanten voor; de meeste soorten zijn vochtminnende planten die ook op het land groeien. Bossoorten zijn er logischerwijze niet in terug te vinden. Het is zeker zo dat de grachten de verspreiding van bepaalde bossoorten in de weg staan. Zware zaden kunnen de afstand moeilijk via de wind overbruggen en ook planten die voor hun verspreiding hoofdzakelijk van worteluitlopers afhankelijk zijn (*Anemone nemorosa*, *Stellaria holostea*, *Ajuga reptans*, *Lamium galeobdolon*,...), zullen de stap niet gemakkelijk kunnen maken.

Voor de paden geldt een ander verhaal. Ze zijn onderhevig aan betreding, waardoor tredresistente soorten (grassen, *Plantago major*,...) de bovenhand halen op tredgevoelige soorten. De paden werden vroeger ook gemaaid, waardoor maaitolerante soorten (onder andere grassen) ook bevorderd werden, doordat de concurrerende vegetatie werd onderdrukt. Bovendien is de lichtinval op de paden veel hoger dan binnen het bos, waardoor lichtminnende soorten in het voordeel zijn. Schaduwminnende bossoorten zijn dan ook minder goed in staat zich op de paden te handhaven, wat ook blijkt uit Fig. 3.4. Uit de verspreidingskaartjes blijkt dat enkele meer lichtminnende soorten daartoe wel in staat zijn, zoals *Cardamine flexuosa* en *Primula elatior*, die op de paden zelfs even veel of meer voorkomen dan in het bos. Op de twee geïnventariseerde paden komt *Primula elatior* eigenlijk nog relatief weinig voor in vergelijking met een aantal andere paden in het Muizenbos (Fig. 3.5).

Ook *Anemone nemorosa* en *Ranunculus ficaria* zijn nog met regelmaat op de paden te vinden, maar onder beduidend lagere bedekking dan in het bos. Een soort die wel preferentieel langs de paden groeit, maar niet erop is *Stellaria holostea*, die bekend staat als een bosrandsoort. Soorten die volstrekt niet op de paden werden aangetroffen zijn *Adoxa moschatellina*, *Arum maculatum*, *Dryopteris dilatata*, *Lamium galeobdolon*, *Lonicera periclymenum*, *Moehringia trinerva* en *Polygonatum multiflorum*. Voor deze soorten is het pad hier als een vrij strikte grens te beschouwen.

Conclusie: de grachten vormen een barrière voor alle plantensoorten, het pad vormt een barrière voor een aantal soorten (schaduwminnende, tred- en/of maaigevoelige soorten).

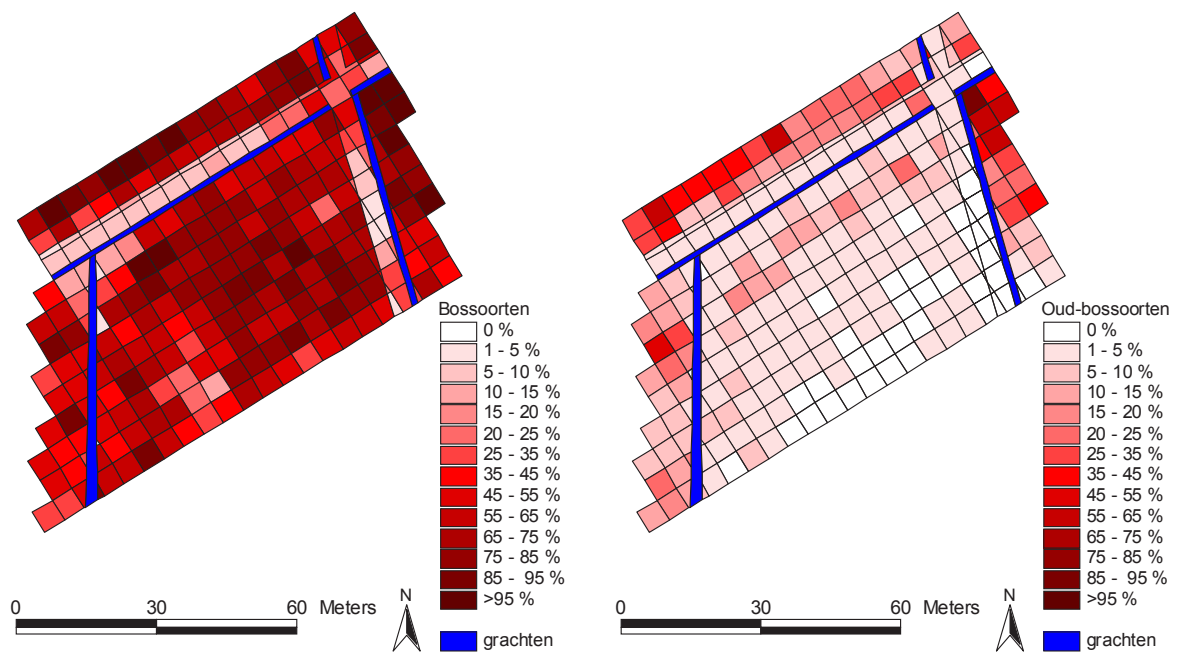


Fig. 3.4 Verspreiding en bedekking van bossoorten (links) en oud-bossoorten (rechts) in het proefraster.



Fig. 3.5 *Primula elatior* groeit in het Muizenbos in hoge aantallen op de bospaden.

3.1.6.3. Migratiepatronen van bossoorten

3.1.6.3.1. Snel koloniserende bossoorten

In totaal werden in 2002 zeven bossoorten gevonden in het terrein die in 1997 niet werden opgemerkt (Tabel 3.3). Deze soorten zouden dus in 5 jaar tijd de afstand hebben afgelegd tot de plaats waar ze nu groeien. De berekende migratiesnelheden voor deze soorten zijn bijgevolg hoog en liggen in de buurt van 5 tot 13 meter per jaar. Voor een soort als *Dryopteris dilatata*, die zijn sporen door middel van de wind verspreidt, is dit aannemelijk. Varensporen kunnen in open terrein zelfs vele kilometers overbruggen. In Nederland bijvoorbeeld, vond men in nieuw aangelegde, sterk geïsoleerde bossen in de Flevopolder na vrij korte tijd al een groot aantal soorten varens terug (Bremer 1998).

Ook de meeste andere van de nieuw gevonden soorten staan normaliter gekend als relatief goede kolonisatoren. Voor een aantal soorten zijn de berekende migratiesnelheden waarschijnlijk een overschatting, omdat de planten mogelijk al eerder in de zaadbank van het studieperceel voorkwamen, maar omwille van lichtgebrek niet konden kiemen. Voorbeelden van zaadbankvormers zijn *Carex sylvatica*, *Cardamine flexuosa* en *Carex remota*. Na de kaalslag van het bestand was dat wel mogelijk. Dit fenomeen wordt meer in detail besproken in hoofdstuk 3.2. Voor soorten die geen langlevende zaadbank vormen (bijvoorbeeld *Ajuga reptans*, *Lamium galeobdolon*, *Arum maculatum*, *Lonicera periclymenum*) zijn de berekende snelheden mogelijk wel correct.

Tabel 3.3 Berekende migratiesnelheden voor bosplanten, met de maximaal waargenomen afstand van het verst teruggevonden individu in het studieperceel tot potentiële moederplanten in de randpercelen en de tijdsduur voor kolonisatie.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Tijdsduur (j)	Maximale afstand (m)	Migratiesnelheid (m/j)
<i>Adoxa moschatellina</i>	Muskuskruid	45	≥ 40	≥ 0,9
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen	5	45	9
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	45	35	0,78
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk	45	≥ 40	≥ 0,9
<i>Cardamine flexuosa</i>	Bosveldkers	5	45	9
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	5	40	8
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	5	50	10
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	45	35	0,78
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	5	65	13
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	45	20	0,44
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	5	≥ 40	≥ 8
<i>Moehringia trinerva</i>	Drienerfmuur	5	25	5
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone salomonszegel	45	35	0,78
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	45	35	0,78
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid	45	≥ 40	≥ 0,9
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur	45	10	0,22

Ranunculus ficaria komt over de ganse oppervlakte van het terrein massaal voor. Verklaring is dat *Ranunculus ficaria* een snel koloniserende soort is (Verheyen & Hermy 2002). De verbreiding gebeurt door water, alsook onvrijwillig door de mens via wortelknolletjes bij transport van grond en cultuurgewassen (Bouman *et al.* 2000), waardoor de migratiemogelijkheden groter zijn dan voor bijvoorbeeld *Anemone nemorosa*. Bovendien komen van *Ranunculus ficaria* 4 genetisch verschillende vormen voor: n=2x, 4x, 5x of 6x¹. De gewone diploïde vorm (n=2x) is een schaduwminnende soort en komt normaal alleen in gesloten bossen voor. De vormen met een hogere ploïdiegraad reageren anders op

¹ <http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/d37/37d.htm#06>

milieufactoren. Ze hebben onder meer een verhoogde tolerantie ten aanzien van de lichtintensiteit, wat hen toelaat eveneens in open landschappen voor te komen. Zo is *Ranunculus ficaria* marginaal in vele graslanden te vinden en indien een grasland wordt bebost, kan de soort zich zeer snel vegetatief uitbreiden op het moment dat de hoeveelheid schaduw toeneemt onder invloed van het sluitende kronendak en de vegetatie volledig gaan domineren.

Een geheel ander migratiepatroon vertonen de besdragende soorten, die grote afstanden kunnen overbruggen, omdat ze vaak door vogels worden verbreid. Voor deze soorten vormen barrières zoals paden of grachten nauwelijks een probleem. Een voorbeeld is *Ribes rubrum*, die in 1997 als één enkel individu centraal in het perceel voorkwam. In 2002 werden al 5 verspreide individuen opgetekend (zie hoofdstuk 3.2).

Een soort die eveneens door vogels wordt verbreid is *Arum maculatum*. Deze soort heeft inmiddels bijna het ganse perceel gekoloniseerd. De berekende snelheid van 0,9 m/j is dan ook een onderschatting, omdat de soort al eerder het terrein bezette. Hoe snel dat precies gebeurde kon echter niet worden achterhaald. Een andere soort met bessen is *Lonicera periclymenum*. Deze soort werd in 1997 nog niet in het perceel opgemerkt. In 2002, vijf jaar na het kaalkappen van het bestand, werden echter over een groot deel van de oppervlakte van het perceel kiemplanten gevonden, vooral in het zuidelijke deel, waar de pH van de bodem iets lager is. Deze snelle evolutie wijst inderdaad op een snelle verbreiding van de zaden door vogels.

3.1.6.3.2. Traag koloniserende bossoorten

Anemone nemorosa is een soort die generatief uitsluitend door mieren verbreid wordt, dieren met een beperkte actieradius (enkele meters tot tientallen meters, Bouman *et al.* 2000). Meestal breidt de soort zich echter uit door vorming van worteluitlopers, wat resulteert in een langzame verbreiding: de jaarlijkse migratiesnelheid bedraagt 0,7 tot 0,8 m (Tabel 3.1). Identieke cijfers werden gevonden door Brunet & Von Oheimb (1998b). Volgens Peterken & Game (1984) kan het dan ook tot 800 jaar duren eer een jong bos een verzadigde bosvegetatie heeft die niet meer van natuurlijk bos te onderscheiden is.

Zoals het verspreidingskaartje (Bijlage 7) aantoont, is de zone waarin de soort voorkomt vrij scherp begrensd: men ziet de plant als het ware vanaf de perceelsrand jaar na jaar verder kruipen in het bestand. *Anemone nemorosa* koloniseert nieuwe bossen dus veel langzamer dan *Ranunculus ficaria* en dit verschil tussen beide soorten is mooi geïllustreerd in Fig. 3.6. Centraal is hier een gracht te zien, die de grens vormt tussen oud bos (vooraan) en een jonge populierenaanplanting van 15 jaar oud op voormalig grasland (achteraan). In het jonge bos komt *Ranunculus ficaria* al dominant voor over de ganse oppervlakte van het bestand, terwijl *Anemone nemorosa* de perceelsgrens zelfs nog niet heeft overschreden.

Twee andere soorten die door mieren worden verbreid zijn *Lamium galeobdolon* en *Moehringia trinerva*. Hoewel deze soorten in bijna alle omringende bestanden aanwezig zijn (*Lamium galeobdolon* zelfs met hoge bedekking in perceel 4), komen ze binnen het studieperceel nog maar zeer sporadisch voor. De migratiesnelheid voor *Lamium galeobdolon* (0,45 m/j) benadert mogelijk de realiteit, de waarde voor *Moehringia trinerva* (5 m/j) is wellicht overschat. Beide soorten ondervinden mogelijk ook grote moeilijkheden bij het overschrijden van de barrières (paden en grachten), wat blijkt uit het ontbreken van beide soorten op de paden.



Fig. 3.6 Deze foto illustreert zeer duidelijk de snelle kolonisatie van een jong bos (achteraan) door *Ranunculus ficaria*, terwijl *Anemone nemorosa* er veel langer over doet om vanuit het oude bos (vooraan) de oversteek te maken (Muizenbos, Ranst).

Een andere soort met een lage migratiesnelheid is *Adoxa moschatellina*. De soort wordt inwendig door dieren (vooral slakken en in mindere mate vogels) verbreid (Bouman et al. 2000, Van Landuyt et al. 2006). Hier heeft de soort een verspreidingspatroon dat vergelijkbaar is met dat van *Anemone nemorosa*: aan de noordelijke en westelijke rand komt een hoge bedekking voor, meer zuidelijk is de bedekking lager. Dit wijst er inderdaad op dat korte afstandsverbreiding domineert. De soort heeft een vrij grote behoefte aan schaduw en komt bijgevolg niet op de paden voor.

Ook *Polygonatum multiflorum* heeft een lage migratiesnelheid (0,75 m/j). Het is een besdragende soort, die op enkele plekken verspreid in het perceel voorkomt, meestal in groepjes van meerdere individuen samen omdat een groot deel van de zaden vlak bij de moederplant tot kieming komen.

Stellaria holostea werd uitsluitend op enkele plaatsen aan de rand van het jonge bestand gevonden, mogelijk omdat het bestand vóór de kapping te donker was voor deze halfschaduwsoort. De migratiesnelheid van 0,2 m/j is dan ook wellicht een onderschatting van zijn potentiële migratiesnelheid in deze bodemomstandigheden.

3.1.7. Conclusies

De kolonisatie van het studieperceel door bosplanten verloopt duidelijk snel. In 50 jaar tijd (1952-2002) zijn in het perceel niet minder dan 22 bossoorten opgedoken. Dit is te verklaren

door de gunstige kiemingsvoorwaarden (actieve mull, basenrijk) en de ruime hoeveelheid beschikbare zaadbronnen in de aangrenzende bosbestanden, waardoor de kolonisatie veel sneller verloopt dan in geïsoleerde bossen. De mogelijkheden voor kolonisatie en de migratiesnelheid zijn echter sterk soortafhankelijk en worden in hoge mate bepaald door verschillen in zaadverbreidingstechniek. Soorten waarvan de zaden door vogels worden verspreid kunnen gemakkelijk over grote afstand worden verplaatst en komen over het ganse perceel voor. Soorten met langzame zaadverbreiding (mieren, slakken,...) hebben echter al moeite om kleine barrières als een gracht of een pad te overbruggen en kunnen slechts langzaam ($< 1 \text{ m/j}$) vanaf de bosrand het perceel veroveren. Ook de lichtbehoefte en tredtolerantie van soorten speelt hierin een rol: lichtminnende en tredtolerante soorten zijn vrij goed in staat zich op de paden te vestigen, terwijl schaduwminnende en tredgevoelige soorten dat niet kunnen.

3.2. DE EFFECTEN VAN KAALSLAG OP DE KRUIDVEGETATIE VAN EEN POPULIERENBOS: DETAILSTUDIE IN HET MUIZENBOS

3.2.1. Inleiding

Het is algemeen bekend dat kaalkap de groei van ruigtekruiden sterk bevordert, omwille van de sterk toegenomen lichtinval op de bosbodem en een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de bodem door een toegenomen mineralisatie (Giardina & Rhoades 2001, Bergstedt & Milberg 2001). Voor wat de effecten op de aanwezige bosvegetatie betreft zijn de meningen verdeeld. McDonald (1999) stelde in Californië vast dat 5 jaar na kaalslag 9 van de oorspronkelijke bossoorten die voorkwamen in het perceel verdwenen waren en vervangen door hoofdzakelijk eenjarige kruiden. Bergstedt & Milberg (2001) stelden vast dat *Vaccinium myrtillus* in Grove dennenbestanden afneemt wanneer 80 % of meer van de dennen worden gekapt, terwijl de bedekking van *Epilobium angustifolium* en grassen dan toeneemt. Bock & Van Rees (2002) konden in boreale naaldbossen in Zweden echter geen veranderingen detecteren in de soortensamenstelling van de bosvegetatie na een kaalslag. Anderzijds zou het voeren van een middelhout- en hakhoutbeheer dan weer gunstig zijn voor een aantal bosplantensoorten (o.a. Brown & Oosterhuys 1981, Rackham 1986). Deze traditionele beheersvormen waren echter vrij intensief. Zo werden onder meer de bramen mee afgevoerd bij het middelhoutbeheer, waardoor meer licht op de bosbodem terechtkwam en de bosplanten veel minder concurrentie ondervonden. De effecten verschillen echter naar gelang de aard van het bostype en voor veel bostypes zijn nog weinig gegevens bekend over de impact van een kaalslag op bosplanten (Giardina & Rhoades 2001). Er is dus meer onderzoek vereist, waarbij op het niveau van de individuele soorten wordt gekeken en een opvolging gebeurt over langere termijn.

Populierenbossen worden om redenen van vooral economische en beheertechnische aard bijna altijd geëxploiteerd door middel van kaalslag. De bedoeling van deze casestudie was de impact van een kaalslag op de kruidvegetatie van een populierenbos na te gaan, door een gedetailleerde vergelijking te maken van de situatie net voor en 5 jaar na kaalkap.

3.2.2. Studiegebied

Deze casestudie werd uitgevoerd in dezelfde populierenaanplanting in het bosreservaat Muizenbos te Ranst waar de kolonisatie door bosplanten werden bestudeerd (zie hoofdstuk 3.1). Voor een beschrijving van het Muizenbos wordt naar dit hoofdstuk verwezen.

3.2.3. Proefopzet

De vegetatie in het perceel werd in het voorjaar van 1997 geïnventariseerd aan de hand van een 45 meter breed raster, onderverdeeld in 132 hokken van 5 × 5 meter (Fig. 3.7). Het perceel strekt zich nog een 30-tal meter verder uit aan de zuidkant, maar dit gedeelte werd niet bemonsterd. Vijf jaar na de kapping in 2002 werd de inventarisatie herhaald. Voor alle schaduwminnende bossoorten, alsook voor drie lichtminnende plantensoorten (*Urtica dioica*, *Rubus caesius* en *Aegopodium podagraria*) werd in beide gevallen de bedekking genoteerd volgens de schaal van londo (Bijlage 5) alsook het aantal individuen in klassen (Bijlage 6). Andere, sporadisch voorkomende snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten werden niet individueel in kaart gebracht, maar volledigheidshalve werd hun aanwezigheid in het perceel wel genoteerd (Tabel 3.4). De totale bedekking van schaduwminnende bossoorten enerzijds en snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten anderzijds werd eveneens ingeschat, alsook

de bedekking van de struiklaag als een ruwe maat voor de lichthoeveelheid op de bosbodem. De verspreidingskaartjes van de individuele soorten zijn te vinden in Bijlage 8.

Tabel 3.4 Schaduwminnende bossoorten en snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten aangetroffen in het studieperceel.

Snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten	Schaduwminnende bossoorten
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Adoxa moschatellina</i> *
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Ajuga reptans</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Anemone nemorosa</i> *
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Arum maculatum</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Cardamine flexuosa</i>
<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Carex sylvatica</i> *
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Carex remota</i> *
<i>Equisetum palustre</i>	<i>Circaea lutetiana</i> *
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Dryopteris dilatata</i>
<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Geum urbanum</i>
<i>Galium aparine</i>	<i>Lamium galeobdolon</i> *
<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Lonicera periclymenum</i> *
<i>Humulus lupulus</i>	<i>Moehringia trinerva</i>
<i>Hypericum dubium</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i> *
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Primula elatior</i> *
<i>Juncus effusus</i>	<i>Ranunculus ficaria</i>
<i>Juncus inflexus</i>	<i>Ribes rubrum</i>
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Scrophularia nodosa</i> *
<i>Poa trivialis</i>	<i>Stellaria holostea</i> *
<i>Ranunculus repens</i>	
<i>Rubus caesius</i>	
<i>Rumex acetosa</i>	
<i>Stellaria alsine</i>	
<i>Symphytum officinale</i>	
<i>Tussilago farfara</i>	
<i>Typha latifolia</i>	
<i>Urtica dioica</i>	

*: oud-bossoort volgens Hermy et al. (1999).

3.2.4. Data-analyse

Veranderingen in de vegetatie voor en na kaalslag werden bestudeerd door het aantal bezette hokken en de gemiddelde bedekking per hok te vergelijken tussen 1997 en 2002. De verschillen werden getest met behulp van een Mann-Whitney test.

3.2.5. Resultaten

In Tabel 3.5 wordt de evolutie in bedekking van de soorten in de kruidlaag tussen 1997 en 2002 weergegeven; Tabel 5.6 toont het gemiddeld aantal individuen per hok. De cijfers tonen dadelijk de grote verandering die zich sinds de kapping in 1997 heeft voorgedaan: de bedekking van *Urtica dioica* en *Rubus caesius* is zeer sterk toegenomen. Het areaal van *Urtica dioica* is gestegen van 8,45 % naar 33,94 %, dat van *Rubus caesius* van 0,47 % naar 16,72 %. Waar beide lichtminnende soorten vroeger voornamelijk of zelfs uitsluitend (*Rubus caesius*) aan de lichtrijkere randen van het perceel voorkwamen, zijn ze nu over het ganse terrein aanwezig, wat ook blijkt uit de toename van het aantal bezette hokken (Tabel 3.5). Een soort die zich daarentegen minder snel uitbreidt is *Aegopodium podagraria*, in wezen een halfschaduwsoort typisch voor bosranden, maar die ook wel in lichtrijke bossen aan te treffen is. Ook deze soort kwam vroeger uitsluitend aan de lichtrijke bosrand voor, maar is er niet in

geslaagd zich sterk uit te breiden na de kapping. De bedekking van Zevenblad is zelfs afgenomen, hoewel het aantal ingenomen hokken licht is toegenomen. De lagere bedekking van de soort is mogelijk te wijten aan de in verhouding sterkere concurrentiepositie van *Rubus caesius* en *Urtica dioica*. In totaal steeg de bedekking van de snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten van 25,0 % tot 59,8 %, meer dan een verdubbeling (Fig. 3.7). We kunnen dus besluiten dat ook hier de verwachte verruiging is opgetreden.

Tabel 3.5 Verandering in bedekking en frequentie voor de soorten in het proefraster tussen 1997 en 2002. Significantie voor de verandering in bedekking en frequentie (Mann-Whitney test): ns: niet significant; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$; ****: $p < 0,0001$.

Soort	1997		2002		Wijziging in bedekking (%)	Wijziging in hokfrequentie (%)
	Gemiddelde bedekking per plot (%)	Aantal bezette hokken (n=132)	Gemiddelde bedekking per plot (%)	Aantal bezette hokken (n=132)		
<i>Adoxa moschatellina</i>	7,07	96	1,13	97	-84,0****	1,0ns
<i>Aegopodium podagraria</i>	5,95	37	2,41	44	-59,5ns	18,9ns
<i>Ajuga reptans</i>	-	0	0,21	26	N	N
<i>Anemone nemorosa</i>	2,82	95	4,08	83	44,7ns	-12,6ns
<i>Arum maculatum</i>	1,15	115	0,98	111	-15,2*	-3,5ns
<i>Cardamine flexuosa</i>	-	0	0,09	12	N	N
<i>Carex remota</i>	-	0	0,02	2	N	N
<i>Carex sylvatica</i>	-	0	0,09	10	N	N
<i>Circaea lutetiana</i>	0,46	40	0,91	87	98,3****	117,5****
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,02	2	-	0	V	V
<i>Dryopteris dilatata</i>	-	0	0,17	22	N	N
<i>Geum urbanum</i>	0,02	2	0,02	2	0,0ns	0,0ns
<i>Lamium galeobdolon</i>	0,11	6	0,08	6	-21,4ns	0,0ns
<i>Lonicera periclymenum</i>	-	0	0,35	42	N	N
<i>Moehringia trinerva</i>	-	0	0,03	4	N	N
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0,05	5	0,02	3	-50,0ns	-40,0ns
<i>Primula elatior</i>	0,35	35	0,74	66	110,9****	88,6***
<i>Ranunculus ficaria</i>	52,71	129	23,97	131	-54,5****	1,6ns
<i>Ribes rubrum</i>	0,01	1	0,04	5	400,0ns	400,0ns
<i>Rubus caesius/fruticosus</i>	0,47	31	16,72	131	3432,3****	322,6****
<i>Scrophularia nodosa</i>	0,01	1	0,01	1	0,0ns	0,0ns
<i>Stellaria holostea</i>	0,02	3	0,02	2	0,0ns	-33,3ns
<i>Urtica dioica</i>	8,45	116	33,94	130	301,6****	12,1***
Schaduwminnede bossoorten	64,8		33,4		-48,5****	
Oud-bossoorten*	3,8		6,4		68,4***	
Snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten	25,0		59,8		139,2****	
Struiklaag	67,9		16,1		-76,3****	

-: soort niet waargenomen, N: nieuwe soort in 2002, V: soort niet meer waargenomen in 2002.

*: Hermy et al. 1999.

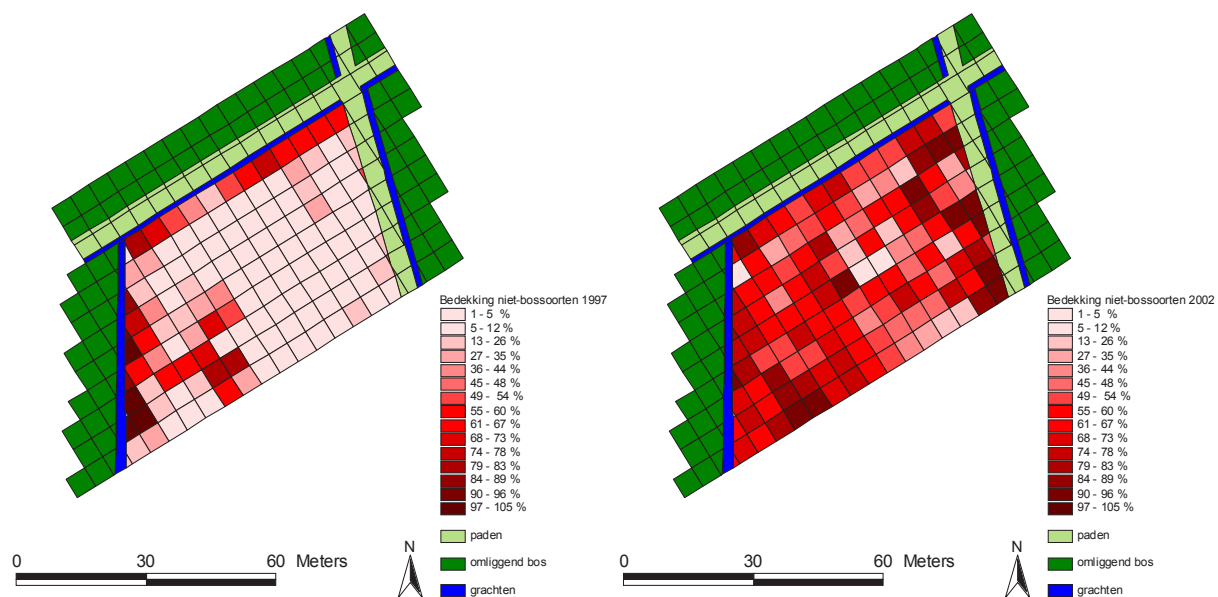


Fig. 3.7 Gezamenlijke bedekking van alle snelle kolonisatoren en lichtminnende soorten voor (links) en na de kapping (rechts).

Tabel 3.6 Gemiddeld aantal individuen per proefvlak.

Soort	1997	2002
<i>Adoxa moschatellina</i>	*	*
<i>Aegopodium podagraria</i>	9,49	11,95
<i>Ajuga reptans</i>	-	1,02
<i>Anemone nemorosa</i>	*	*
<i>Arum maculatum</i>	3,31	9,27
<i>Cardamine flexuosa</i>	-	0,30
<i>Carex remota</i>	-	0,02
<i>Carex sylvatica</i>	-	0,11
<i>Circaea lutetiana</i>	4,55	12,76
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,05	-
<i>Dryopteris dilatata</i>	-	0,32
<i>Geum urbanum</i>	0,03	0,31
<i>Lamium galeobdolon</i>	1,19	1,19
<i>Lonicera periclymenum</i>	-	1,66
<i>Moehringia trinerva</i>	-	0,04
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0,37	0,38
<i>Primula elatior</i>	0,76	5,38
<i>Ranunculus ficaria</i>	*	*
<i>Ribes rubrum</i>	0,01	0,04
<i>Rubus caesius</i>	*	*
<i>Scrophularia nodosa</i>	0,01	0,01
<i>Stellaria holostea</i>	*	*
<i>Urtica dioica</i>	20,42	*
bossoorten	4,1	5,6
oud-bossoorten	1,4	2,4
niet-bossoorten	4,3	

*: bodembedekkende soort of soort die in grote aantallen (>40 individuen per proefvlak) voorkomt

-: soort niet waargenomen

Opmerkelijk is ook het effect van de kaalslag op de bosvegetatie. De totale bedekking van de bossoorten is duidelijk afgenomen van 63,8 % tot 33,4 % (Fig. 3.8). Er zijn echter grote

verschillen wanneer we de soorten individueel bekijken. Een beperkt aantal soorten is duidelijk afgenomen in bedekking en/of frequentie, wellicht door het gecombineerd effect van de plotse lichtstelling enerzijds en de sterk toegenomen concurrentie door Dauwbraam en Grote brandnetel anderzijds. De Keersmaecker *et al.* (1999) toonden voor de kapping (1997) al aan dat de bedekking van *Anemone nemorosa* negatief werd beïnvloed door hoge bedekkingen van *Urtica dioica* en *Aegopodium podagraria* aan de bosrand. Momenteel lijkt het effect het sterkst door te wegen voor *Ranunculus ficaria*, dat van een bedekking van 52,7 % terugvalt op 24 % (Tabel 3.5). *Ranunculus ficaria*, althans de in bossen voorkomende diploïede vorm ($n=2x$), is dan ook een soort met een uitgesproken schaduwminnend karakter. Ook *Adoxa moschatellina* daalt sterk van 7,1 % naar 1,1 %, al verdraagt deze halfschaduwsoort wat meer licht. Een derde soort die een lichte teruggang vertoont is *Polygonatum multiflorum*. Deze soort was voor de kapping in 5 hokken aanwezig, verspreid over 3 groeiplaatsen (Tabel 3.4). In 2002 bleven nog maar 3 hokken over, geconcentreerd op 1 groeiplaats.

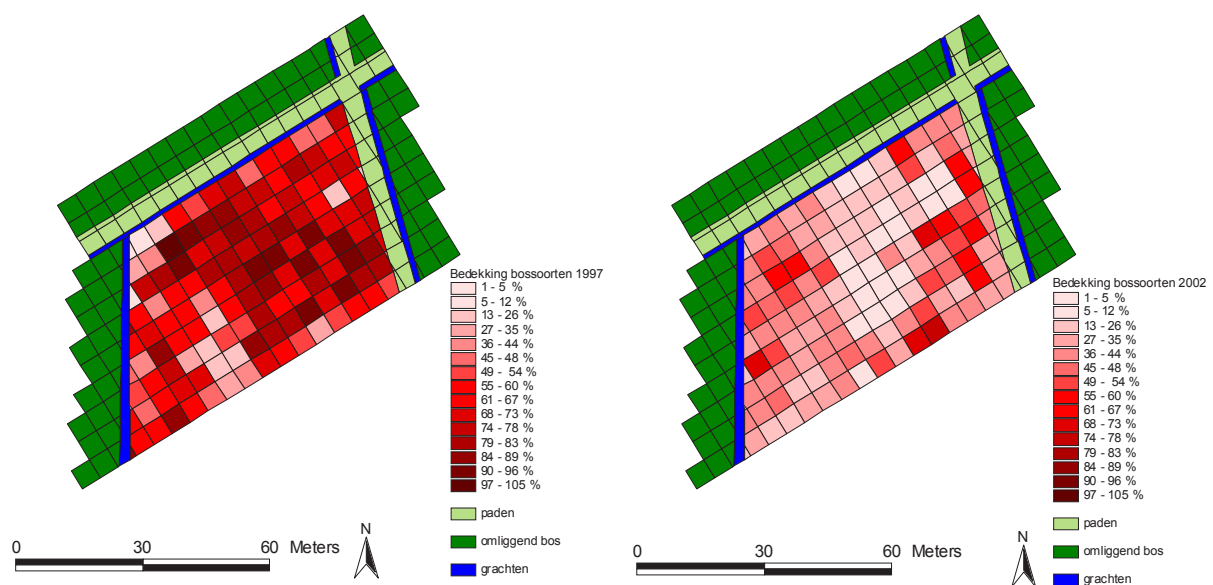


Fig. 3.8 Gezamenlijke bedekking van alle bossoorten voor (links) en na de kapping (rechts).

Voor een aantal bossoorten is de bedekking en verspreiding ten opzichte van 1997 gelijk gebleven. Dit geldt voor *Lamium galeobdolon*, *Stellaria holostea* en *Scrophularia nodosa*. Al deze soorten komen evenwel maar sporadisch in een paar hokken voor.

Zeer opmerkelijk echter is het feit dat een aantal bossoorten duidelijk vooruit zijn gegaan sinds het moment van de kapping. Dit valt het meest op bij *Circaea lutetiana* en *Primula elatior*, die naar bedekking en verspreiding ruim verdubbeld zijn. Een derde soort die een duidelijke toename vertoont is *Arum maculatum*. Net als bij de vorige twee soorten blijkt dit duidelijker uit de toename van het aantal getelde individuen dan uit de toename in bedekking vermits geen van deze soorten bodembedekkers zijn, zoals *Ranunculus ficaria* of *Anemone nemorosa* (Tabel 3.5). Ook *Ribes rubrum* en *Anemone nemorosa* hebben ten opzichte van 1997 een licht verbeterde positie: de gemiddelde bedekking voor Bosanemoon steeg van 2,8 % naar 4,1 %, terwijl *Ribes rubrum* van 1 naar 5 bezette hokken is gegaan.

Ook zeer opvallend is dat sinds de kapping 7 nieuwe bossoorten hun intrede hebben gedaan, soms zelfs op spectaculaire wijze. Zo kwam *Lonicera periclymenum* in 1997 nog niet in het

perceel voor, terwijl deze soort 5 jaar later in 42 hokken (32 %) werd teruggevonden. Hetzelfde geldt in iets mindere mate ook voor *Ajuga reptans* (26 hokken) en *Dryopteris dilatata* (22 hokken). Nog 4 andere soorten die bij de opname van 1997 niet voorkwamen zijn *Cardamine flexuosa* (12 hokken), *Carex sylvatica* (10 hokken), *Moehringia trinerva* (4 hokken) en *Carex remota* (2 hokken). Eén bossoort uit 1997 werd niet meer teruggevonden in 2002, namelijk *Deschampsia cespitosa* (vroeger 2 hokken aan de noordrand van het perceel), maar het is mogelijk dat deze pollenvormende grassoort over het hoofd werd gezien.

De plotse vooruitgang en/of verschijning van een groot aantal bossoorten lijkt op het eerste zicht contradictorisch. Men zou immers eerder verwachten dat ze zouden achteruitgaan, zoals dit het geval is voor *Ranunculus ficaria* en *Adoxa moschatellina*. De relatief dichte ruigtevegetatie met braamstruweel en de nieuwe verjonging van 1 tot 3 meter hoge bomen en struiken die zich op het perceel heeft gevestigd, vormen een aantrekkingspool voor tal van zangvogels, zoals Lijsterachtigen. Dit kan al een gedeeltelijke verklaring zijn voor de snelle toename van bepaalde soorten (o.a. *Ribes rubrum*, *Lonicera periclymenum*), waarvan de bessen of zaden door vogels worden gegeten en verbreid (endozoöchoren). Mogelijk hebben de zaden van de plotse lichtstelling kunnen profiteren om te kiemen, waar ze dat onder het gesloten kronendak minder gemakkelijk konden.

Er dient echter ook op gewezen dat de kapping pas 5 jaar geleden gebeurde, waardoor de effecten van de kapping zich mogelijk nog niet ten volle in de vegetatie weerspiegelen. Bergstedt & Milberg (2001) wijzen er op dat het inderdaad enkele jaren duurt vooraleer de vegetatie reageert op de veranderde situatie in het bos. De eerste jaren na de kaalslag was de bedekking van *Rubus fruticosus* en *Urtica dioica* dan ook wellicht nog relatief laag, en de lichtinval navenant hoog. Het zou kunnen dat de nu explosief toegenomen bedekking en concurrentie van *Urtica dioica* en *Rubus caesius* in de volgende jaren toch zal zorgen voor een terugval van nog meer soorten. Om een definitieve uitspraak te doen aangaande de impact van de kaalslag op de bosvegetatie is het dan ook nodig de evolutie nog gedurende meerdere jaren verder op te volgen.

Hoewel het grootste deel van de onderetage werd gekapt (Gewone esdoorn), blijft er over het ganse terrein heel wat heropslag van esdoorn en natuurlijke verjonging van allerlei bomen en struiken over (Fig. 3.9 en Fig. 3.10). Ook zijn overal nieuwe zaailingen te vinden die zich pas na de kapping hebben gevestigd. Dit betekent dat de kans zeer groot is dat het terrein vrij snel naar een gemengd loofbos zal evolueren (momenteel komen vooral berk, Zwarte els, Zomereik, Gewone es, Gewone esdoorn, Boskers en Boswilg in de boomlaag voor en Rode kornoelje, Hazelaar, Vlier, Lijsterbes en Sporkehout in de struiklaag). Mogelijk over een tiental jaren al zal het kronendak opnieuw gesloten zijn, en de lichthoeveelheid in het bestand sterk dalen, waardoor de bramen en de brandnetels teruggedrongen zullen worden en de nu enigszins onderdrukte bossoorten (*Ranunculus ficaria* en *Adoxa moschatellina*) nieuwe kansen zullen krijgen. Dit blijkt ook uit de goed herstelde vegetatie van andere populierenbestanden in het Muizenbos die enkele decennia geleden al door middel van kaalslag en heraanplanting met gemengd loofhout werden gevormd. Ook in die bestanden manifesteerde zich na de kapping een sterke dominantie van *Rubus caesius* en *Urtica dioica*, die na voltrekking van de kroonsluiting snel verdween.

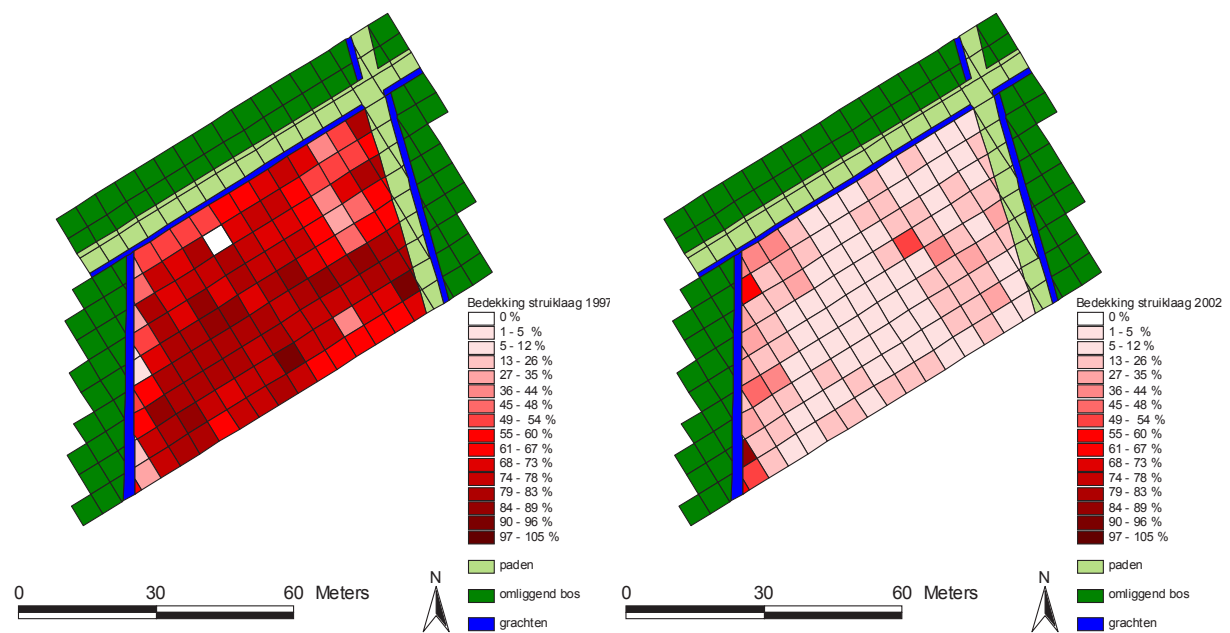


Fig. 3.9 Bedekking van de struiklaag voor (links) en na de kapping (rechts).



Fig. 3.10 Beeld van het perceel in 2002, waarop al een gevarieerde verjonging te zien is. Aan de rand zijn enkele spaartelgen van esdoorn te zien.

Tot slot kan nog melding gemaakt worden van een laatste interessante vaststelling. Ondanks de licht toegenomen gemiddelde bedekking van *Anemone nemorosa* is het aantal hokken waarin de soort voorkomt gedaald van 95 naar 83 (-12,6 %). Uit het verspreidingskaartje

blijkt dat de hokken waaruit *Anemone nemorosa* verdwenen is zich alle in een zone in de buurt van het centrum van het raster bevinden. Dit is de plaats waar een grote hoeveelheid kroonhout, afkomstig van de kapping eind 1997 werd gedeponneerd (Fig. 3.11). Dat dit kroonhout wel degelijk de groei van een aantal bossoorten belemmert blijkt uit het kaartje met de bedekking van de bossoorten: in de zone met kroonhout is de bedekking van de bossoorten relatief het sterkst afgenomen (Fig. 3.8). Ook de bedekking van *Ranunculus ficaria* is op die plaats sterk gedaald. Aangezien de hoeveelheid kroonhout zeer groot is, zal het waarschijnlijk nog meerdere jaren duren vooraleer alle dood hout op deze plaats is verteerd. Hierbij zullen grote hoeveelheden nutriënten vrijkomen, wat de groei van *Urtica dioica* bij voldoende licht kan stimuleren en mogelijk de groei van bosplanten plaatselijk nog vele jaren kan beïnvloeden. Hoewel concentreren van kroonhout in alle geval beter is dan verspreid laten liggen, toont dit aan dat het aangewezen is dit niet te doen op plaatsen waar een waardevolle bosflora voorkomt. Een beter alternatief is in dat geval de zwaarste takken te stapelen aan de rand van het bestand, waar ze even goed dienst kunnen doen als schuilplaats voor kleine zoogdieren.

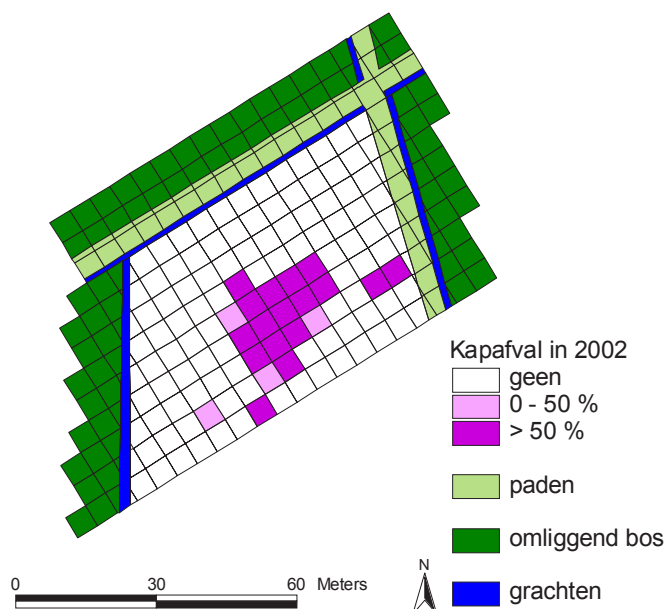


Fig. 3.11 Verspreiding van kroonhout binnen het perceel in 2002.

3.2.6. Conclusies

- Het is duidelijk dat vegetatie gedurende de voorbije 5 jaar na de kaalslag ingrijpende veranderingen heeft ondergaan. De effecten zijn evenwel soortafhankelijk. De bedekking van *Urtica dioica* en *Rubus caesius* is spectaculair gestegen door de sterk verhoogde lichtinval, wat een hoge concurrentiedruk meebrengt voor de aanwezige bosplanten. De bedekking van voornamelijk *Ranunculus ficaria* en *Adoxa moschatellina* is hierdoor sterk verminderd. De bedekking van de meeste andere bossoorten is weinig of niet gedaald en enkele relatief lichtminnende soorten als *Primula elatior*, *Circaea lutetiana* en *Arum maculatum* zijn zelfs beduidend vooruit gegaan. Bovendien zijn een aantal nieuwe bossoorten gekiemd, sommige zelfs massaal. De effecten van een kaalslag uiten zich echter pas na enkele jaren in de soortensamenstelling en structuur van de vegetatie. De bramen en brandnetels zijn echter pas de laatste jaren sterk gaan domineren, zodat de effecten van concurrentie mogelijk pas de komende jaren zullen gaan doorwegen. Om een definitieve uitspraak te kunnen doen aangaande de impact van de kaalslag op de vegetatie

in het studieperceel zou de situatie gedurende de komende jaren verder moeten worden opgevolgd.

- De snelle regeneratie van de onderetage en de spontane ingroei van zaailingen kunnen mogelijk over een tiental jaren al terug voor voldoende schaduw zorgen om de bramen en de brandnetels te onderdrukken en de bosvegetatie kansen op herstel te bieden.
- Het achterlaten van grote hoeveelheden kapafval centraal in het bos heeft plaatselijk de bedekking van de aanwezige bossoorten doen dalen en kan mogelijk ook in de toekomst nog lange tijd de groei van bosplanten belemmeren. Het concentreren van kapafval kan voordeliger zijn dan het verspreid achterlaten, zolang dit niet gebeurt op plaatsen waar een waardevolle vegetatie voorkomt. Een goede methode is de dikste takken uit het perceel te verwijderen, ze te verzagen en aan de rand van het bos op te stapelen.

3.3. DE EFFECTEN VAN EEN ONDERETAGE OP DE KRUIDVEGETATIE VAN EEN POPULIERENBOS

3.3.1. Inleiding

De biodiversiteit en de ecologische waarde van bosccosystemen zijn in belangrijke mate afhankelijk van de bosstructuur: hoe gevarieerder en rijker deze is, hoe groter de te verwachten biodiversiteit en ecologische waarde (o.a. Philippona *et al.* 1983, Dumortier *et al.* 2002). Populierenbossen zijn bijna altijd gelijkjarige, homogene bestanden, en dus per definitie structuurarm. Door de snelle groei van populier is het echter mogelijk dat populierenbossen al na een decennium een bosklimaat ontwikkelen, dat geschikte kiemingsvoorwaarden creëert voor allerlei inheemse meereisende soorten bomen en struiken. Indien de vegetatie spontaan kan evolueren zal zich na verloop van tijd dan ook een gemengde en ongelijkjarige onderetage ontwikkelen, waardoor een hoogwaardig boscossysteem kan ontstaan (Lust *et al.* 2001, zie ook hoofdstuk 1 Literatuurstudie).

De aanwezigheid van een onderetage in een populierenbos heeft een ingrijpend effect op de lichtinval die op de bodem terechtkomt. Normaal gezien zijn populierenbossen vrij ijl door hun open kroonstructuur en het ruime plantverband, maar een dichte onderetage kan beduidend meer licht wegvangen. Het valt te verwachten dat deze verschillen in lichtcondities ook een effect hebben op de flora en fauna van populierenbossen. Zo vonden De Keersmaecker *et al.* (2004) dat het aanplanten van een onderetage een geschikte maatregel is om de kolonisatie door schaduwtolerante bossoorten te bevorderen, al profiteren soorten met een voorkeur voor fosfaatarme bodems (bijv. *Dactylorhiza fuchsii*) er niet van.

3.3.2. Doelstelling

De bedoeling van deze detailstudie was het effect van een onderetage op de soortensamenstelling en ontwikkeling van de kruidlaag en de bodemfauna van populierenbossen in detail te onderzoeken door middel van een gepaarde proefopzet.

3.3.3. Proefopzet

3.3.3.1. Selectie van proefbestanden

Voor de gepaarde proefopzet diende te worden gezocht naar bosbestanden met een identieke bodem, voorgeschiedenis, leeftijd, isolatiegraad, enz, zodat behalve de aan- of afwezigheid van een onderetage zoveel mogelijk factoren gelijk waren. Er werd enkel gebruik gemaakt van recente bosuitbreidingen (≤ 30 jaar) op akker of grasland, om te kunnen vertrekken van een nulsituatie, waarbij nog geen bossoorten op het terrein aanwezig waren. In totaal werden 23 bosbestanden geselecteerd op 7 verschillende locaties verspreid in Vlaanderen (Tabel 3.7). Op iedere locatie werd een populierenaanplanting zonder onderetage gekozen en een of meer bestanden met een onderetage, waarvan de soortensamenstelling varieert. Desondanks was het niet altijd mogelijk om bosbestanden te vinden waar alle omgevingsvariabelen gelijk waren, zodat slechts een beperkt aantal proefvlakken statistisch konden worden vergeleken.

Tabel 3.7 Overzicht van de proeflocaties en beschrijving van de geïnventariseerde bosbestanden.

Nummer	Code	Proeflocatie en bestandsbeschrijving
Boelarebos (Geraardsbergen)		
1	B kastanje	Populier met onderetage Tamme kastanje
2	B zonder	Populier zonder onderetage
3	B gemengd 1	Populier met gemengde onderetage1
4	B gemengd 2	Populier met gemengde onderetage2
Raspaillebos (Geraardsbergen)		
5	R zonder	Populier zonder onderetage
6	R esdoorn	Populier met onderetage Gewone esdoorn
7	R kastanje	Populier met onderetage Tamme kastanje
Muizenbos (Ranst)		
8	M esdoorn	Populier met onderetage Gewone esdoorn
9	M zonder	Populier zonder onderetage
10	M wilg	Populier met zeer ijle onderetage wilg
11	M hazelaar	Populier met onderetage Hazelaar
12	M oud bos	Populier in oud bos (=referentie)
Vrieselhof (Oelegem)		
13	V zonder	Populier zonder onderetage
14	V zwarte els	Populier met onderetage Zwarte els
15	V wilg	Populier met onderetage wilg
Zevenbergen (Ranst)		
16	Z gemengd	Populier met gemengde onderetage
17	Z zonder	Populier zonder onderetage
Dijlevallei (Neerijse/St-Joris-Weert)		
18	D hazelaar	Populier met onderetage Hazelaar
19	D meidoorn	Populier met onderetage Eenstijlige meidoorn
20	D zwarte els	Populier met onderetage Zwarte els
21	D zonder	Populier zonder onderetage
Puyenbroek (Wachtebeke)		
22	W zonder	Populier zonder onderetage
23	W vlier	Populier met onderetage Vlier

3.3.3.2. Opname van de vegetatie

Voor het onderzoek van de kruidlaag werd per proefvlak een klein rechthoekig raster uitgezet (standaardgrootte 10 × 15 m), onderverdeeld in vierkante hokken van 5 × 5 m (Fig. 3.12). Iedere hoek van elk vierkant fungeerde als centrum voor een cirkelvormig proefvlak met een oppervlakte van 0,5 m². Normaal telde een raster 12 opnamepunten, maar soms werd met een afwijkende rastergrootte of –vorm gewerkt, wanneer de grootte of de vorm van het geïnventariseerde bosbestand het gebruik van het standaardraster niet toeliet. Voor kleine bosbestanden werd een raster van 8 × 12 m gebruikt, onderverdeeld in hokken van 4 × 4 m. Voor grote bosbestanden werd een raster met 16 opnamepunten (15 × 15 m) gebruikt. In één enkel zeer smal bosperceel (Vrieselhof, V2) diende de rastervorm te worden aangepast naar 5 × 30 m (2 rijen van 6 opnamepunten).

De vegetatieopnames gebeurden tijdens het voorjaar en de zomer van 2002. In elke opnamecirkel werd de aanwezigheid van alle plantensoorten genoteerd.

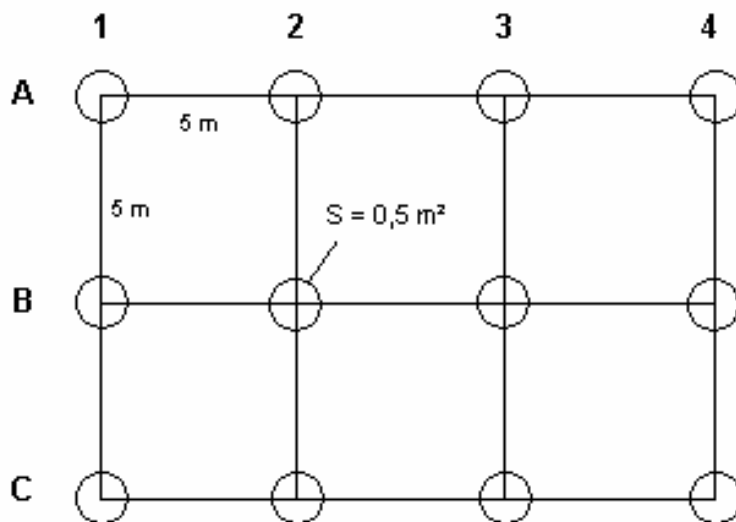


Fig. 3.12 Standaardraster gebruikt bij het vegetatieonderzoek.

3.3.3.3. Onderzoek van de bodem

3.3.3.3.1. Bodemstaalname

De bodemstaalname werd uitgevoerd in de maanden juni en juli 2002.

De bodemstalen werden genomen met behulp van een gutsboor met diameter 4 cm. Eerst werd de oppervlakkige strooisellaag verwijderd. De bemonsteringsdiepte bedroeg 5-20 cm, wat betekent dat ook de bovenste 5 cm van de minerale bodem werd verwijderd.

Op de bodemfaunaplots werden binnen ieder proefvlak 5 mengstalen genomen, 1 in het centrum van het proefvlak en 1 in elke hoek van het proefvlak (Fig. 3.13). Ieder mengstaal bestond uit het gemengde volume grond bekomen door 5 boringen, genomen volgens een vast patroon (Fig. 3.13), waarbij boomvoeten, konijnenpijpen en dergelijke gemeden werden. Het nemen van meerdere mengstalen per proefvlak maakt het mogelijk om een beeld te krijgen van de ruimtelijke variabiliteit binnen het proefvlak.

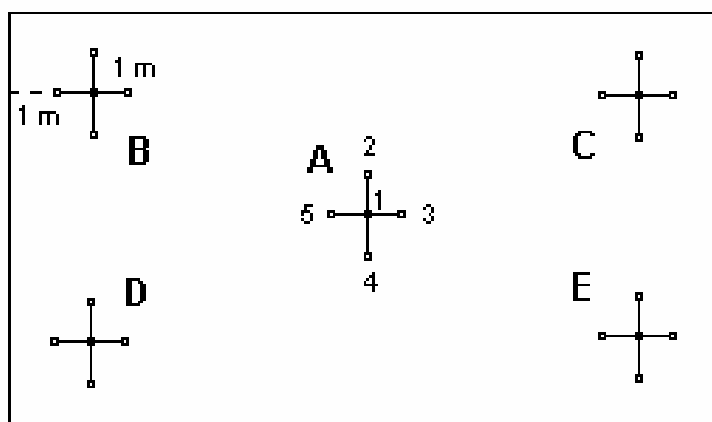


Fig. 3.13 Schema van de proefopzet voor de bodemstaalnames.

Ook in het Muizenbos werden bodemstalen genomen. Ter hoogte van ieder rasterpunt (dus om de 5 meter) werd een mengmonster van 3 boringen genomen. Hierbij werd het staal opgesplitst in de fracties 5-10 cm en 10-20 cm.

3.3.3.3.2. Uitvoerders van de bodemanalyse

De stalen werden alle geleverd aan het Laboratorium voor Bosbouw te Gontrode, waar ze verder werden behandeld en geanalyseerd op pH-CaCl₂, C, N, P en Ca. Textuuranalyses werden uitgevoerd in het bodemkundig labo van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.

3.3.3.3.3. Staalvoorbereiding

De bodemstalen werden gedroogd in een thermostatisch controleerbare droogoven met actieve ventilatie. De droogtemperatuur bedraagt 40°C ± 2°C. Gezien de bodem in kluiten gedroogd was, was het nodig deze te verpulveren in een mortier. Organisch materiaal werd manueel verwijderd. Vervolgens werden de stalen gezeefd over een zeef van 2 mm.

3.3.3.3.4. Chemische analyse

De pH-CaCl₂ wordt gemeten m.b.v. een ORION Ross sure-flow electrode, na vermenging van de bodem met een 0,01 mol CaCl₂-oplossing (1:5).

De C-analyse gebeurt m.b.v. de methode van Walkley & Black (snelle dichromaat oxidatie techniek).

De totale N-bepaling gebeurt m.b.v. de Kjeldahl-methode waarbij de aanwezige N in zuur milieu en in aanwezigheid van een katalysator wordt omgezet in ammoniakale N. Na destillatie wordt de vrijgekomen ammoniak opgevangen in een boorzuroplossing en vervolgens getitreerd met HCl.

Voor de bepaling van plantopneembaar Ca en P werd de bodem geëxtraheerd met een ammoniumacetaat-EDTA-oplossing (0,5 M NH₄Ac + 0,5 M HAc + 0,02 M EDTA pH 4,65).

De Ca-concentratie in het extract werd bepaald m.b.v. een AAS-toestel. Het extract wordt daarbij verneveld in een lachgas-acetylenevlam en de absorbantie wordt gemeten op 422,7 nm. De meting gebeurt na toevoeging van 10 % CsCl als modifier.

De P-concentratie in het extract wordt bepaald m.b.v. een Cary 50 Probe spectrofotometer. De extracten worden gekleurd d.m.v. Scheel reagentia.

De textuur van elk bodemstaal werd gekarakteriseerd door de percentages van de fracties klei (< 6 µm), leem (6 tot 50 µm) en zand (50-2000 µm) te bepalen. Deze fracties werden gemeten door middel van laserdiffractie, met een Coulter LS 200. Dit toestel kan deeltjes bepalen met een grootte van 0,4 µm tot 2000 µm. Hierbij wordt gewerkt met bodemsuspensies, die met een hoge snelheid door het toestel worden rondgepompt en vervolgens door een meetcel worden gestuurd. De laserbundel in de meetcel wordt dan door de deeltjes verstrooid volgens een patroon dat afhankelijk is van de deeltjesgrootteverdeling van het bodemonmonster.

3.3.3.4. Lichtmetingen

Alle lichtmetingen werden uitgevoerd in de eerste helft van september, telkens op zonnige (=onbewolkte) momenten van de dag. Een identieke hemelbedekking tijdens het verloop van de metingen is immers onontbeerlijk opdat de metingen vergelijkbaar zouden zijn (Dohrenbusch 1995). Meten op bewolkte dagen levert maar zelden constante meetwaarden op, omdat de dikte van de bewolking gewoonlijk sterk varieert gedurende het verloop van de dag. Binnen de bosbestanden werd alleen gemeten in de schaduwvlekken. Meten in zonnevlekken was met dit toestel bij zonnig weer niet mogelijk, omdat dan een waarde bereikt wordt buiten de range van het toestel (>20.000 lux). Hiervoor zou een luxmeter met een bereik tot 100.000 lux vereist zijn.

Binnen ieder proefvlak werden 30 metingen uitgevoerd, waaruit vervolgens een gemiddelde stralingsintensiteit werd berekend. Voor het grote raster in Muizenbos werd een meer systematische werkwijze gevolgd. Hier werden 5 metingen per rasterpunt verricht, genomen ter hoogte van het opnamepunt en telkens 1 meter ten noorden, oosten, zuiden en westen van het opnamepunt.

De gemeten waarden werden telkens gerefereerd aan een geschatte waarde voor de directe kortgolfige instraling op het exacte tijdstip van de meting. Deze waarde werd berekend met een reeks formules gebaseerd op Lemeur (1998). Het gebruikte algoritme is te vinden in Bijlage 3.

3.3.3.5. Verzamelen van de bodemfauna

Om de in dit deelonderzoek opgenomen bosplots aanwezige bodembewonende invertebratenfauna te verzamelen werd gebruik gemaakt bodemvallen (pitfall method) en kleurvallen. Voor de bodemvallen werd gebruik gemaakt van glazen recipiënten (hoogte 10 cm en binnendiameter ca. 9,5cm) die in de grond geplaatst werden in een PVC-huls. De bovenrand van de vallen wordt juist onder het bodemoppervlak geplaatst zodat bewegende dieren erin terecht komen tijdens hun zoektochten naar voedsel, een partner of schuilplaatsen. Voor de kleurvallen werd gebruik gemaakt van witte en gele potjes met een diameter van 9 cm en een hoogte van ongeveer 8.5 cm. Deze potjes werden op het grondoppervlak geplaatst waarbij gezorgd werd dat de val goed zichtbaar was door het verwijderen van de omringende vegetatie. Wij gebruiken de kleuren geel en wit omdat deze de meest algemene kleuren zijn voor het vangen van insecten. Uit andere studies is immers al gebleken dat met deze kleuren het grootste aantal soorten gevangen wordt. De vallen worden ongeveer voor de helft gevuld met een 3 à 4%- formaldehyde-oplossing (een verdunning van tien maal van een in de handel verkrijgbare 35%-oplossing). Deze oplossing wordt gebruikt als fixeer- en bewaarmiddel en verdampt zeer weinig bij warm weer. Er werd eveneens een kleine hoeveelheid kleur- en reukloos (om mogelijk attractief effect te elimineren) detergent toegevoegd om de oppervlaktespanning te verlagen, zodat ook de heel kleine dieren konden gevangen worden. Sommige spinnenfamilies (o.a. de Lycosidae of Wolfspinnen) of Collembola hebben geen problemen om gebruik te maken van de oppervlaktespanning om over een vloeistof te lopen (met behulp van een groot aantal haren op de poten) zonder erin weg te zinken. Per bosplot werden telkens 6 kleurvallen, namelijk 3 gele (KG) en 3 witte (KW), telkens min of meer in 2 rijtjes van drie geplaatst, ongeveer 4 m uit elkaar, naast de bodemvallen, volgens volgend schema:

KG1	KW2	KG3
BV1	BV2	BV3
KW1	KG2	KG3

De vallen stonden op het terrein van mei tot oktober en werden om de 14 dagen geledigd. Bij het leegmaken op het terrein wordt de inhoud van de val overgegoten in een plastic pot waarbij de vangstplaats (bos, station, val) en datum nauwkeurig genoteerd worden. Daarna wordt nieuwe oplossing in de val gebracht en wordt de val teruggeplaatst. De potten met de gevangen dieren worden dan naar het labo vervoerd waar ze gestockeerd worden tot latere verwerking.

In het labo werden dan later de verzamelde dieren gesorteerd tot op de grote taxonomische groepen die dan naar de respectievelijke specialisten werden gestuurd voor de verdere identificatie van de soorten. De specialisten die de gegevens van de geïdentificeerde soorten doorstuurden waren Dr. Konjev Desender (KBIN) voor de loopkevers (Carabidae), Marc Pollet (KBIN – IWT) voor de slankpootvliegen (Dolichopodidae), Wouter Dekoninck (KBIN-RUG) voor de mieren (Formicidae), Frans Janssens en Bart De Boey (UA) voor de Collembola en Tine Van Landegem (UA - JNM) en Domir De bakker (KBIN en KMMA) voor de spinnen.

3.3.4. Data-analyse

Voor ieder geïnventariseerd populierenbestand werden de vegetatiegegevens verwerkt door per proefcirkel het aantal kruidachtige soorten te berekenen, onderverdeeld in 3 klassen:

- S: Schaduwminnende bossoorten
- I: Intermediaire soorten, die een zekere hoeveelheid licht vereisen en meestal in bosranden, op open plekken in bossen of op kapvlaktes voorkomen
- L: Lichtminnende soorten

Voor deze indeling werd gebruik gemaakt van de ecologische groepen waartoe een soort behoort, volgens de verschillende indelingen opgenomen in het Register Flora Vlaanderen (Biesbrouck et al. 2001).

De soortenrijkdom en de bedekking per individuele soort, beiden een maat voor de graad van ontwikkeling van de vegetatie gevormd door de 3 soortenklassen, werden vervolgens in verband gebracht met de variabelen die de lichtcondities in het bestand beschrijven.

Ook de bodemfaunaorganismen werden in drie klassen verdeeld:

- B: Bossoorten, soorten die uitsluitend of sterk preferentieel voorkomen in bossen of schaduwrijke plaatsen
- E: Eurytope soorten, soorten die voorkomen in een brede waaier aan habitats, inclusief bossen
- N: Niet-bossoorten, soorten die bossen ontwijken en voorkomen in open terreinen.

Voor de analyse en de interpretatie werden alleen die soorten in acht genomen waarvan in totaal (per bos) minstens 5 exemplaren verzameld werden. Op die manier worden toevallige vangsten uitgeschakeld. Indien er slechts één of enkele exemplaren in een bepaald station

aangetroffen worden is het immers niet uit te sluiten dat de betreffende soort niet leeft in het onderzochte habitat, maar eerder afkomstig is van een aanliggend perceel.

3.3.5. Resultaten

De resultaten worden eerst in een **beschrijvend luik** besproken per gebied, waarbij de nadruk ligt op de verschillen tussen de proefbestanden, en de metingen en inventarisaties die zijn uitgevoerd.

In een tweede **analytisch luik** wordt vervolgens de onderzoeksvraagstelling gecontroleerd aan de hand van statistische testen. Op basis daarvan wordt getracht een aantal meer algemene conclusies en aanbevelingen naar de praktijk toe te formuleren.

3.3.5.1. Beschrijvend luik

De resultaten van de bodemanalyses zijn weergegeven in Tabel 3.8. De soortenrijkdom en de variabelen ter beschrijving van de dichtheid van het kronendak en de lichtinval zijn voorgesteld in Tabel 3.9. In Fig. 3.14 en Fig. 3.15 zijn respectievelijk het aantal soorten per bestand en het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel voor elk van de drie soortenklassen voorgesteld. Fig. 3.16 geeft het totaal aantal gevangen bodemfaunasoorten verzameld in de 23 onderzochte proefbestanden. Opmerking: deze figuren dienen met omzichtigheid te worden geïnterpreteerd vermits ze geen rekening houden met mogelijke verschillen in historie, isolatie, beheer, enz tussen de bestanden. Foto's van de verschillende bestanden zijn te vinden in Bijlage 9.

Tabel 3.8 Overzichtstabel van de gemeten bodemvariabelen voor de 19 bosbestanden waar de bodem werd onderzocht. Voor de bestandscodes zie Tabel 3.7. Verklaring van de variabelen:

Ca = calcium

N = stikstof

Pplant = gehalte aan plantopneembaar fosfor

Ptot = totaal gehalte aan fosfor

C = koolstof

SD = standaardafwijking.

Code Bestand	pH-CaCl ₂	Ca ppm	N Ppm	Pplant ppm	Ptot ppm	C %	C/N	Klei %	Leem %	Zand %	Textuur	SD Klei %	SD Leem %	SD Zand %
R zonder	3.91	306	1511	7.8	441.5	1.62	10.7	15.7	61.8	22.5	L	0.65	1.40	1.96
R esdoorn	3.82	245	1465	9.5	441.4	1.57	10.7	15.7	60.9	23.3	L	0.53	1.38	1.69
R kastanje	3.84	261	1425	5.5	347.4	1.55	10.9	15.0	57.5	27.5	L	0.96	2.07	2.91
M esdoorn	3.92	427	2167	6.4	441.3	2.29	10.6	11.5	26.5	62.0	P	0.69	1.63	1.40
M zonder	4.38	774	1935	60.1	879.2	2.12	10.9	10.5	26.7	62.7	P	0.57	1.11	1.56
M wilg	4.53	1325	2363	16.5	535.1	2.61	11.0	13.3	37.6	49.1	L	0.95	0.44	0.97
M hazelaar	5.06	1749	1976	11.1	485.9	2.21	11.2	12.6	37.0	50.4	L	0.68	0.72	1.24
M oud bos	5.32	2483	2466	6.8	363.3	3.18	12.9	10.9	40.5	48.5	L	0.51	3.12	3.59
V zonder	3.87	504	2328	20.5	496.7	3.41	14.6	11.1	14.6	74.3	S	2.72	2.95	5.22
V zwarte els	4.51	1876	3699	4.7	314.1	4.68	12.6	11.0	16.7	72.4	S	3.01	4.63	7.62
V wilg	4.31	1306	4536	4.5	768.0	5.42	11.9	15.0	19.6	65.4	L	3.27	3.52	6.72
Z gemengd	5.79	3161	2899	7.9	409.2	3.84	13.2	13.2	47.9	38.9	L	1.25	4.00	5.11
Z zonder	5.88	3591	3108	7.6	397.9	3.98	12.8	14.5	53.0	32.5	L	2.75	6.97	9.64
D hazelaar	5.62	2268	1636	4.0	496.9	1.62	9.9	13.7	53.1	33.2	L	1.58	6.06	7.12
D meidoorn	4.17	1174	1746	13.6	500.4	1.86	10.6	14.1	65.3	20.6	L	0.45	2.12	2.25
D zwarte els	4.74	3737	3069	7.7	807.8	2.83	9.2	36.8	59.6	3.5	E	1.22	1.67	1.80
D zonder	5.52	4933	2722	2.1	656.6	2.37	8.7	40.4	57.1	2.5	E	1.40	0.53	1.01

W zonder	6.26	9115	4330	9.9	739.0	4.07	9.4	15.8	23.7	60.5	L	4.56	3.66	8.22
W vlier	6.95	32476	4183	4.4	544.0	4.57	10.9	15.8	26.5	57.7	L	2.79	9.03	10.84

Tabel 3.9 Vegetatiekarakteristieken voor de 19 onderzochte proefbestanden. Voor de bestandscodes zie Tabel 1. Verklaring van de variabelen:

KL = de bedekking van de kruidlaag

SLBL = de gezamenlijke bedekking van struiklaag en boomlaag

Licht = het percentage van de totale instraling dat tot op de bosbodem valt

S = het aantal schaduwminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

I = het aantal intermediaire soorten waargenomen binnen de proefcirkels

L = het aantal lichtminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

S Tot = B + I + L = het totaal aantal waargenomen soorten

S Extra = het aantal soorten dat extra werd waargenomen buiten de proefcirkels

B_freq = het gemiddeld aantal schaduwminnende soorten per proefcirkel

I_freq = het gemiddeld aantal intermediaire soorten per proefcirkel

L_freq = het gemiddeld aantal lichtminnende soorten per proefcirkel

TOT_freq = B_freq + I_freq + L_freq = het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel

B% = (B_freq/TOT_freq)*100 = het percentage bossoorten op het totaal

Code Bestand	KL %	SLBL %	Licht %	S	I	L	S Tot	S Extra	B_freq sp/cirkel	I_freq sp/cirkel	L_freq sp/cirkel	Tot_freq sp/cirkel	B% %
R zonder	59	38	3,8	6	2	1	9	0	1,3	1,2	0,1	2,6	48,7
R esdoorn	29	73	0,5	6	3	1	10	3	2,4	1,3	0,4	4,1	59,3
R kastanje	28	55	1,3	9	3	2	14	1	2,9	0,8	0,1	3,9	76,1
M esdoorn	70	87	2,0	4	5	2	11	2	1,4	3,4	1,2	6,0	23,5
M zonder	98	35	10,2	1	6	4	11	0	0,1	1,8	1,4	3,3	2,4
M wilg	95	31	3,8	2	4	3	9	2	0,9	3,1	1,2	5,2	17,3
M hazelaar	66	74	1,1	2	6	2	10	2	1,1	2,7	1,4	5,2	21,2
M oud bos	50	81	0,5	9	4	1	14	6	2,7	1,3	0,3	4,2	64,0
V zonder	95	42	5,8	5	3	8	16	2	1,7	2,4	3,7	7,8	21,5
V zwarte els	88	75	2,8	7	10	13	30	6	2,8	2,4	3,6	8,7	31,5
V wilg	86	63	2,4	3	7	16	26	1	0,8	3,5	3,1	7,4	11,2
Z gemengd	58	85	0,7	6	5	2	13	3	3,4	1,9	1,3	6,6	52,1
Z zonder	87	51	4,0	6	4	4	14	2	2,9	2,0	2,2	7,1	41,2
D hazelaar	67	88	0,8	6	2	4	12	7	1,8	0,9	0,7	3,4	51,3
D meidoorn	55	87	0,8	2	3	1	6	1	0,6	1,2	0,1	1,8	31,7
D zwarte els	93	71	5,6	1	8	5	14	1	0,2	4,2	1,8	6,2	2,7
D zonder	89	31	24,5	0	10	13	23	2	0,0	3,8	2,7	6,5	0,0
W zonder	97	41	8,0	3	3	2	8	2	0,5	2,1	1,1	3,7	13,4
W vlier	57	77	3,2	2	4	3	9	1	1,1	1,8	0,6	3,5	30,9

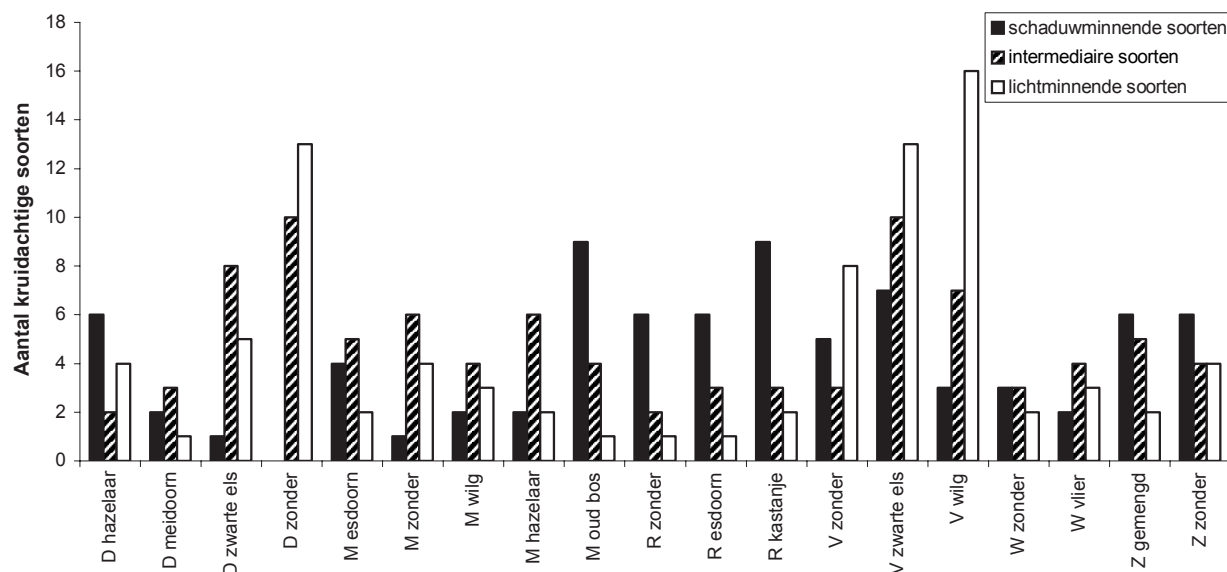


Fig. 3.14 Totaal aantal kruidachtige soorten waargenomen binnen de proefcirkels, onderverdeeld in schaduwminnende soorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten in de 19 onderzochte proefbestanden.

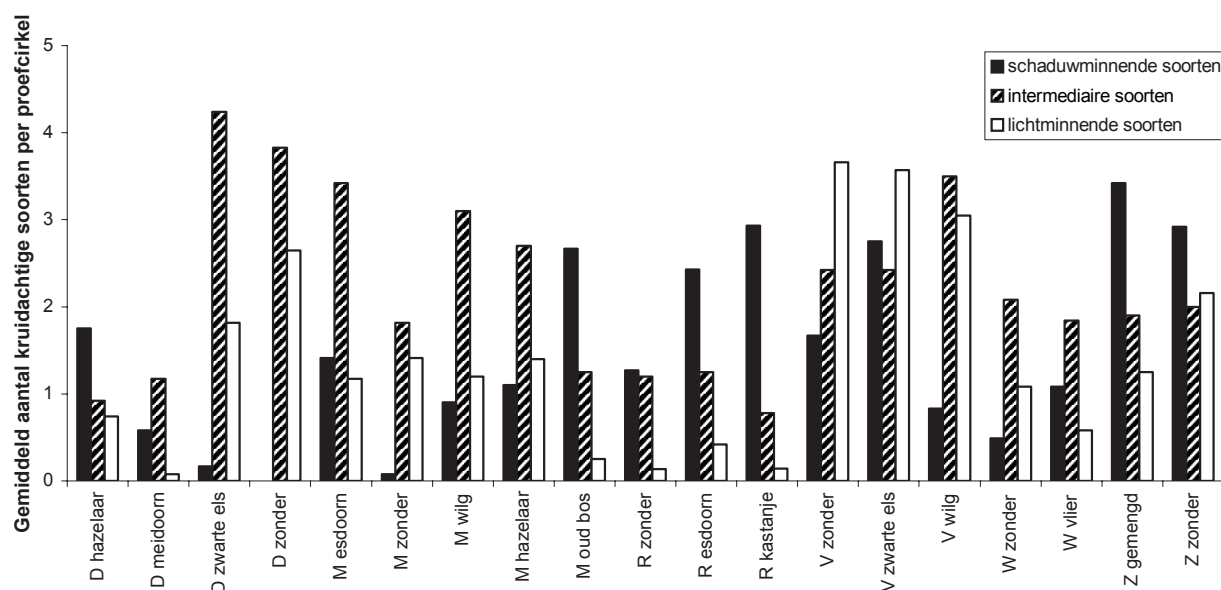


Fig. 3.15 Gemiddeld aantal kruidachtige soorten per proefcirkel onderverdeeld in schaduwminnende soorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten voor de 19 onderzochte proefbestanden.

3.3.5.1.1. Boelarebos (Geraardsbergen)

De populierenbestanden werden in de winter van 2001 onverwacht kaalgekap. Het resultaat was dat het terrein sterk verruigde met braam en *Urtica dioica*, net zoals dat werd vastgesteld in Muizenbos (hoofdstuk 3.2). Bijgevolg had het geen zin meer om het effect van de vroegere onderetage op de kruidvegetatie te bestuderen. Er werden dan ook geen vegetatiegegevens en bodemstalen verzameld. De ligging van de proefplots is weergegeven in Fig. 3.17.

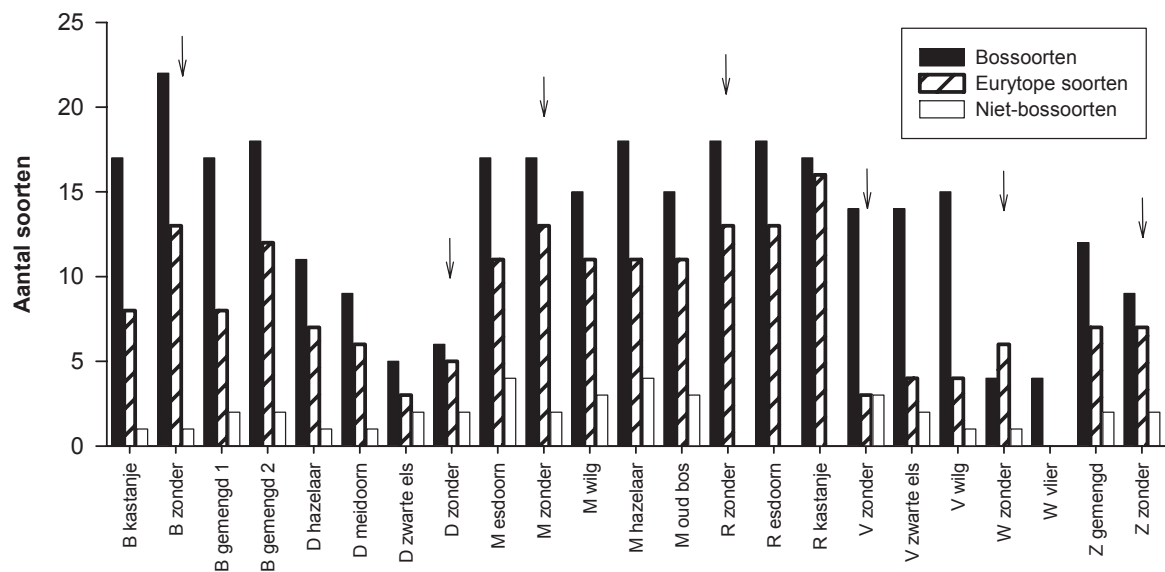


Fig. 3.16 Totaal aantal gevangen bodemfauna soorten, onderverdeeld in bossoorten, eurytope soorten en niet-bossoorten in de 23 onderzochte proefbestanden.

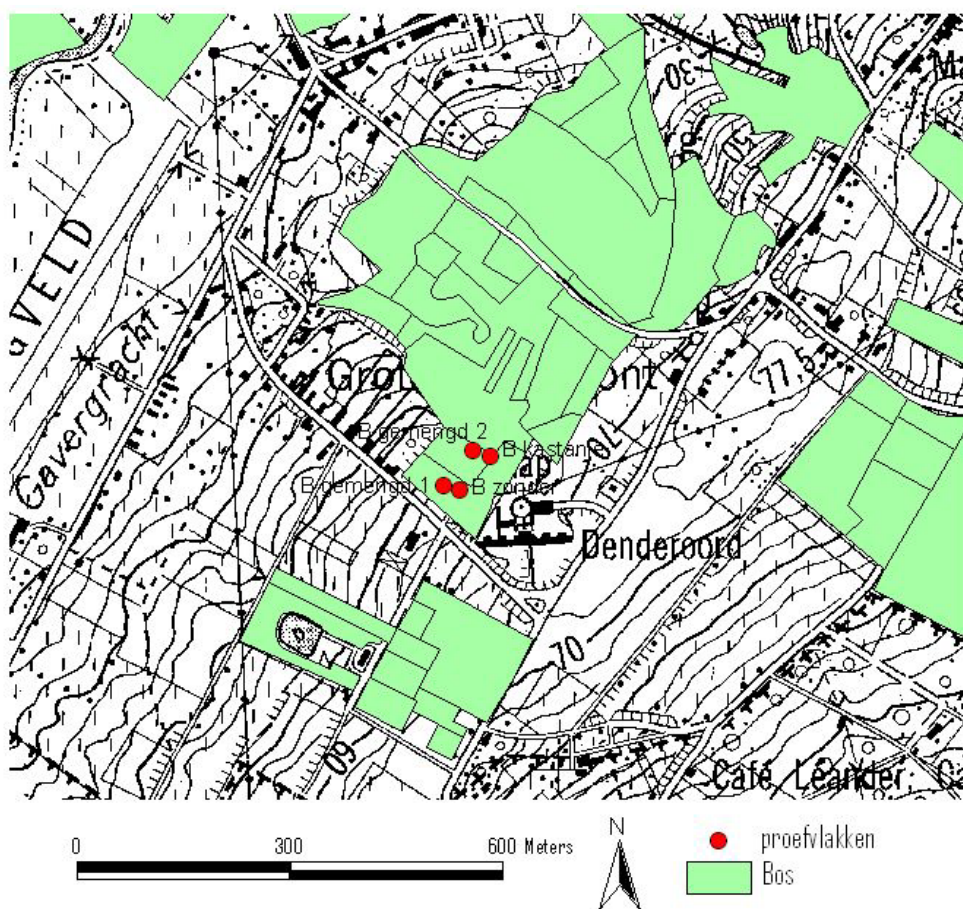


Fig. 3.17 Ligging van de proefvlakken in het Boelarebos (Geraardsbergen).

De bodemfauna organismen werden verzameld in 2001, dus voor de kaalslag plaatsvond. De ligging van de 4 proefvlakken is weergegeven in fig. 3.17. In totaal werden 5397 soorten,

behorende tot 123 soorten geïdentificeerd voor het Boelarebos. Van 59 soorten werden minder dan 5 specimen gevangen en werden dus niet in de verdere analyse opgenomen (Bijlage 12). 33 van de 64 (52%) van de soorten die in het Boelarebos voorkomen worden in de literatuur omschreven als bossoorten of soorten die een schaduwrijke omgeving verkiezen (Tabel 3.10). Met de 22 eurytope soorten, dus soorten die naast bos ook in andere habitats voorkomen geeft dit 86%. Er werden slechts 6 soorten gevonden die typisch zijn voor open habitats. Vier daarvan, de sphaeroceride vlieg *Coproica ferruginata* en de Collembola soorten *Desoria tigrina*, *Sminthurinus aureus* en *Isotomurus prasinus*, werden in alle vier de bestanden aangetroffen. De spin *Oedothorax fuscus*, werd gevangen in beide bestanden met een gevarieerde ondergroei. De springstaart *Desoria antennalis* werd aangetroffen in de plot zonder ondergroei en één van de gemengde plots. Beide *Desoria* species werden wel in veel grotere aantallen gevangen in de plots zonder ondergroei dan in de plots met ondergroei. Als we naar het aantal verzamelde individuen kijken dan blijkt 53% van de 5233 exemplaren te behoren tot bossoorten. Met eurytope soorten erbij bedraagt dit aantal 75%.

Het totaal aantal bossoorten is lichtjes lager in de bosplot met ondergroei van kastanje (25 soorten). De andere drie plots hebben er 27. Het minst aantal specimen voor bossoorten werd gevangen in plot gemengd2 (464). De andere drie hadden er meer dan 700 (gemengd1 741, kastanje 751, zonder ondergroei 799). Als we het proportioneel bekijken blijkt echter dat slechts 43 % van alle gevangen individuen behoren tot bossoorten. Voor de gemengde bosplots was dat respectievelijk 51 % en 55 %. De plot met ondergroei van kastanje liep het percentage op tot 70 %.

Tabel 3.10 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Boelarebos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	B kastanje	B zonder	B gemengd1	B gemengd2	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	312	3	355	60	*			
Collembola	<i>Isotomurus unifasciatus</i>	140	13	12	14		*		
Collembola	<i>Pogonognathellus flavescens</i>	111	3	46	50	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	93	56	62	28	*			
Collembola	<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	50	7	202	98		*		
Collembola	<i>Tomocerus minor</i>	45	10	20	35		*		
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	33	180	7	36	*			
Collembola	<i>Dicyrtomina minuta</i>	33	30	48	42	*			
Collembola	<i>Dicyrtoma fusca</i>	31	7	89	5		*		
Collembola	<i>Entomobrya muscorum</i>	28		17	13	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	27	96	6	61	*			
Collembola	<i>Allacma fusca</i>	19	3	66	19	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	15	5	9		*			
Araneae	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	15	3	0	11		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus nigricornis</i>	14	94	15	15	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia parapsio</i>	13	13	11	6	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus trivialis</i>	10	87	11	35	*			
Araneae	<i>Diplostyla concolor</i>	10	11	6	16		*		
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	9	3	5	4				*
Dolichopodidae	<i>Sybistroma obscurellum</i>	6	35	7	2	*			
Sphaeroceridae	<i>Leptocera fontinalis</i>	6	12		11	*			
Collembola	<i>Desoria tigrina</i>	5	118	7	25			*	
Collembola	<i>Sminthurinus aureus</i>	5	68	69	50			*	
Collembola	<i>Orchesella flavescens</i>	5				*			
Collembola	<i>Isotomurus prasinus</i>	4	139	23	60			*	
Araneae	<i>Pirata hygrophilus</i>	4	13	1	30	*			
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia fimetaria</i>	4	11	4	4	*			
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia nitida</i>	4	8	9	6	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus unguatus</i>	3	9		3		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	3	6	1	3	*			
Araneae	<i>Micrargus herbigradus</i>	3	2	2	4		*		
Collembola	<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	3		2	4	*			
Araneae	<i>Diplocephalus latifrons</i>	3		2			*		
Dolichopodidae	<i>Rhaphium commune</i>	2	19	1	2	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	2	12	3	9		*		
Sphaeroceridae	<i>Minilimosina fungicola</i>	2	3	1	3		*		
Sphaeroceridae	<i>Limosina silvatica</i>	2	2	1	4	*			
Collembola	<i>Deuterosminthurus flavus</i>	2		25	1	*			
Collembola	<i>Tomocerus vulgaris</i>	1	10	13	2	*			
Collembola	<i>Isotomurus palustris</i>	1	7	14	1		*		
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina meijerei</i>	1	7	2	2	*			
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus curvipes</i>	1	7		2		*		
Sphaeroceridae	<i>Coproica ferruginata</i>	1	2	1	1			*	
Collembola	<i>Desoria antennalis</i>		595	115				*	
Dolichopodidae	<i>Rhaphium appendiculatum</i>		70	1	13	*			
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>		34	1	3		*		
Dolichopodidae	<i>Teuchophorus ?nigricosta</i>		22		1				*
Dolichopodidae	<i>Teuchophorus nigricosta</i>		18			*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus plumipes</i>		14		2		*		
Dolichopodidae	<i>Chrysotimus molliculus</i>		12				*		
Sphaeroceridae	<i>Copromyza stercoraria</i>		10		3				*

Vervolg Tabel 3.10.

Groep	Soort	B kastanje	B zonder	B gemengd1	B gemengd2	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Argyra leucocephala</i>		6		1		*		
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus brevicornis</i>		6			*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus cupreus</i>		6			*			
Dolichopodidae	<i>Argyra diaphana</i>		5		3	*			
Araneae	<i>Erigone atra</i>		1	4	9		*		
Araneae	<i>Gongylidium rufipes</i>		1	4			*		
Collembola	<i>Dicyrtomina ornata</i>		1	3	7	*			
Collembola	<i>Ceratophysella armata</i>			118			*		
Collembola	<i>Entomobrya nivalis</i>			11		*			
Collembola	<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>			7	5	*			
Collembola	<i>Orchesella cincta</i>			5			*		
Araneae	<i>Oedothorax fuscus</i>			2	16				*
Dolichopodidae	<i>Syntormon bicolorillum</i>			0	8		*		
Aantal soorten	64	43	53	53	54	33	22	6	3

3.3.5.1.2. Raspaillebos (Geraardsbergen)

Aan de noordzijde van het natuurreservaat Raspaillebos werden drie 1^e generatie populierenbestanden onderzocht: een met een zeer spaarzame onderetage van Vlier (R zonder), een met een onderetage van Gewone esdoorn (R esdoorn) en een met een onderetage van Tamme kastanje (R kastanje). De ligging van de 3 terreinen is weergegeven in Fig. 3.18.

Bodemkundig gezien zijn de drie locaties sterk vergelijkbaar: ze hebben alle een zure fosfaatarme zandleembodem met een laag plantopneembaar fosfaatgehalte en een vrij geringe hoeveelheid organisch materiaal (Tabel 3.8). Deze bodemkarakteristieken vormen de typische standplaats voor de vegetatie van het Atlantisch Eiken-Haagbeukenbos, met *Hyacinthoides non-scripta* als kenmerkende soort en gewoonlijk ook veel *Rubus fruticosus*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata* en *Polygonatum multiflorum* (Durwael *et al.* 2000).

De onderetages van Tamme kastanje en van Gewone esdoorn laten enkele procenten minder licht door dan de ijle onderetage van Vlier (Tabel 3.9). Het gemiddeld aantal bossoorten per opnamecirkel en het aandeel bossoorten op het totaal is in beide bestanden met een dichte onderetage groter dan in het bestand met een schaarse onderetage van Vlier (Tabel 3.9), waar een groot deel van de open plekken door braam wordt gedomineerd (Tabel 3.11). Wetende dat er weinig of geen verschillen bestaan in bodemeigenschappen tussen de drie terreinen, zijn de verschillen in soortensamenstelling vermoedelijk te wijten aan de verschillen in lichtcondities tussen de bestanden, gerelateerd aan de dichtheid van de onderetage. Bijkomende factor is het feit dat het proefvlak zonder onderetage enkele tientallen meter verder verwijderd is van de oude bosrand, waardoor de kolonisatie door bossoorten er nog iets minder ver gevorderd is.

Opvallend is dat ondanks de jonge leeftijd van de populierenbossen er al verscheidene oud-bosplanten in relatief hoge dichtheden voorkomen (*Hyacinthoides non-scripta*, *Paris quadrifolia*, *Primula elatior*, *Polygonatum multiflorum*, *Lamium galeobdolon*,...). De successie verloopt hier bijzonder snel omdat de bosbestanden aan de voet liggen van een helling met oud bos, waarin een goed ontwikkelde bosvegetatie voorkomt. Van daaruit kunnen zaden gemakkelijk beneden in het recente populierenbos terechtkomen.

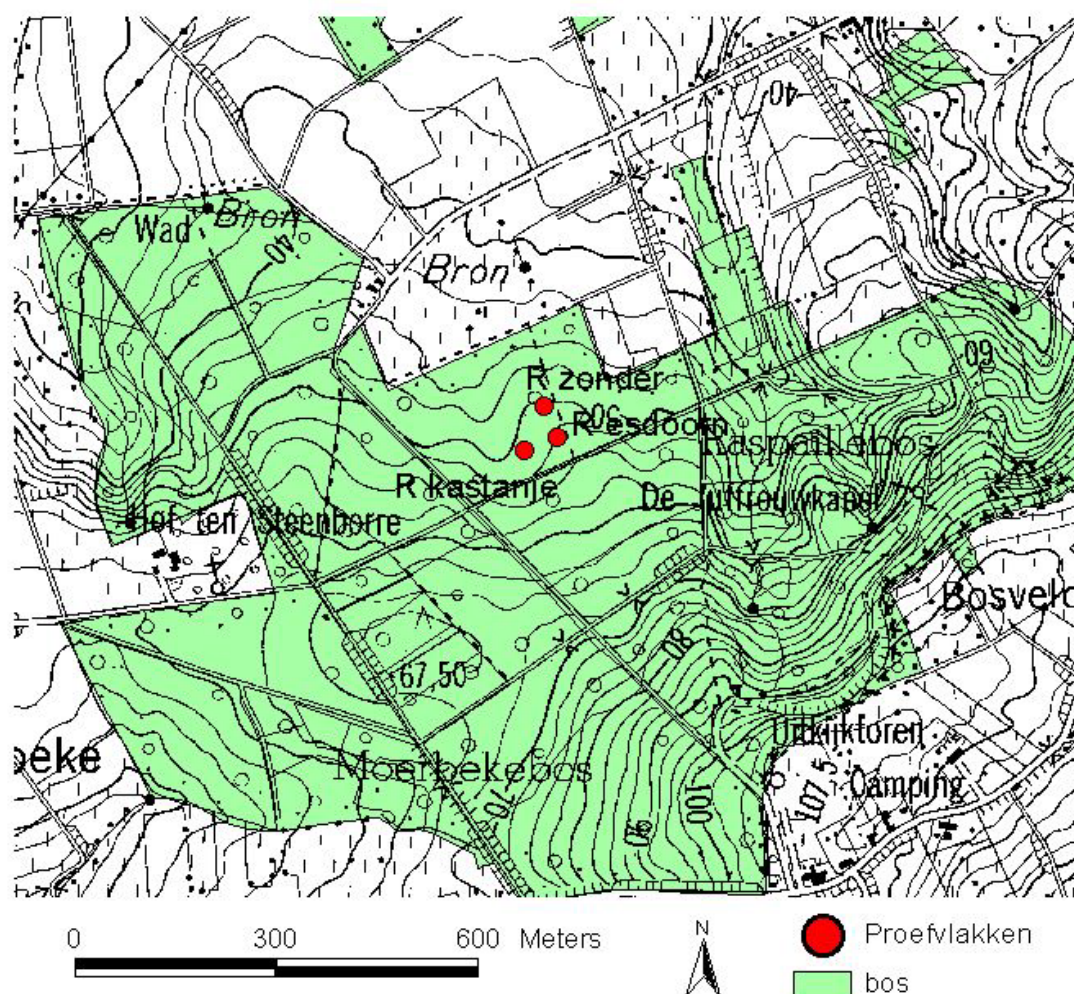


Fig. 3.18 Ligging van de proefvlakken in het Raspaillebos (Geraardsbergen).

Tabel 3.11 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het Raspaillebos, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	R zonder	R esdoorn	R kastanje	S	I	L
<i>Rubus fruticosus</i>	87				*	
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	53	92	79	*		
<i>Glechoma hederacea</i>	33	100	64		*	
<i>Athyrium filix-femina</i>	20	25	43	*		
<i>Lonicera periclymenum</i>	20	17	7		*	
<i>Circaea lutetiana</i>	13	67	57	*		
<i>Urtica dioica</i>	13	42	7			*
<i>Moehringia trinervis</i>	13		29	*		
<i>Adoxa moschatellina</i>	7	25	50	*		
<i>Galeopsis tetrahit</i>		17	7		*	
<i>Lamium galeobdolon</i>		17	7	*		
<i>Melandrium dioicum</i>		8	7		*	
<i>Polygonatum multiflorum</i>			14	*		
<i>Paris quadrifolia</i>			7	*		
<i>Poa spp</i>			7			*

In totaal werden 4424 specimen, behorende tot 87 soorten geïdentificeerd voor het Raspaillebos. Van 43 soorten werden minder dan 5 exemplaren gevangen en zijn dus niet weerhouden voor de verdere analyses (Bijlage 12). De bodemfauna van de populierenbestanden in het Raspaillebos bestaat voor ongeveer de helft uit bossoorten (23 van de 44, Fig. 3.15, Tabel 3.12). Er werd slechts één niet-bossoort aangetroffen. Het totaal aantal soorten (36-38) is nagenoeg gelijk voor de drie bestanden Het aantal bossoorten is volledig gelijk (19 soorten).

Tabel 3.12 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Raspaillebos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	R zonder	R esdoorn	R kastanje	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	444	113	6	*			
Collembola	<i>Isotomurus palustris</i>	177	257	132		*		
Collembola	<i>Isotomurus plumosus</i>	165	302	54				*
Collembola	<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	148	340	103		*		
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus cupreus</i>	84	2	3	*			
Dolichopodidae	<i>Rhaphium commune</i>	74	16	8	*			
Collembola	<i>Isotoma tigrina</i>	69	215	26		*		
Collembola	<i>Tomocerus minor</i>	61	19	10		*		
Araneae	<i>Pirata hygrophilus</i>	53	11	44	*			
Dolichopodidae	<i>Rhaphium appendiculatum</i>	51	0	1	*			
Collembola	<i>Orchesella flavescens</i>	38	21	18	*			
Dolichopodidae	<i>Argyra diaphana</i>	30	1		*			
Collembola	<i>Sminthurinus aureus</i>	26	164	167			*	
Dolichopodidae	<i>Dolichopus unguatus</i>	23	3			*		
Dolichopodidae	<i>Sybistroma obscurellum</i>	19	1	1	*			
Dolichopodidae	<i>Rhaphium crassipes</i>	16	4	5	*			
Collembola	<i>Pogonognathellus flavescens</i>	15	25	30	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus nigricornis</i>	15	1		*			
Collembola	<i>Sphaeridia pumilis</i>	12	42			*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus trivialis</i>	12	6	1	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	9	20	6	*			
Araneae	<i>Diplostyla concolor</i>	9		4		*		
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	9			*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	5	2	2		*		
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	5		1		*		
Collembola	<i>Allacma fusca</i>	4	8		*			
Araneae	<i>Pardosa amentata</i>	3		4		*		
Araneae	<i>Monocephalus fuscipes</i>	2	3	12	*			
Dolichopodidae	<i>Argyra leucocephala</i>	2	2	1		*		
Araneae	<i>Micrargus herbigradus</i>	2	2	1		*		
Araneae	<i>Dicymbium tibiale</i>	2		3		*		
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	1	206	115	*			
Araneae	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	1	8	1		*		
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	1	6	3				*
Araneae	<i>Microneta viaria</i>	1	6		*			
Collembola	<i>Entomobrya nivalis</i>	1	4	3	*			
Collembola	<i>Deuterosminthurus flavus</i>		64	2	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>		15	2	*			
Araneae	<i>Diplocephalus picinus</i>		9	11		*		
Araneae	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>		6	7	*			
Araneae	<i>Ozyptila trux</i>		4	2		*		
Collembola	<i>Folsomia quadrioculata</i>		2	20		*		
Araneae	<i>Diplocephalus latifrons</i>		1	16		*		
Araneae	<i>Ceratinella scabrosa</i>			7	*			
Aantal soorten	44	36	38	37	23	18	1	2

Met de vallen in het bestand zonder ondergroei en dat met ondergroei van esdoorn werden meer dan 1400 exemplaren gevangen. 62 % (878 individuen) daarvan behoorde tot bossoorten voor het bestand zonder ondergroei, terwijl dit 31 % (463 individuen) was voor het bestand met esdoorn. In het kastanje bestand werden slechts 884 individuen gevangen waarvan 30 % behoorde tot typische bossoorten.

3.3.5.1.3. Muizenbos (Ranst)

In het bosreservaat Muizenbos te Ranst werden 5 aaneensluitende populierenbossen met variabele onderetage met elkaar vergeleken: onderetage van Gewone esdoorn (M esdoorn), geen onderetage (M zonder), onderetage van wilg (M wilg), onderetage van Hazelaar (M hazelaar) en als referentie oud bos ingeplant met populier en met onderetage van Hazelaar (M oud bos). De ligging van de proefvlakken is weergegeven in Fig. 3.19.

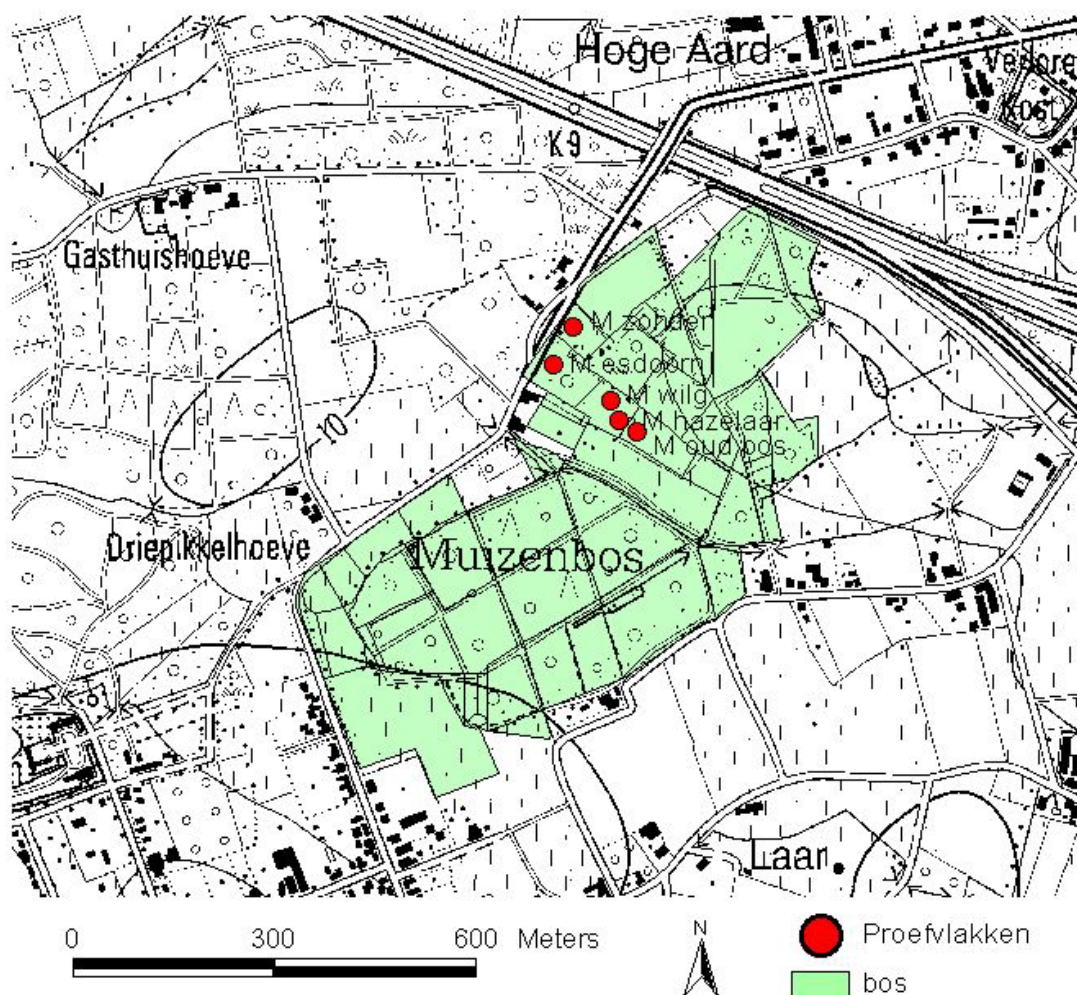


Fig. 3.19 Ligging van de proefvlakken in het Muizenbos (Ranst).

Bodemkundig gezien zijn de verschillen tussen de bestanden vrij gering wat de textuur betreft: het gaat om rijke vochtige lichte zandleembodems (M esdoorn en M zonder) of leembodems (M wilg, M hazelaar en M oud bos). Naar calciumgehalte zijn er wel vrij grote verschillen, die te wijten zijn aan het pleksgewijs voorkomen van kalk van fossiele oorsprong

in de ondergrond. Dit lijkt op het eerste zicht gecorreleerd te zijn met het leemgehalte van de bodem: hoe meer leem deze bevat, hoe meer calcium er ook in voorkomt (Tabel 3.8). Een hoger calciumgehalte weerspiegelt zich duidelijk in evenredige verschillen in de pH van de bodem (Tabel 3.8). Ook het gehalte aan plantopneembaar fosfaat verschilt tussen de bestanden. Dit is te wijten aan verschillen in historisch grondgebruik, waarbij de hoeveelheid bemesting die de gronden ontvangen hebben een belangrijke factor is: de recent beboste terreinen hebben een hoger fosfaatgehalte omdat ze zeker in de periode na WOII regelmatig zijn bemest, terwijl het oude referentiebos nooit werd bemest. De standplaats is overal vochtig, maar vrij goed gedraineerd. Als natuurlijk bostype kan het Elzen-Essenbos worden aangeduid (ook Elzen-Vogelkersbos genoemd), waarin een vegetatie kan voorkomen met heel wat oude bossoorten, waaronder *Anemone nemorosa*, *Primula elatior*, *Adoxa moschatellina*, *Carex sylvatica*, *Lamium galeobdolon*, *Viola reichenbachiana*, *Circaea lutetiana*, enz (Durwael *et al.* 2000).

Er lijkt een duidelijk verband te bestaan tussen de bedekking van de boom- en struiklaag en de bedekking, soortenrijkdom en –samenstelling van de kruidlaag. De populierenaanplanting zonder struiklaag (M zonder) heeft de hoogste lichtinval en is duidelijk minder rijk aan bosplantensoorten, terwijl verhoudingsgewijs een groot aantal intermediaire en lichtminnende soorten voorkomt (Tabellen 3.9 en 3.13). Er heeft zich een dichte vegetatie gevestigd, gedomineerd door *Urtica dioica* en *Galium aparine*, twee planten die - op het bestand met Schietwilg (M wilg) na - in de andere bestanden veel minder dominant zijn. Het ijle bestand met een onderetage van Schietwilg is evenwel qua dichtheid te vergelijken met het bestand zonder onderetage, omwille van het hoge percentage afgestorven populieren, mogelijk ingevolge de hoge grondwaterstand op het perceel. De dominante aanwezigheid van ruigtekruiden op beide terreinen hangt mogelijk ook deels samen met de aanwezigheid van vrij veel plantopneembaar fosfaat in de bodem (Tabel 3.7).

De jonge populierenbestanden met een onderetage van Gewone esdoorn en Hazelaar hebben een matig dichte onderetage en tezelfdertijd een matig soortenrijke en gevarieerde kruidlaag. Van de vier jonge bospercelen heeft het bestand met een struiklaag van Hazelaar het grootste aandeel bossoorten. Dit bestand ligt wel het dichtste bij de oude boskern van het Muizenbos, wat mede de hogere bosplantenrijkdom kan verklaren. Volgens Verheyen & Hermey (2002), die in het Muizenbos het belang van habitatkwaliteit en isolatie tegen elkaar afwogen, is isolatie immers de meest belangrijke factor om de aan- of afwezigheid van bossoorten te verklaren. Het oude populierenbestand dat als referentie werd gekozen (M oud bos) heeft dan ook zoals verwacht de soortenrijkste bosvegetatie, en bevat onder andere oud-bossoorten als *Ranunculus auricomus*, *Anemone nemorosa*, *Carex remota*, *Carex sylvatica*, *Adoxa moschatellina*, *Circaea lutetiana*, *Paris quadrifolia*, *Primula elatior* en *Polygonatum multiflorum*. Het percentage lichtminnende soorten, alsook hun bedekking, is er verwaarloosbaar ten opzichte van het aantal en de bedekking van bossoorten (Tabel 3.13), wat zeker deels ook te verklaren is door de geringe lichtinval (struiklaag voornamelijk Hazelaar) en het lage fosfaatgehalte van de bodem. De bodem is hier plaatselijk ook kalkrijk, wat de aanwezigheid van verschillende kalkminnende soorten (o.a. *Paris quadrifolia*, *Primula elatior* en *Adoxa moschatellina*) verklaart.

Ook op deze locatie blijkt dat een voldoende dichte struiklaag de dominantie van *Urtica dioica* en andere ruigtekruiden kan voorkomen, terwijl anderzijds de ontwikkeling van de bosvegetatie gestimuleerd wordt.

Voor de bosbodemfauna werden in het Muizenbos in totaal 4803 specimen (96 soorten) verzameld. Van 55 soorten werden minder dan 5 exemplaren gevangen (Bijlage 12). 83% van de gevangen individuen behoorden tot 21 soorten die in de literatuur als bossoorten (of soorten die gebonden zijn aan schaduwrijke biotopen) gecatalogeerd worden (Tabel 3.14). Slechts 3% van de specimen (4 soorten) behoren tot niet-bossoorten. Deze laatste worden in alle vijf de bestanden aangetroffen.

In tegenstelling tot de flora bezit de oude bosplot het laagst aantal bossoorten (15, Tabel 3.13). Dit is evenveel als het aantal dat werd aangetroffen in de plot met ondergroei van wilg. De drie andere plots (zonder ondergroei of ondergroei van hazelaar en esdoorn) hebben het grootste aantal bossoorten (17-18). Proportioneel is het aandeel bossoorten wel ongeveer gelijk voor de vijf plots en varieert tussen 52% en 55%. Ook het totaal aantal bodemfaunaindividuen gevangen in de oude bosplot was zeer laag (326) vergeleken met de andere plot (esdoorn 788, wilg 784, hazelaar 1269, zonder 1463). De proportie hiervan die behoren tot bossoorten is 71%. Voor de overigge plots ligt dit boven de 80% (esdoorn 83%, wilg 88%, hazelaar 80%, zonder 85%).

Tabel 3.13 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het Muizenbos, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	M esdoorn	M zonder	M wilg	M hazelaar	M oud bos	S	I	L
<i>Urtica dioica</i>	92	100	100	60				*
<i>Adoxa moschatellina</i>	92	8	80	70	50	*		
<i>Ranunculus ficaria</i>	92	8	60	50	83		*	
<i>Rubus fruticosus</i>	92		100	80	17		*	
<i>Galium aparine</i>	83	100	100	40			*	
<i>Glechoma hederacea</i>	75	33		80	8		*	
<i>Aegopodium podagraria</i>	67	25					*	
<i>Hedera helix</i>	33					*		
<i>Humulus lupulus</i>	25	8						*
<i>Rubus caesius</i>	25						*	
<i>Circaea lutetiana</i>	8		10	40	17	*		
<i>Anemone nemorosa</i>	8				100	*		
<i>Heracleum sphondylium</i>		25						*
<i>Galeopsis tetrahit</i>		8	50				*	
<i>Ajuga reptans</i>		8		10			*	
<i>Angelica sylvestris</i>		8						*
<i>Alopecurus pratensis</i>			10					*
<i>Poa compressa</i>			10	80	25			*
<i>Filipendula ulmaria</i>				30				*
<i>Geum urbanum</i>				10			*	
<i>Polygonatum multiflorum</i>					42	*		
<i>Deschampsia cespitosa</i>					17		*	
<i>Paris quadrifolia</i>					17	*		
<i>Primula elatior</i>					17		*	
<i>Dryopteris dilatata</i>					8	*		
<i>Lonicera periclymenum</i>					8		*	
<i>Ranunculus auricomus</i>					8		*	

Tabel 3.14 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Muizenbos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	M esdoorn	M zonder	M wilg	M hazelaar	M oud bos	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	321	258	570	473	103	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	109	5	63	103	39	*			
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	94	877	5	366	10	*			
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	41	2	7	4	23	*			
Araneae	<i>Diplostyla concolor</i>	22	14	11	25	9		*		
Araneae	<i>Erigone atra</i>	21	8	18	34			*		
Araneae	<i>Dicymbium tibiale</i>	20	102	22	26	23		*		
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia fimetaria</i>	17	7	3		6	*			
Araneae	<i>Pirata hygrophilus</i>	14	6	12	8	6	*			
Araneae	<i>Oedothorax fuscus</i>	13	1	8	23	12			*	
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	12	41	2	12	2	*			
Araneae	<i>Bathypantes gracilis</i>	12		1	4			*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	11	22	2	60	18		*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	11	2	9	2	14	*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus brevicornis</i>	9	2	3	2		*			
Araneae	<i>Oedothorax retusus</i>	9		5	9	1			*	
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	7	19	14	19	16				*
Sphaeroceridae	<i>Leptocera fontinalis</i>	7	2	1	7	4	*			
Sphaeroceridae	<i>Minilimosina fungicola</i>	6	27	1	3	5		*		
Araneae	<i>Dicymbium nigrum</i>	6	1			1		*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia parapsio</i>	5	4	1	5	6	*			
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	5	2	1		1		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus trivialis</i>	4	4		3		*			
Araneae	<i>Erigone dentipalpis</i>	4	1		1	2		*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia rufilabris</i>	3	19		3		*			
Dolichopodidae	<i>Hercostomus parvilamellatus</i>	2	3	12	23	3			*	
Araneae	<i>Diplocephalus picinus</i>	2	3	7	2	8		*		
Dolichopodidae	<i>Sybistroma obscurellum</i>	2		1		2	*			
Sphaeroceridae	<i>Terrilimosina schmitzi</i>	2			2	3	*			
Araneae	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	1	4	2			*			
Araneae	<i>Micrargus herbigradus</i>	1		7		3		*		
Araneae	<i>Oedothorax agrestis</i>	1			28				*	
Dolichopodidae	<i>Dolichopus signatus</i>	1			5		*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus metallicus</i>		11	6	8	1	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus unguatus</i>		11		2	3		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus plumipes</i>		8	1	6			*		
Sphaeroceridae	<i>Opalimosina liliputana</i>		6					*		
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus curvipes</i>		4	1	14	4		*		
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus cupreus</i>		4		1		*			
Dolichopodidae	<i>Rhaphium crassipes</i>		2		4	1	*			
Dolichopodidae	<i>Diaphorus oculatus</i>			2	1	13	*			
Aantal soorten	41	33	33	30	34	30	21	15	4	1

3.3.5.1.4. Vrieselhof (Oelegem)

Het provinciaal domein Vrieselhof is enkele kilometer ten noorden van het Muizenbos gelegen. Op deze plaats werden drie situaties vergeleken: een populierenaanplanting zonder onderetage (V zonder), een met een onderetage van Zwarte els (V zwarte els) en een met een onderetage van wilg (V wilg). De ligging van de proefvlakken is weergegeven in Fig. 3.20.



Fig. 3.20 Ligging van de proefvlakken in het Vrieselhof (Oelegem).

In de onderzochte bosbestanden in het Vrieselhof varieert de bodemtextuur tussen licht zand (S) en zandleem (L) (Tabel 3.8). De bodem bevat er veen, waardoor het gehalte aan organisch materiaal in de bovenste horizont vrij hoog is. De bodem is nat tot zeer nat en matig voedselrijk tot voedselrijk, en vormt een natuurlijke standplaats van het Gewoon Elzenbroekbos. Karakteristieke plantensoorten voor dit bostype zijn *Carex acutiformis*, *Phragmites australis*, *Carex paniculata* en *Carex elongata* (Durwael et al. 2000). Ook *Urtica dioica*, *Solanum dulcamara*, *Rubus fruticosus* en *Dryopteris carthusiana* zijn veel voorkomende soorten.

Wanneer de vegetatiestructuur en -soortensamenstelling van de drie bosbestanden vergeleken wordt, dan valt dadelijk op dat er vrij grote verschillen zijn. De struiklaag van het populierenbestand met onderetage van Zwarte els is vrij dicht en homogeen, waardoor er

weinig licht op de bodem valt (Tabel 3.9). Het proefvlak zonder onderetage is uiteraard veel opener, terwijl het proefvlak met een ijle onderetage van wilg plaatselijk zeer dicht gesloten is, maar toch een aantal open plekken bevat. Hierdoor is het aantal en de frequentie van lichtminnende soorten in het proefvlak met Zwarte els veel lager dan in het bestand zonder onderetage en het proefvlak met een onderetage van wilg (Tabel 3.15). Bovendien komt in het proefvlak met Zwarte els een veel hogere rijkdom aan typische bosplanten voor (*Carex elongata*, *Carex remota*, *Cardamine flexuosa*,...), terwijl ook het aandeel van de bossoorten in de totale bedekking beduidend hoger is (Tabel 3.9). Vooral in het proefvlak zonder onderetage en plaatselijk ook in het proefvlak met wilg komt daarentegen een sterke dominantie van lichtminnende ruigtekruiden tot uiting (*Urtica dioica*, *Rubus fruticosus*, *Poa trivialis*, *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Galium aparine*, *Galeopsis tetrahit*,...). Dit wijst duidelijk in de richting van een lichteffect, vermits de drie percelen qua bodemeigenschappen sterk vergelijkbaar zijn, op een hoger gehalte aan plantopneembaar fosfaat in het bestand met zwarte els na (Tabel 3.8).

Ook in het Vrieselhof zijn er dus aanwijzingen dat de aanwezigheid van een dichte onderetage een positief effect heeft op de ontwikkeling van een bosvegetatie in populierenbossen.

In totaal werden 924 exemplaren behorende tot 55 soorten geïdentificeerd voor het Vrieselhof. Van 28 soorten werden minder dan 5 exemplaren verzameld en werden dus niet in de verdere analyses weerhouden (Bijlage 12). 17 van de 27 bodemfaunasoorten verzameld in het Vrieselhof zijn bossoorten of soorten met een preferentie voor schaduwrijke biotopen (Tabel 3.16). Samen met de Eurytope soorten, dus soorten die naast bos ook in andere habitattypes voorkomen, stijgt dit aantal tot 22 (88% van de soorten). 3 (12%) soorten zijn kenmerkend voor open vegetaties. Twee daarvan, *Rhaphium fasciatum* (een soort van rietmoerassen) en *Gymnopternus aerosus* (een soort van heide en venen) komen alleen of voornamelijk voor in de bosplot zonder ondergroei. De derde soort *Dolichopus urbanus* (een moerassoort) werd in alle drie de plots aangetroffen.

Voor de aangetroffen soorten is er geen verschil op te merken voor de drie plots. In elke plot werden 20 soorten gevangen (Tabel 3.15). Het aantal bossoorten is respectievelijk 14 (70%) voor de bosplot zonder ondergroei, 14 (70%) voor de plot met ondergroei van zwarte els en 15 (75%) voor ondergroei van wilg. Het grootste aantal (387) van de 900 individuen verzameld in het Vrieselhof werden gevangen in de plot met ondergroei van wilgen, waarvan 90% (349 exemplaren) behoorden tot een bossoort. Voor het bestand zonder ondergroei was dit 269 exemplaren (219, of 81% van de bossoorten), voor de plot met ondergroei van zwarte els 244 exemplaren (201, of 82% van de bossoorten).

Tabel 3.15 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het Vrieselhof, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	V zonder	V zwarte els	V wilg	S	I	L
<i>Phragmites australis</i>	100	17	42			*
<i>Galium aparine</i>	100		92		*	
<i>Rubus fruticosus</i>	92	67	100		*	
<i>Urtica dioica</i>	75	67	100			*
<i>Adoxa moschatellina</i>	67	50	58	*		
<i>Athyrium filix-femina</i>	67	50		*		
<i>Humulus lupulus</i>	58	33	17			*
<i>Poa trivialis</i>	50	92	8			*
<i>Galeopsis tetrahit</i>	50	17	67		*	
<i>Cirsium vulgare</i>	33		8			*
<i>Angelica sylvestris</i>	25	33	17			*
<i>Circaea lutetiana</i>	17	75	17	*		
<i>Symphytum officinalis</i>	17					*
<i>Moehringia trinervis</i>	8	42	8	*		
<i>Poa annua</i>	8		33			*
<i>Lysimachia vulgaris</i>	8					*
<i>Stachys sylvatica</i>	8			*		
<i>Melandrium dioicum</i>		42	8		*	
<i>Carex elongata</i>		42		*		
<i>Calystegia sepium</i>		33	8			*
<i>Glechoma hederacea</i>		25	67		*	
<i>Geum urbanum</i>		25	8		*	
<i>Phalaris arundinacea</i>		25	8			*
<i>Ranunculus ficaria</i>		25	8		*	
<i>Filipendula ulmaria</i>		17	8			*
<i>Cardamine flexuosa</i>		17			*	
<i>Callitriche spp</i>		8				*
<i>Carex acutiformis</i>		8			*	
<i>Carex remota</i>		8		*		
<i>Dryopteris dilatata</i>		8		*		
<i>Equisetum arvense</i>		8				*
<i>Iris pseudacorus</i>		8				*
<i>Juncus effusus</i>		8				*
<i>Lycopus europaeus</i>		8				*
<i>Poa spp</i>		8				*
<i>Ribes rubrum</i>		8			*	
<i>Arrhenaterium elatius</i>			8			*
<i>Dactylis glomerata</i>			8			*
<i>Holcus lanatus</i>			8			*
<i>Myosoton aquaticum</i>			8			*
<i>Poa compressa</i>			8			*
<i>Stellaria media</i>			8			*

Tabel 3.16 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Vrieselhof, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	V zonder	V zwarte els	V wilg	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	103	105	195	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	11	52	43	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus urbanus</i>	29	32	16			*	
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus metallicus</i>	33	10	3	*			
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	21	4	9	*			
Dolichopodidae	<i>Diaphorus oculus</i>	9	6	18	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus nigricornis</i>	7	4	14	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	2	6	14	*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus brevicornis</i>			18	*			
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	3	2	13				*
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	11	1	5	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia parapusio</i>	2		12	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	3	1	8		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus pennatus</i>	7	3		*			
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>		1	8	*			
Sphaeroceridae	<i>Terrilimosina schmitzi</i>	2	5	2	*			
Araneae	<i>Diplocephalus latifrons</i>		2	7		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus signatus</i>	7	1		*			
Araneae	<i>Dicymbium tibiale</i>		5	3		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus unguatus</i>	7				*		
Dolichopodidae	<i>Rhaphium fasciatum</i>	5	2				*	
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus curvipes</i>	1	1	4		*		
Sphaeroceridae	<i>Copromyza stercoraria</i>	4	2					*
Dolichopodidae	<i>Anepsiomyia flaviventris</i>	3	1	1	*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus aerosus</i>	5					*	
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia nitida</i>			5	*			
Araneae	<i>Pirata hygrophilus</i>	1	2	2	*			
Aantal soorten	27	22	22	21	17	5	3	2

3.3.5.1.5. Zevenbergen (Ranst)

Het oud kloosterdomein Zevenbergen is gelegen te Ranst en grenst in het oosten aan het bosreservaat Muizenbos (Fig. 3.21). Hier konden twee situaties vergeleken worden: een populierenaanplanting met een gevarieerde struiklaag van olm, Vlier, Hazelaar, Gewone es, Zwarte els en Rode kornoelje (Z gemengd) en een grote open plek in hetzelfde populierenbestand, waar een zeer spaarzame onderetage van hoofdzakelijk Vlier voorkomt (Z zonder). De ligging van de proefvlakken is weergegeven in Fig. 3.18.

De proeflocatie in Zevenbergen is qua bodemeigenschappen vrij goed vergelijkbaar met het kalkrijke deel van het Muizenbos. De textuur is zandleem (L), maar het leemgehalte is nog een paar procenten hoger dan gemeten in het referentieproefvlak met oud bos in Muizenbos. Ook het calciumgehalte en de pH zijn iets hoger, net als het stikstof- en fosfaatgehalte. Het natuurlijk bostype op deze standplaats is dus eveneens het Elzen-Essenbos (ook Elzen-Vogelkersbos genoemd), gekenmerkt door een rijke bosflora (zie hoger).

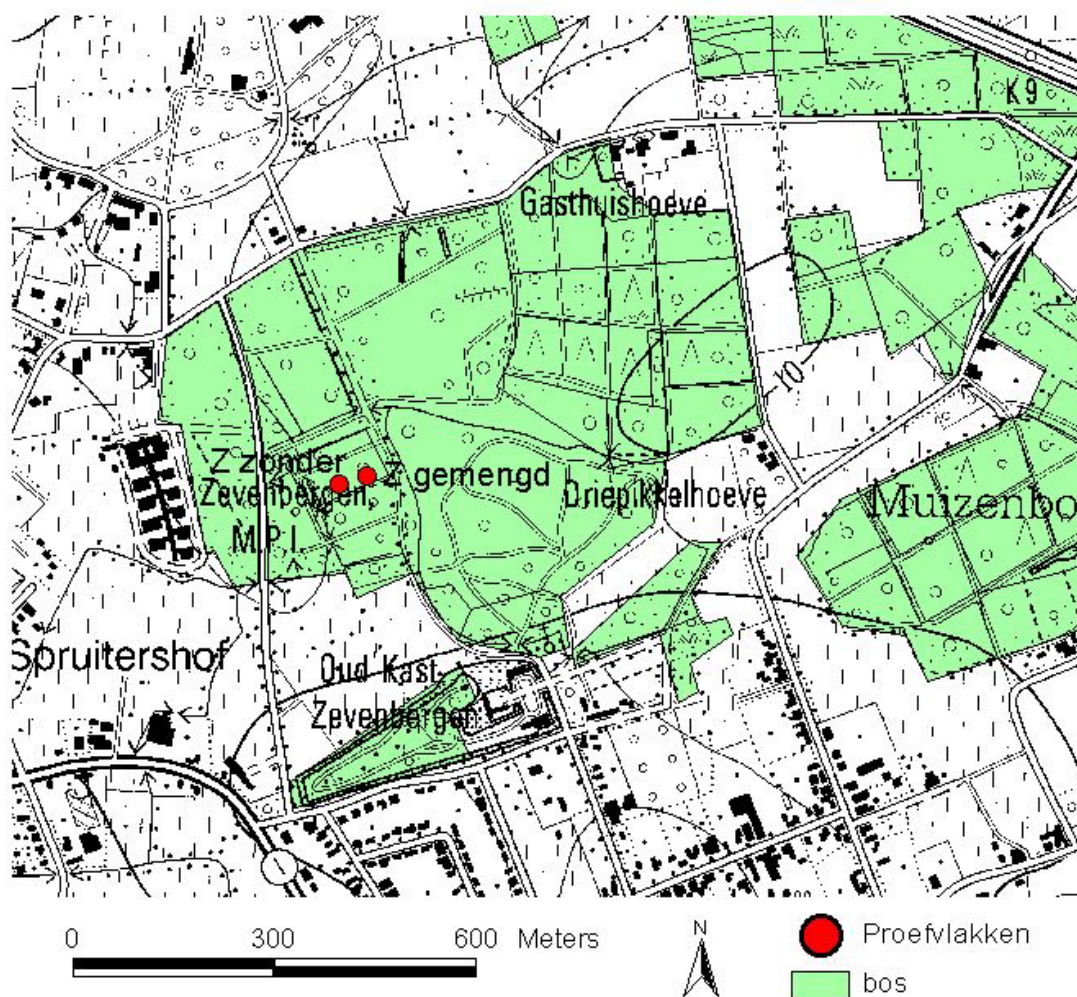


Fig. 3.21 Ligging van de proefvlakken in het kloosterdomein Zevenbergen (Ranst).

De goede vergelijkbaarheid van de standplaats in beide proefvlakken en hun identieke voorgeschiedenis (zelfde bosbestand) maakt dat verschillen in vegetatiestructuur en -soortensamenstelling naar alle waarschijnlijkheid te maken hebben met verschillen in de bosstructuur, meer bepaald in densiteit van de onderetage. Hier zijn de verschillen eerder beperkt. Ter hoogte van de open plek (Z zonder) is de lichtinval een paar procenten hoger (Tabel 3.9), wat resulteert in een iets hogere bedekking van de kruidlaag, die voornamelijk ligt in een sterkere dominantie van lichtminnende kruiden (*Galium aparine*, *Urtica dioica* en *Myosotis scorpioides*). De fosfaatconcentratie in de bodem is relatief laag, wat een verklaring kan zijn voor het feit dat de ruigtekruiden zich niet echt massaal uitbreiden. Anderzijds zijn er slechts geringe verschillen merkbaar tussen beide proefvlakken voor wat betreft de bedekking en soortenrijkdom van de bossoorten (Tabel 3.9 en 3.17): het aandeel bossoorten is iets kleiner ter hoogte van het proefvlak zonder onderetage. Mogelijk komt dit door de vrij kleine oppervlakte van de open plek (ca. 20 × 30 m), waardoor de randbomen nog voor relatief veel schaduw zorgen, en bosplanten zich toch nog goed kunnen handhaven.

Hier is dus slechts een beperkt positief effect van de aanwezigheid van een onderetage op de bosvegetatie merkbaar, wat mogelijk te wijten is aan de beperkte oppervlakte van de open plek.

In Zevenbergen werden 1482 exemplaren behorende tot 72 soorten geïdentificeerd. Daarvan waren er 40 met minder dan 5 specimen (Bijlage 12). Onder de resterende 32 bodemfaunasoorten bevinden zich 14 bossoorten (44 %), of soorten die preferentieel voorkomen in een schaduwrijke omgeving (Tabel 3.18). Slechts drie soorten komen eerder voor in open habitats, namelijk de slankpootvliegen *Dolichopus subpennatus* en *Hercostomus parvilamellatus* en de springstaart *Sminthurinus aureus*. Beide slankpootvliegsoorten zijn soorten van moerassen. De eerste werd vooral aangetroffen in de open plek, terwijl de andere in grotere aantallen gevangen werd onder de gemengde ondergroei. De springstaart werd in beide plots gevangen, maar de aantallen waren wel beduidend hoger in de plot zonder ondergroei.

Het grootste aantal bossoorten (13 soorten, 46 %) werd aangetroffen in de vallen onder de gemengde ondergroei (Tabel 3.17). Voor de vallen in de plot zonder ondergroei waren er dat slechts 10 (40%). De plot met de gemengde ondergroei had ook een lichtjes groter aantal soorten in totaal (28) dan de plot zonder ondergroei (25). Voor het aantal exemplaren lag de balans andersom. Hier werd het grootste aantal specimen (889) en specimen behorende tot bossoorten (517, of 58 %) gevangen in de plot zonder ondergroei. Voor de andere plot met ondergroei was dat respectievelijk 474 en 232 (49 %).

Tabel 3.17 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het kloosterdomein Zevenbergen, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	Z gemengd	Z zonder	S	I	L
<i>Circaea lutetiana</i>	92	83	*		
<i>Anemone nemorosa</i>	92	67	*		
<i>Adoxa moschatellina</i>	92	42	*		
<i>Ranunculus ficaria</i>	83	58		*	
<i>Glechoma hederacea</i>	83	50		*	
<i>Urtica dioica</i>	75	100			*
<i>Cardamine flexuosa</i>	50	75		*	
<i>Athyrium filix-femina</i>	50	67	*		
<i>Galium aparine</i>	8	50		*	
<i>Ribes rubrum</i>	8	42		*	
<i>Paris quadrifolia</i>	8	25	*		
<i>Arum maculatum</i>	8		*		
<i>Geum urbanum</i>	8			*	
<i>Mentha aquatica</i>		33			*
<i>Cardamine pratensis</i>		8			*
<i>Primula elatior</i>		8		*	

Tabel 3.18 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het kloosterdomein Zevenbergen, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	Z gemengd	Z zonder	B	E	N	O
Collembola	<i>Isotomurus unifasciatus</i>	112	25		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	57	371	*			
Collembola	<i>Sminthurinus aureus</i>	40	151			*	
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	36	79	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	33			*		
Dolichopodidae	<i>Hercostomus parvilamellatus</i>	28	2			*	
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	25		*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	21	20	*			
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	18	7				*
Collembola	<i>Tomocerus vulgaris</i>	17	13	*			
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus metallicus</i>	13	13	*			
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia fimetaria</i>	13		*			
Dolichopodidae	<i>Hercostomus nigrilamellatus</i>	12		*			
Sphaeroceridae	<i>Minilimosina fungicola</i>	11	3		*		
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	11		*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	9	8	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia parapusio</i>	9	4	*			
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus curvipes</i>	7	6		*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia rufilabris</i>	6	2	*			
Sphaeroceridae	<i>Copromyza stercoraria</i>	5	13				*
Sphaeroceridae	<i>Leptocera fontinalis</i>	3	2	*			
Araneae	<i>Diplostyla concolor</i>	3	2		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus plumipes</i>	2	102		*		
Collembola	<i>Isotoma intermedia</i>	2	14		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus unguatus</i>	2	9		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus subpennatus</i>	1	12			*	
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus scambus</i>	1	4		*		
Collembola	<i>Isotomurus plumosus</i>		24		*		
Dolichopodidae	<i>Sympycnus desoutteri</i>		8		*		
Araneae	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>		5	*			
Collembola	<i>Ceratophysella denticulata</i>		5		*		
Collembola	<i>Sphaeridia pumilis</i>		5		*		
Aantal soorten	32	27	27	14	13	3	2

3.3.5.1.6. Dijlevallei

In de Dijlevallei werden 4 situaties met elkaar vergeleken: onderetage van Hazelaar (D hazelaar), onderetage van meidoorn (D meidoorn), onderetage van Zwarte els (D zwarte els), geen onderetage (D zonder). De bestanden met Hazelaar en meidoorn liggen bij elkaar in de buurt van het kasteel van Neerijse, de andere twee bestanden liggen ongeveer 500 m zuidelijker. De ligging van de proefvlakken is weergegeven in Fig. 3.22.

De verschillende ligging heeft wel tot gevolg dat er vrij grote bodemkundige verschillen bestaan tussen de eerste twee proefvlakken en de laatste twee. Uit de bodemanalyses blijkt dat de proefvlakken met Hazelaar en meidoorn een zandleem-textuur (L) hebben, terwijl de proefvlakken met Zwarte els en zonder onderetage een kleibodem (E) hebben (Tabel 3.8). Ter hoogte van de laatste twee is de bodem ook natter en rijker aan calcium en stikstof. Het natuurlijke bostype is evenwel overal het Elzen-Essenbos (ook Elzen-Vogelkersbos of *Alno-Padion* genoemd).

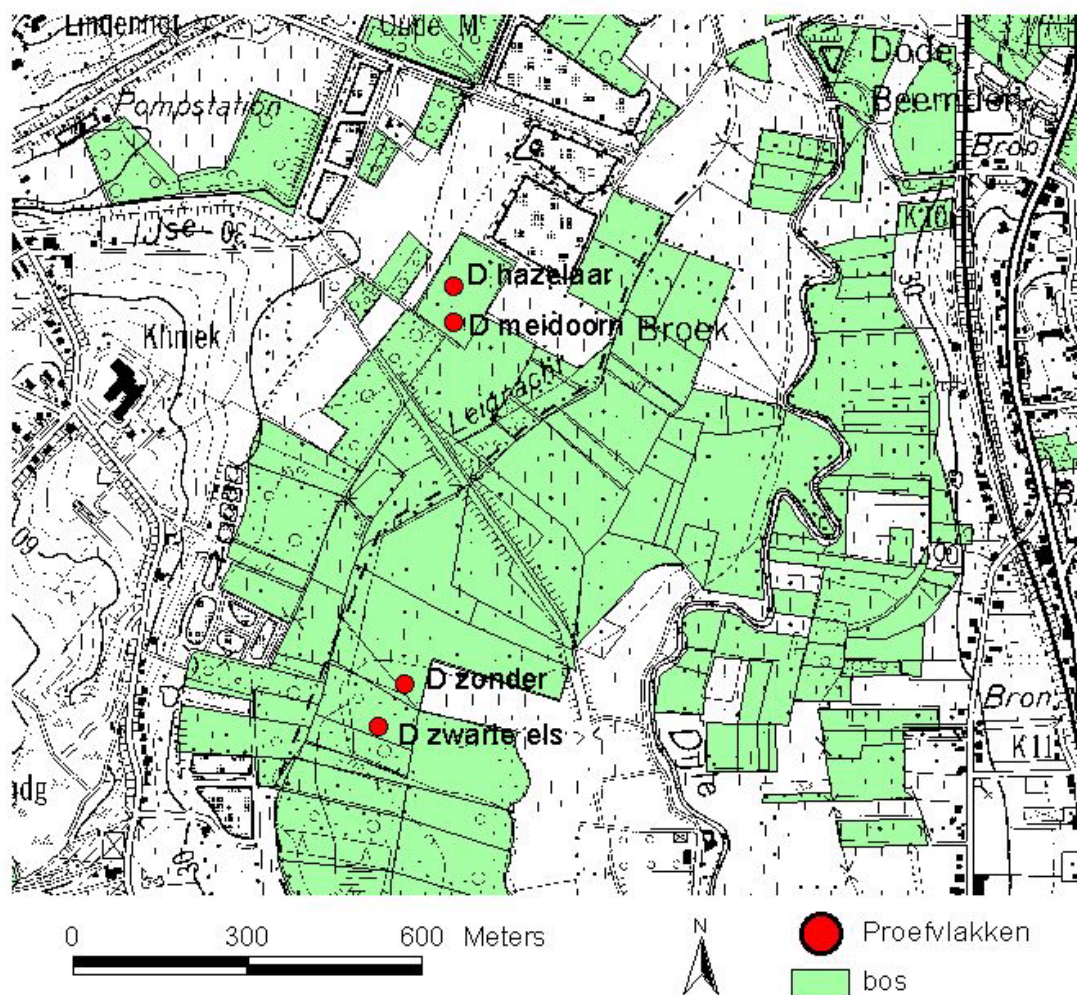


Fig. 3.22 Ligging van de proefvlakken in de Dijlevallei.

Bij vergelijking van de bedekking van de kruidlaag in de bestanden valt duidelijk op dat onder Hazelaar en meidoorn een veel geringere totale bedekking voorkomt dan onder Zwarte els en onder het proefvlak zonder onderetage (Tabel 3.9). Dit houdt zeker verband met de dichtheid van de struiklaag en de daaraan gekoppelde intensiteit van de lichtinval: de struiklaag van meidoorn en Hazelaar is zeer dicht, waardoor slechts 0,8 % van de totale instraling de bodem bereikt. Het aantal lichtminnende soorten is bijgevolg in beide proefvlakken gering en ze zijn telkens beperkt tot enkele lichtrijkere plekken in het bestand. De ijlere onderetage van Zwarte els en vooral het proefvlak zonder onderetage zijn daarentegen voldoende transparant (resp. 5,6 % en 24,5 % lichtdoorval) om een weelderige groei van lichtminnende soorten (*Urtica dioica*, *Poa trivialis*, *Galium aparine*,...) over de ganse oppervlakte toe te laten. Per proefcirkel werd in de proefvlakken met Zwarte els en zonder onderetage dan ook een beduidend groter aantal lichtminnende soorten genoteerd (Tabel 3.9 en 3.19).

Tabel 3.19 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in de Dijlevallei, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	D hazelaar	D meidoorn	D zwarte els	D zonder	S	I	L
<i>Glechoma hederacea</i>	75	92	67	8		*	
<i>Circaea lutetiana</i>	75	25			*		
<i>Urtica dioica</i>	50	8	100	100			*
<i>Lamium galeobdolon</i>	50				*		
<i>Hedera helix</i>	17	33			*		
<i>Geum urbanum</i>	17	8	75	50		*	
<i>Listera ovata</i>	17				*		
<i>Poa annua</i>	8		33	8			*
<i>Poa trivialis</i>	8		33	8			*
<i>Paris quadrifolia</i>	8				*		
<i>Primula elatior</i>	8					*	
<i>Scrophularia nodosa</i>	8					*	
<i>Galeopsis tetrahit</i>		17	8			*	
<i>Geranium robertianum</i>			92	17		*	
<i>Galium aparine</i>			83	50		*	
<i>Melandrium dioicum</i>			83	75		*	
<i>Stachys sylvatica</i>			17		*		
<i>Angelica sylvestris</i>			8				*
<i>Chaerophyllum temulum</i>			8			*	
<i>Heracleum sphondylium</i>			8				*
<i>Rubus fruticosus</i>			8			*	
<i>Cirsium oleraceum</i>				92		*	
<i>Rubus caesius</i>				58		*	
<i>Filipendula ulmaria</i>				50			*
<i>Aegopodium podagraria</i>				17		*	
<i>Equisetum palustre</i>				17			*
<i>Phalaris arundinacea</i>				17			*
<i>Symphytum officinalis</i>				17			*
<i>Alliaria petiolata</i>				8		*	
<i>Alopecurus pratensis</i>				8			*
<i>Epilobium spp</i>				8			*
<i>Glyceria maxima</i>				8			*
<i>Iris pseudacorus</i>				8			*
<i>Juncus effusus</i>				8			*
<i>Rumex obtusifolius</i>				8			*
<i>Valeriana repens</i>				8			*

Tabel 3.20 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in de Dijlevallei, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	D hazelaar	D meidoorn	D zwarte els	D zonder	B	E	N	O
Collembola	<i>Isotomurus palustris</i>	392	231	351	85		*		
Collembola	<i>Sminthurinus aureus</i>	138	133	104	98			*	
Collembola	<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	86	146		6		*		
Collembola	<i>Isotomurus plumosus</i>	86	77	342	95				*
Collembola	<i>Tomocerus minor</i>	53	32	33	11		*		
Collembola	<i>Pogonognathellus flavescens</i>	42	32	10	10	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	42	24	6	18	*			
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	28	29			*			
Collembola	<i>Orchesella villosa</i>	20	18			*			
Collembola	<i>Isotoma tigrina</i>	15		6	8		*		
Collembola	<i>Orchesella cincta</i>	10	15				*		
Collembola	<i>Dicyrtomina minuta</i>	9	11	1		*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	9	3	1	3	*			
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	7	12	1	2				*
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	7	8			*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus plumipes</i>	6	3				*		
Dolichopodidae	<i>Rhaphium crassipes</i>	5				*			
Dolichopodidae	<i>Hercostomus pilifer</i>	5				*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	4	10			*			
Collembola	<i>Isotoma viridis</i>	4	5	2	4			*	
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	4	5		1		*		
Collembola	<i>Allacma fusca</i>	2	9			*			
Dolichopodidae	<i>Neurigona quadrifasciata</i>	2	4			*			
Dolichopodidae	<i>Sybistroma obscurellum</i>	2			7	*			
Collembola	<i>Entomobrya nivalis</i>		9	2	3	*			
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>			7	1	*			
Dolichopodidae	<i>Hercostomus nanus</i>			2	5			*	
Collembola	<i>Deuterosminthurus flavus</i>			1	2	*			
Collembola	<i>Sphaeridia pumilis</i>				5		*		
Aantal soorten	29	24	21	15	18	16	8	3	2

Voor wat het aantal en de bedekking van bossoorten betreft zijn de verschillen tussen de proefvlakken eerder beperkt. Alleen het proefvlak met meidoorn scoort minder hoog dan de rest, wat te wijten kan zijn aan een lagere pH (Tabel 3.9). De pH-CaCl₂ bedraagt 4,17 wat mogelijk al te laag is voor soorten als *Paris quadrifolia*, *Arum maculatum*, *Listera ovata* en *Primula elatior*, die wel in het nabijgelegen proefvlak met Hazelaar voorkomen (pH-CaCl₂ 5,62). Of het verschil in pH te wijten is aan natuurlijke variatie in bodemeigenschappen, dan wel aan een boomsoorteneffect valt niet dadelijk uit te maken. Vast staat dat deze oud-bossoorten, die typisch zijn voor het *Alno-padion*, afkomstig zijn van een fragmentje oud bos of de overblijfselen van een oude houtkant die tussen beide proefvlakken is gelegen, getuige enkele oude zomereiken. Toch komen in de proefvlakken met Zwarte els en zonder onderetage een aantal intermediaire soorten voor, die eerder typisch zijn voor jonge alluviale bossen (*Geranium robertianum*, *Alliaria petiolata*, *Cirsium oleraceum*, *Melandrium dioicum*, *Rubus caesius*,...). Op deze plaats komen geen relictsoorten van oud bos voor. De verschillen in soortensamenstelling van de bosflora tussen D hazelaar en D meidoorn enerzijds en D zwarte els en D zonder anderzijds, hebben dus wellicht veeleer te maken met een verschil in historiek en met afwijkende milieucondities (bodem met een hoger kleigehalte en het vroeger voorkomen van frequente overstromingen) dan met een boomsoorteneffect. Opgemerkt dient ook dat het bos ter hoogte van het proefvlak met onderetage van Zwarte els mogelijk al enkele

tientallen jaren ouder is dan het proefvlak zonder onderetage, dat pas zeer recent werd bebost (na 1980). Dit blijkt echter niet meteen uit de soortensamenstelling: beide proefvlakken bevatten nauwelijks oud-bosplanten, behalve *Stachys sylvatica* die alleen in het proefvlak met Zwarte els werd aangetroffen.

Ook in de Dijlevallei werd dus vastgesteld dat een onderetage de exponentiële groei van ruigtekruiden kan tegengaan.

In totaal werden 3067 exemplaren geïdentificeerd van 57 soorten voor de plots van de Dijlevallei. Daarvan werden voor 29 soorten minder dan 5 exemplaren gevangen (Bijlage 12). 16 van de 29 resterende bodemfaunasoorten die verzameld werden in de Dijlevallei zijn bossoorten (Tabel 3.20). Met eurytope soorten er bij komen we op 24 soorten. Slechts 3 soorten zijn kenmerkend voor open habitats. De springstaart *Isotoma viridis*, een soort van vochtige weilanden werd in lage aantallen aangetroffen in alle vier de bosplots. De tweede, de slankpootvlieg *Hercostomus nanus*, is een moerassoort. Deze laatste werd alleen aangetroffen in de plots zonder ondergroei en deze met ondergroei van zwarte els. De derde, de springstaart *Sminthurinus aureus* werd in alle vier de plots verzameld. In tegenstelling tot de andere bossen is het aantal verzamelde exemplaren behorende tot bossoorten zeer laag. Slechts 17 % van de 2401 verzamelde individuen behoorde tot bossoorten, daar waar dit voor de andere bossen varieerde tussen 48 % en 89 %. Het overgrote deel (63 %) wordt ingenomen door de eurytope soorten zodat ook hier het aandeel van niet-bossoorten laag is (21%).

Net zoals bij de vegetatie is er een duidelijk verschil tussen de plots D hazelaar D meidoorn enerzijds en D zonder, D zwarte els anderzijds. Het totaal aantal soorten (23-20 versus 14-17) en zeker het aantal bossoorten (13-11 versus 7-8) liggen beduidend hoger in de eerste groep. Proportioneel is het verschil iets kleiner. Voor D hazelaar en D meidoorn zijn respectievelijk 57 % en 55 % bossoorten. Voor D zwarte els bedraagt dit 50 % terwijl het laagste percentage (47 %) werd gevonden in de bosplot zonder ondergroei.

Qua individuen werd het laagst aantal behorende tot bossoorten gevonden in de plot met ondergroei van zwarte els (37 individuen, 7 %). Voor de andere drie plots is dit 20% (D hazelaar 167 ind., D meidoorn 137 ind., D zonder 62 ind.).

3.3.5.1.7. Wachtebeke

In het provinciaal domein Puyenbroek te Wachtebeke werden twee populierenbossen bestudeerd: een zonder onderetage (W zonder) en een met een vrij dichte onderetage van Vlier (W vlier). De ligging van de proefvlakken is weergegeven in Fig. 3.23.

De bestanden grenzen aaneen en zijn qua bodemeigenschappen goed vergelijkbaar. Beide hebben een kalkrijke (W zonder) tot zeer kalkrijke (W vlier) zandleembodem, wat resulteert in een bijna neutrale pH (Tabel 3.8). Dit wordt verklaard doordat het gebied in de Moervaartvallei is gelegen, een gebied waar plaatselijk massaal moeraskalk voorkomt, die werd afgezet tijdens het Atlanticum (11.000 – 12.000 jaar geleden). Deze moeraskalk ('gyttja') vormt een tot 30 cm dikke laag, die voorkomt op een variabele diepte en hier en daar zelfs dagzoomt. Vroeger kwam hier ook veen voor, wat het hoog gehalte aan organisch materiaal in de bodem verklaart (Tabel 5.8). Het natuurlijke bostype op deze standplaats is het Elzenbroekbos.

De lichtinval in het bestand zonder onderetage is duidelijk hoger dan in het bestand met Vlier en dit komt tot expressie als een zeer dichte en hoge brandnetelvegetatie, met *Glechoma hederacea* en *Galium aparine*, maar waarin toch hier en daar al wat *Circaea lutetiana* te vinden is (Tabel 3.9 en 3.21). In het proefvlak met vlier echter komt *Circaea lutetiana* massaal voor, terwijl de brandnetels een spaarzame bedekking hebben en onder de plaatselijk dichte vlierstruiken zelfs geheel ontbreken (Tabel 3.15). Ook *Geum urbanum* en *Moehringia trinerva* zijn talrijker in het bestand met een onderetage van Vlier.



Fig. 3.23 Ligging van de proefvlakken in Wachtebeke.

Tabel 3.21 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in Wachtebeke, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	W zonder	W vlier	S	I	L
<i>Glechoma hederacea</i>	100	92		*	
<i>Galium aparine</i>	100	33		*	
<i>Urtica dioica</i>	100	33			*
<i>Circaea lutetiana</i>	33	75	*		
<i>Geum urbanum</i>	8	42		*	
<i>Moehringia trinerva</i>	8	33	*		
<i>Adoxa moschatellina</i>	8		*		
<i>Ranunculus repens</i>	8				*
<i>Rubus caesius</i>		17		*	
<i>Symphytum officinalis</i>		17			*
<i>Filipendula ulmaria</i>		8			*

Tabel 3.22 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Wachtebeke, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	W zonder	W vlier	B	E	N	O
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	61	8	*			
Dolichopodidae	<i>Campsicnemus curvipes</i>	34			*		
Araneae	<i>Erigone atra</i>	27			*		
Araneae	<i>Oedothorax fuscus</i>	23				*	
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	13			*		
Sphaeroceridae	<i>Spelobia palmata</i>	10	19	*			
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	9	9	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	7			*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	5	3	*			
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	5	3				*
Collembola	<i>Tomocerus minor</i>	588	27		*		
Collembola	<i>Isotomurus prasinus</i>	502				*	
Collembola	<i>Pogonognathellus flavescens</i>	164	3	*			
Collembola	<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	132	1		*		
Collembola	<i>Orchesella villosa</i>	38	1	*			
Collembola	<i>Desoria tigrina</i>	36				*	
Collembola	<i>Ceratophysella denticulata</i>	13			*		
Collembola	<i>Isotomurus palustris</i>	10	3		*		
Collembola	<i>Orchesella cincta</i>	5	2		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus plumipes</i>	5			*		
Dolichopodidae	<i>Gymnopternus celer</i>	5			*		
Aantal soorten	21	21	11	5	11	3	1

Ook hier kunnen we dus spreken van een duidelijk positief effect van een aanwezige onderetage op de ontwikkeling van de bosvegetatie.

In totaal werden in Wachtebeke 1849 specimen geïdentificeerd die behoren tot 68 soorten. Van 47 soorten werden minder dan 5 exemplaren verzameld en werden dus niet in de verdere analyses weerhouden (Bijlage 12).

Slechts 5 van de 21 (24 %) van de soorten die in Wachtebeke voorkomen worden in de literatuur omschreven als bossoorten of soorten die een schaduwrijke omgeving verkiezen (Tabel. 3.22). Met de 11 eurytope soorten, dus soorten die naast bos ook in andere habitats voorkomen geeft dit 52 %. Er werden drie soorten gevonden die typisch zijn voor open habitats. Alle drie werden alleen aangetroffen in de plot zonder ondergroei. Beide plots herbergen 6 bossoorten. In percentage uitgedrukt geeft dit echter een groot verschil tussen de plots. Voor de plot zonder ondergroei bedraagt dit slechts 30 %. Voor de ondergroeiplot loopt dit op tot 60 %. Dit wordt verklaard door de aanwezigheid van bijna 3 maal zoveel generalisten in de plot zonder ondergroei.

Als we naar het aantal verzamelde individuen kijken dan blijkt slechts 19 % van de 1763 exemplaren te behoren tot bossoorten. Praktisch de helft (49 %) van het aantal specimen behoort tot eurytope soorten. Praktisch al het verzamelde materiaal is afkomstig van de plot zonder ondergroei. Hier werden namelijk 1687 specimen (17 % bossoorten) verzameld tegen slechts 76 exemplaren (57 % bossoorten) voor de plot met ondergroei.

3.3.5.2. Analytisch luik

Uit het voorgaande blijkt dat in bijna alle onderzochte gebieden een positief effect van een onderetage op de bosvegetatie is vast te stellen, doordat lichtminnende soorten worden onderdrukt en schaduwminnende bossoorten minder concurrentie ondervinden. Er werd getracht deze vaststelling statistisch hard te maken, door de verschillen in soortenrijkdom en soortensamenstelling van populierenbestanden met en zonder onderetage aan te tonen.

Bestanden kunnen alleen met elkaar vergeleken worden indien alle omgevingsvariabelen (historiek, beheer, leeftijd, isolatie,...) identiek zijn. Dit was niet voor alle populierenbestanden in de dataset het geval, zodat een verdere selectie noodzakelijk was. Voor 5 gebieden werden telkens de 2 meest vergelijkbare bestanden geselecteerd, waardoor een dataset van 2×5 gepaarde waarnemingen werd bekomen (Tabel 3.23). In de Dijlevallei zijn de verschillen in bodemtextuur en leeftijd tussen de bestanden te groot om ze met elkaar te kunnen vergelijken. Voor het Muizenbos werd M wilg geselecteerd bij de bestanden zonder onderetage in plaats van M zonder. Dit geeft een betere vergelijkbaarheid omdat beide proefvlakken binnen hetzelfde kadastraal perceel zijn gelegen, terwijl M zonder een lichtjes andere voorgeschiedenis heeft. De onderetage van wilg heeft een zeer geringe bedekking in verhouding tot de onderetage van Gewone esdoorn, zodat de verschillen toch duidelijk genoeg zijn.

Tabel 3.23 Geselecteerde populierenbestanden ter vergelijking van het effect van een onderetage. Voor de codering van de proefvlakken zie Tabel 3.7.

Met onderetage	Zonder onderetage
R esdoorn	R zonder
M esdoorn	M wilg
V zwarte els	V zonder
Z gemengd	Z zonder
W vlier	W zonder

De bedekking van de kruidlaag en de boom- en struiklaag, de lichtinval en de kruidachtige soortenrijkdom voor de drie soortenklassen (bossoorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten) werden aan de hand van een gepaarde t-test vergeleken tussen de populierenbestanden met en zonder onderetage (Tabel 3.24). Vanaf een kritische t-waarde van 2,776 bestaat er een significant verschil bij een significantieniveau van 5 %.

Tabel 3.24 Significante verschillen tussen populierenbossen met en zonder onderetage voor een aantal variabelen. Significantie: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Variabele	t-waarde	Significantie
Bedekking kruidlaag	4,854	**
Bedekking boom- en struiklaag	8,963	***
Instralings	6,860	**
<u>Vegetatie</u>		
Aantal bossoorten (B)	1,000	Ns
Aantal intermediaire soorten (I)	1,833	Ns
Aantal lichtminnende soorten (L)	0,497	Ns
Totaal aantal kruidachtige soorten	1,262	Ns
Gemiddeld aantal bossoorten per proefcirkel (B)	5,281	**
Gemiddeld aantal intermediaire soorten per proefcirkel (I)	0,065	Ns
Gemiddeld aantal lichtminnende soorten per proefcirkel (L)	1,199	Ns
Aandeel bossoorten op het totaal	6,057	**
<u>Bodemongewervelden</u>		
Aantal bossoorten	1,581	Ns
Aantal eurytope soorten	-0,975	Ns
Aantal niet-bossoorten	-0,535	Ns
Totaal aantal soorten	1,882	Ns
Aandeel bossoorten op het totaal	-1,003	Ns

De bedekking van de boom- en struiklaag is uiteraard zeer significant hoger in bossen met een onderetage (Tabel 3.24). Hierdoor is de lichtinval significant lager in bossen met een onderetage. Dit heeft dan weer zijn weerslag op de bedekking van de kruidlaag: in Fig. 3.21, waarin voor de 10 proefvlakken de gemiddelde bedekking van de kruidlaag is uitgezet in functie van de gemiddelde bedekking van de boom- en struiklaag, is ook een min of meer duidelijke trend zichtbaar, waarbij de bedekking van de kruidlaag afneemt bij toenemende bedekking van de boom- en struiklaag. Dit ten gevolge van de afname in bedekking van dominante lichtminnende kruiden zoals braam en Grote brandnetel door afnemende lichtinval. In de proefvlakken zonder onderetage haalt de kruidlaag overal een hoge bedekking ($> 80\%$).

Opgemerkt dient dat Fig. 3.24 tot 3.27 moeten beschouwd worden als de samenvoeging van telkens 5 waarnemingsparen. Zo vormt het Raspaillebos, waar de bedekking van de kruidlaag in alle proefvlakken gemiddeld een stuk lager ligt dan in de andere gebieden, een beetje een outlier, maar dit neemt niet weg dat ook daar dezelfde trend opgaat. De lagere bedekkingen zijn te verklaren doordat het Raspaillebos als eerste vroeg in het jaar werd geïnventariseerd, toen de esdoorns en Tamme kastanjes nog niet geheel in blad stonden, waardoor R2 en R3 in feite een stuk naar rechts moeten liggen in Fig. 3.24.

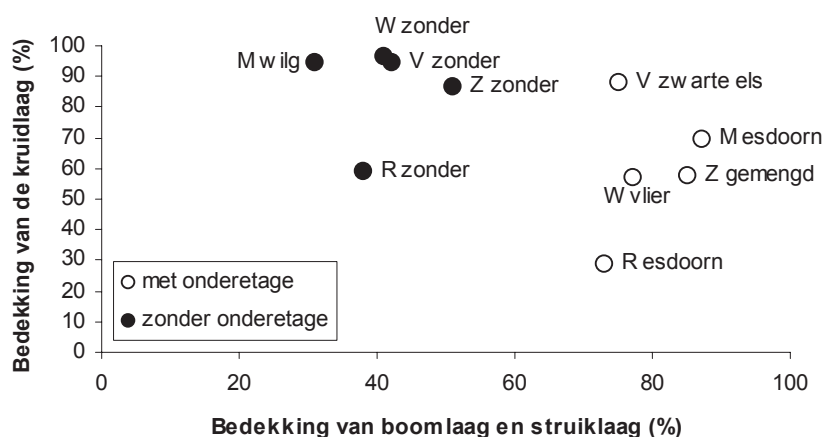


Fig. 3.24 Gemiddelde bedekking van de kruidlaag in functie van de gemiddelde bedekking van boom- en struiklaag voor de bosbestanden met en zonder onderetage. Voor de codering van de proefvlakken zie Tabel 3.7.

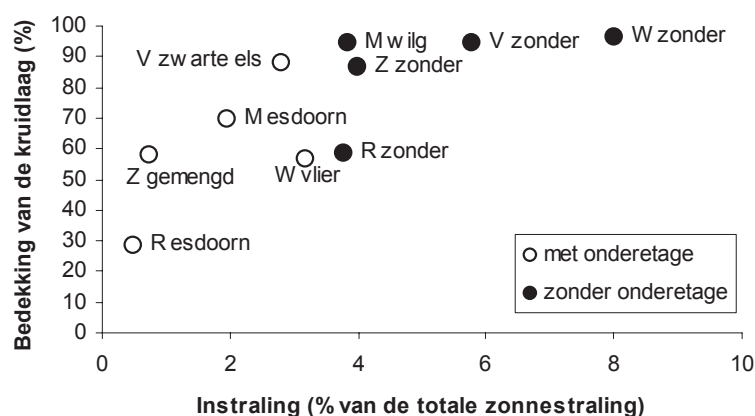


Fig. 3.25 Gemiddelde bedekking van de kruidlaag in functie van de gemiddelde relatieve lichtinval voor de bosbestanden met en zonder onderetage. Voor de codering van de proefvlakken zie Tabel 3.7.

Ten aanzien van de absolute soortenrijkdom, zijnde het totaal aantal soorten van iedere soortengroep dat in elk proefvlak werd aangetroffen, konden geen significante verschillen worden gedetecteerd. Wanneer echter het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel voor elke groep vergeleken wordt, dan blijken de schaduwminnende bossoorten beduidend sterker vertegenwoordigd te zijn in de proefvlakken met een onderetage (Tabel 3.24). Deze trend, omgekeerd aan die in Fig. 3.24 en Fig. 3.25, vertoont zich wanneer het gemiddeld aantal bossoorten per proefvlak wordt uitgezet in functie van de bedekking van boom- en struiklaag (Fig. 3.26) of de gemiddelde relatieve lichtinval (Fig. 3.27). Ook wanneer het aandeel bossoorten op het totaal van de soorten wordt berekend, dan blijken bossoorten significant sterker vertegenwoordigd te zijn in de proefvlakken met een onderetage (Tabel 3.24).

Dit betekent dat het effect van schaduw, geboden door een onderetage, geen aantoonbare invloed heeft op de kolonisatie door bossoorten, maar wel een positieve invloed heeft op de ontwikkeling van de bosvegetatie, eenmaal de soorten zich gevestigd hebben. De vaststelling dat lichtminnende soorten onderdrukt worden door een onderetage kon niet significant worden aangetoond. Vermoedelijk komt dit door de wijze van inventariseren, waarbij gebruik werd gemaakt van aan- en afwezigheden in plaats van bedekkingen.

Opmerking: dezelfde trends konden ook al worden opgemaakt uit de analyse van 184 proefvlakken uit de dataset van de Vlaamse bosinventaris (zie hoofdstuk 2).

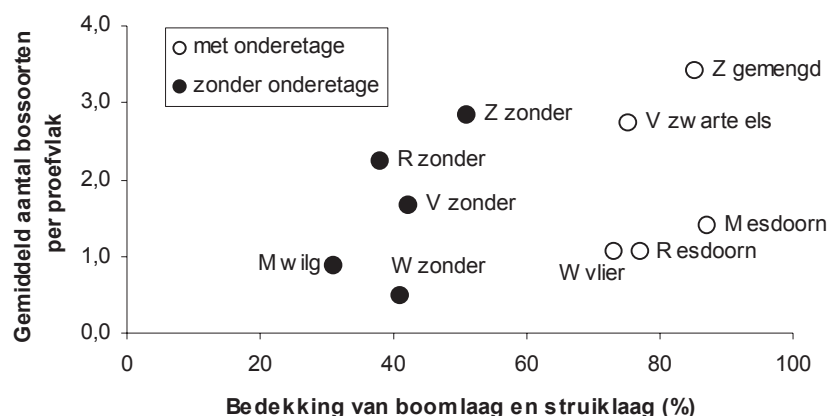


Fig. 3.26 Gemiddeld aantal bossoorten per proefvlak in functie van de gemiddelde bedekking van boom- en struiklaag voor bosbestanden met en zonder onderetage. Voor de codering van de proefvlakken zie Tabel 3.7.

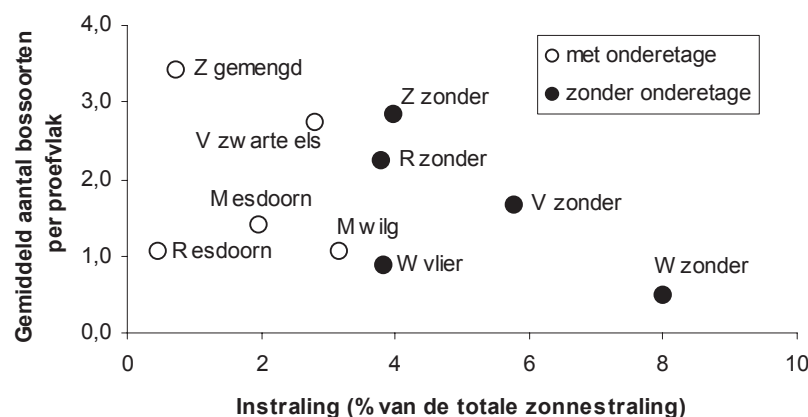


Fig. 3.27 Gemiddeld aantal bossoorten per proefvlak in functie van de gemiddelde relatieve lichtinval voor bosbestanden met en zonder onderetage. Voor de codering van de proefvlakken zie Tabel 3.7.

Voor de bodemfauna werd geen enkel significant verschil gevonden tussen de proefvlakken met en zonder ondergroei voor de verschillende diversiteitsparameters. Wat opvalt bij de bodemfauna is dat het aandeel aan bodemsoorten in de totale biodiversiteit praktisch voor alle plots tussen 50 % en 70 % ligt. Dus zelfs voor bestanden zonder ondergroei bestaat de biodiversiteit uit minstens de helft uit bossoorten. Alleen voor het bestand zonder ondergroei in Wachtebeke ligt het aandeel aan bossoorten slechts 30 %. Met ondergroei stijgt dit tot 60 %. Hier zien we dus wel een toename. Indien het aandeel bossoorten en eurytope soorten die naast bos ook andere biotopen verkiezen samenvoegen stijgt het aandeel tot 80 – 100 %. Het aandeel aan niet-bossoorten, is dus zeer klein in de onderzochte bossen.

Omdat slechts 5 gepaarde waarnemingen ter beschikking zijn, is het niet mogelijk door middel van een statistische test na te gaan welke individuele soorten significant meer voorkomen in bossen met of zonder onderetage.

3.3.6. Conclusies

De aanwezigheid van een voldoende dichte struiklaag reduceert de hoeveelheid invallend licht in een gewoonlijk ijl populierenbestand. Hierdoor krijgen lichtminnende kruiden als braam en grote brandnetel niet de kans om zich massaal te ontwikkelen. In bestanden met een dichte struiklaag is dus enerzijds meer schaduw en anderzijds minder concurrentie door ruigtekruiden aanwezig, wat een positief effect heeft op de ontwikkeling van de bosvegetatie. Het aanplanten van een struiklaag is dus een geschikte maatregel om de kolonisatie door schaduwtolerante bossoorten te bevorderen, al houdt ze de natuurlijke vestiging van bomen en struiken in zekere mate tegen.

3.4. EVOLUTIE VAN KRUIDVEGETATIE EN BODEMEIGENSCHAPPEN ONDER POPULIER IN VERGELIJKING MET ANDERE LOOFBOOMSOORTEN

3.4.1. Inleiding

Een vaak geopperde stelling is dat onder populier bijna uitsluitend banale ruigtevegetaties zouden voorkomen, omdat populieren de bodem zouden aanrijken met stikstof en fosfor via hun bladval. Maar dat is geenszins het geval: de bladeren van populier bevatten bijvoorbeeld niet meer stikstof en fosfor dan die van Gewone es, berk of esdoorn (Neiryndck 1989, De Keersmaecker 1993, Dossche 1998) en de geproduceerde strooiselhoeveelheden over de ganse kapcyclus bekeken zijn vergelijkbaar met die van een essenbestand (zie hoofdstuk 1 Literatuurstudie). Populieren brengen daarentegen veel basische kationen in omloop, wat bodemverzuring en nitraatuitspoeling tegengaat (Dossche 1998, Meiresonne & De Schrijver 2003) en op zijn beurt de kieming van basenminnende bosplanten, zoals Slanke sleutelbloem, bevordert (Thomaes 2001). In ongeveer 15 % van de Vlaamse populierenbossen komt effectief een gevarieerde bosflora voor, maar in 60 % domineren ruigtekruiden zoals Grote brandnetel en braam sterk het vegetatiebeeld, zo blijkt uit de analyse van 184 populierenbossen uit de databank van de Vlaamse bosinventarisatie (hoofdstuk 4 Basisstatistiek).

Tot op heden is nog onvoldoende onderzoek verricht naar de effecten die de bodemverbeterende eigenschappen van populier hebben op de ontwikkeling van een bosvegetatie. De bedoeling van deze casestudie was de evolutie van de vegetatie onder populier te vergelijken met de evolutie onder verschillende andere boomsoorten, in relatie tot lichtkarakteristieken en een aantal fysische en chemische bodemeigenschappen, en dit vertrekkend van een identieke uitgangssituatie binnen eenzelfde studiegebied.

3.4.2. Studiegebied

Voor een vergelijkend experiment is in feite een blokkenproef nodig, waarbij op de boomsoort na alle omgevingsfactoren (bodemtype, voorgeschiedenis, behandeling, leeftijd van de bomen,...) identiek zijn voor de verschillende blokken. Bovendien dienen de bomen al een zekere leeftijd bereikt te hebben, omdat in de beginfase de effecten op bodem en vegetatie nog zeer gering zullen zijn. Een dergelijke ideale proefopzet zou in een proefbos op langere termijn kunnen worden gerealiseerd, maar komt in de praktijk bijna nergens voor. Een locatie die min of meer aan de voorwaarden voldeed werd gevonden in het Mortagnebos, gelegen in Zwevegem (West-Vlaanderen). Het betreft een bos van 13,02 ha groot, aangeplant in 1972 op voormalige intensieve landbouwgronden. Bijzonder aan het bos is dat er werd aangeplant in homogene blokken van telkens één boomsoort, echter wel van ongelijke grootte (0,3 tot 1,3 ha) (Fig. 3.28). De gronden hebben een sterk vergelijkbare gebruiksgeschiedenis: ze waren tot voor de aanplanting in 1972 als akkerland in gebruik, met uitzondering van een paar kleine perceeltjes langs de beek aan de zuidkant, die grasland waren (Fig. 3.29).

In totaal werden 13 bosbestanden geselecteerd voor het onderzoek (Tabel 3.25). Representatieve foto's van de bestanden en de vegetatie die erin voorkomt zijn te vinden in Bijlage 10. In de 2 populierenbestanden werd, in tegenstelling tot de andere bosbestanden, een bijkomende onderetage aangeplant. Tussen de overige boomsoorten zitten enkele exoten. De ecologische karakteristieken van Amerikaanse es zijn echter vergelijkbaar met die van Gewone es.

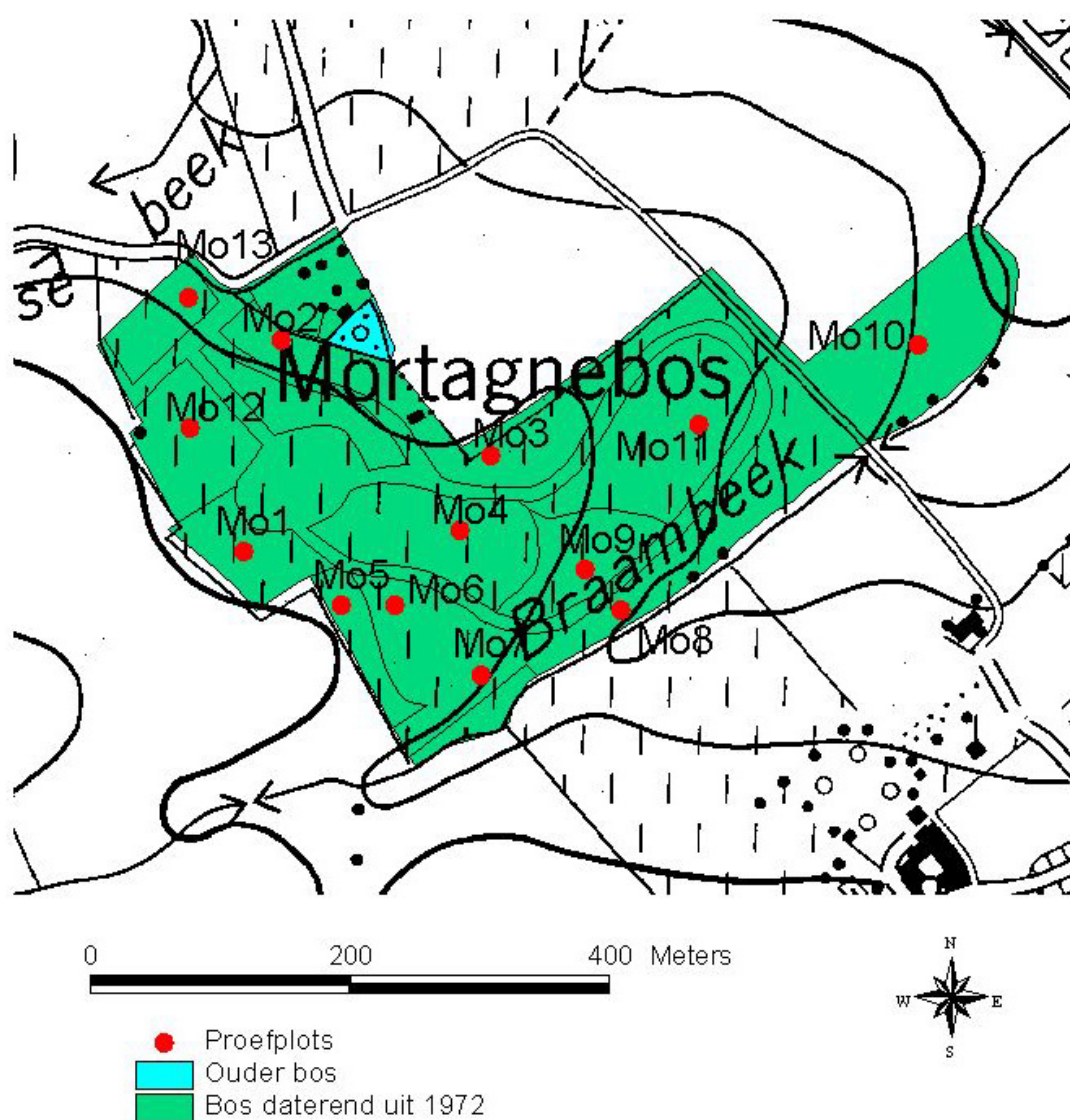
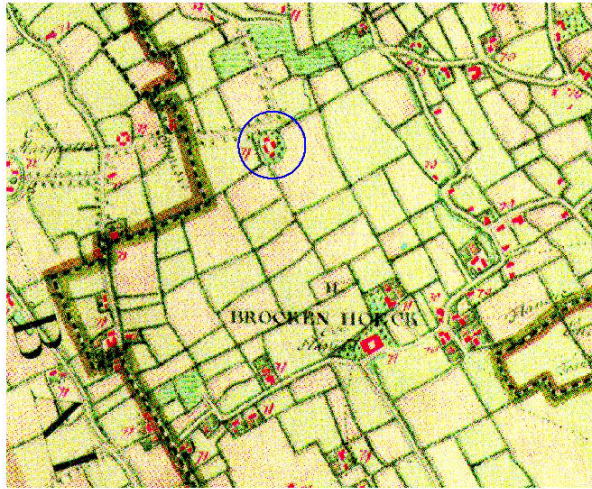


Fig. 3.28 Kaart van het Mortagnebos met aanduiding van de bestanden en de boomsoorten.

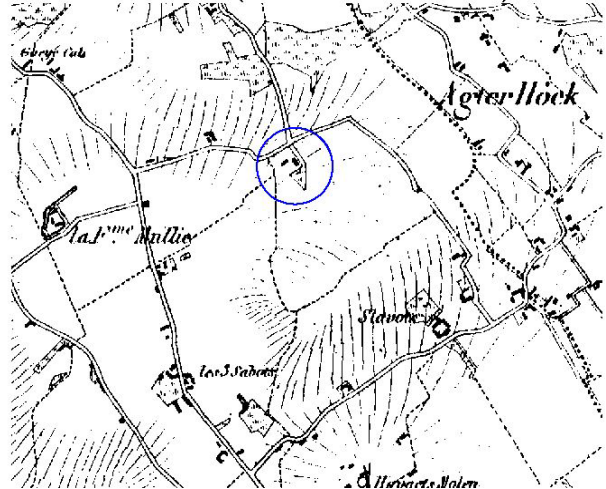
Tabel 3.25 Beschrijving van de geïnventariseerde bosbestanden in Mortagnebos.

Code	Bestandsbeschrijving
Mo1	Populier (Harff) + onderetage Tamme kastanje
Mo2	Zwarte els
Mo3	Witte berk
Mo4	Beuk
Mo5	Zomereik
Mo6	Robinia
Mo7	Boswilg
Mo8	Boskers
Mo9	Populier (Robusta) + onderetage Lijsterbes (+ Hazelaar, afgestorven)
Mo10	Winterlinde
Mo11	Amerikaanse eik
Mo12	Gewone esdoorn
Mo13	Amerikaanse es

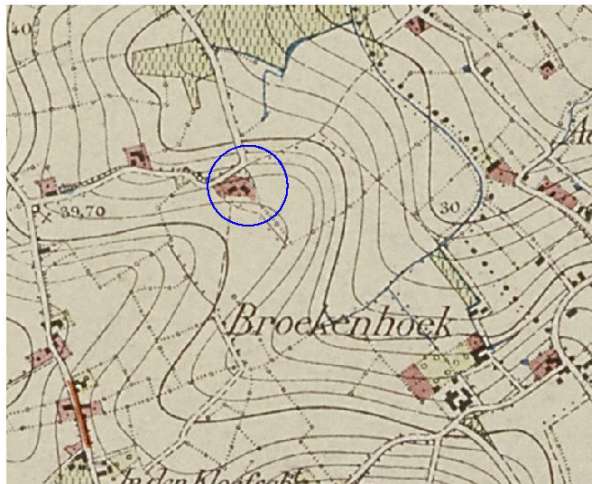
1775 (Ferraris)



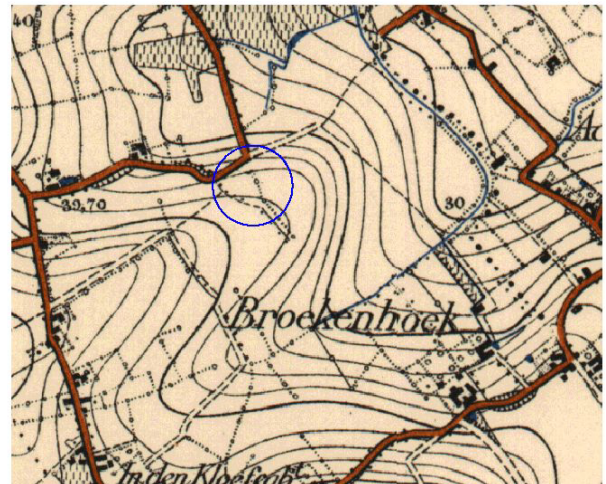
1850 (Van Der Maelen)



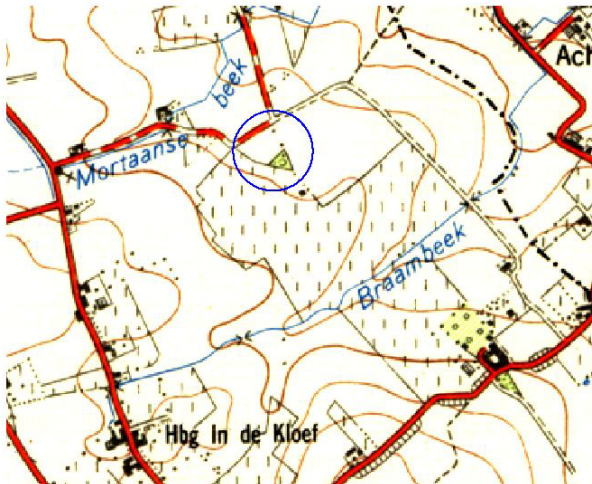
1862



1910



1960



1974

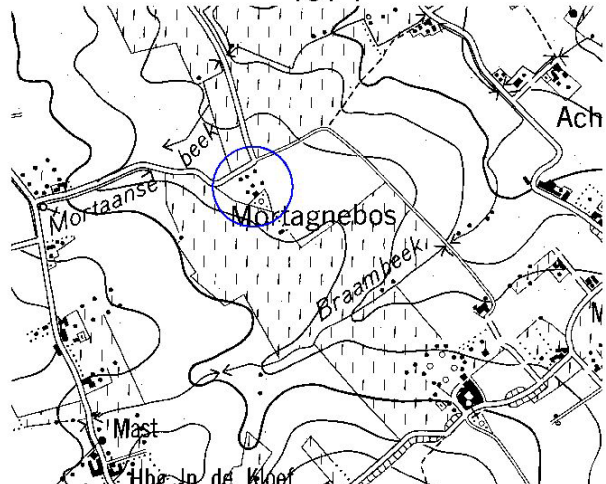


Fig. 3.29 Historiek van het Mortagnebos. De plaats van de naburige boerderij is telkens blauw omcirkeld.

3.4.3. Proefopzet

In het voorjaar en de zomer van 2002 werden in de geselecteerde bosbestanden vegetatieopnames gemaakt, lichtmetingen uitgevoerd en bodemstalen genomen. Hiervoor werd dezelfde methodiek gebruikt als beschreven in hoofdstuk 3.3. (Effecten van een onderetage).

In 1997 werden door Dossche (1998) in 9 van deze bestanden reeds bodemstalen genomen op 4 verschillende dieptes (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm en 20-40 cm), waarvan telkens pH-KCl, N, C, P, Ca, Mg en K werd bepaald. Voor de huidige studie werden de toen genomen bodemstalen verder geanalyseerd op textuur.

3.4.4. Data-analyse

Voor ieder geïnventariseerd bosbestand werden de vegetatiegegevens verwerkt door per proefcirkel het aantal kruidachtige soorten te berekenen, onderverdeeld in 3 klassen:

- S Shaduwminnende soorten
- I: Intermediaire soorten, die een zekere hoeveelheid licht vereisen en meestal in bosranden, op open plekken in bossen of op kapvlaktes voorkomen
- L: Lichtminnende soorten

Voor deze indeling werd gebruik gemaakt van de ecologische groepen waartoe een soort behoort, volgens de verschillende indelingen opgenomen in het Register Flora Vlaanderen (Biesbrouck *et al.* 2001).

De soortenrijkdom en de bedekking per individuele soort, beiden een maat voor de graad van ontwikkeling van de vegetatie gevormd door de 3 soortenklassen, werden vervolgens in verband gebracht met de variabelen die de lichtcondities in het bestand beschrijven.

Voor de verschillende bodemvariabelen werd met behulp van een enkelvoudige variantieanalyse (Tukey-test) naar significante verschillen gezocht tussen de bestanden. De resultaten van deze test zijn voor elke variabele voorgesteld door de gemiddelden te sorteren volgens stijgende grootte en door een groep gemiddelden waarvan de waarde niet significant verschilt met eenzelfde lijn te onderstrepen. Gemiddelden die niet door de lijn zijn onderstreept, verschillen dus significant van deze groep.

Voor de lichtinval en de totale bedekking van de kruidlaag en de boom- en struiklaag werd een gemiddelde waarde berekend. Vervolgens werden de soortensamenstelling en de soortenrijkdom, die een maat is voor de graad van ontwikkeling van de vegetatie, vergeleken tussen de bestanden onderling. Tenslotte werden soortensamenstelling en soortenrijkdom in verband gebracht met de variabelen die de lichtcondities beschrijven in het bestand en met de bodemvariabelen.

3.4.5. Resultaten

3.4.5.1. Bodemeigenschappen

De resultaten van de bodemanalyses van de in 2002 genomen stalen zijn weergegeven in Tabel 3.26, die van de textuuranalyses van de stalen uit 1997 in Fig. 3.30. De soortenrijkdom

en de variabelen ter beschrijving van de dichtheid van het kronendak en de lichtinval zijn voorgesteld in Tabel 3.27. In Fig. 3.30 en Fig. 3.31 zijn respectievelijk het aantal soorten per bestand en het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel voor elk van de drie soortenklassen uitgezet.

3.4.5.1.1. Textuur

Zowel uit de analyse van de bodemstalen genomen door Dossche (1998) als de bodemstalen van 2002 (genomen tussen 0 en 20 cm diepte) blijkt dat de textuur van de bodem niet echt sterk varieert binnen het gebied. Alle bestanden hebben een lichte zandleem- (P) of een zandleembodem (L) (Tabel 3.19). Toch detecteert de Tukey-test een aantal significante verschillen:

Klei

Am. es W linde Boskers Boswilg Pop+Lij esdoorn Zw els Robinia Pop+Tk Beuk Am es berk Z eik

Leem

Boskers Zw els W linde Am eik Boswilg Pop+Lij Beuk berk Robinia esdoorn Z eik Pop+Tk Am es

Zand

Z eik Am es Pop+Tk berk Beuk esdoorn Robinia pop+Lij Boswilg Am eik Zw els W linde
Boskers

Tabel 3.26 Overzichtstabel van de gemeten bodemvariabelen voor de 13 onderzochte proefbestanden (stalen genomen tussen 0 en 20 cm diepte). Voor de verklaring van de bestandscodes zie Tabel 1.

Verklaring van de variabelen:

N = stikstof

Ca = calcium

Pplant = gehalte aan plantopneembaar fosfor

Ptot = totaal gehalte aan fosfor

C = koolstof

SD = standaardafwijking

Code Bestand	PH-CaCl2	N ppm	Ca ppm	Pplant Ppm	Ptot ppm	C %	C/N	Klei %	Leem %	Zand %	Textuur	SD Klei %	SD Leem %	SD Zand %
Pop+Tk	4,24	1421	1091	19,5	537,8	1,45	10,2	13,8	64,9	21,3	L	1,03	0,84	1,83
Zw els	3,49	2209	405	50,5	736,9	2,66	12,0	12,9	58,6	28,6	L	0,55	0,72	1,15
Berk	3,55	1413	388	20,3	522,9	1,72	12,2	14,7	63,8	21,5	L	0,63	0,85	1,32
Beuk	3,87	564	274	7,3	286,2	0,51	9,1	14,2	63,6	22,3	L	0,70	0,62	1,30
Zomereik	3,76	1184	522	11,6	487,3	1,17	9,9	14,9	64,8	20,4	L	0,77	0,71	1,10
Robinia	3,89	979	538	18,7	483,8	0,84	8,6	12,9	64,2	22,9	L	0,44	0,40	0,79
Boswilg	4,14	982	768	11,6	417,1	0,89	9,1	12,6	62,2	25,2	L	0,45	1,38	1,84
Boskers	3,94	1487	791	18,1	521,9	1,46	9,8	12,6	58,4	29,0	L	0,23	0,91	0,83
Pop+Lij	4,04	956	664	23,1	499,9	0,90	9,4	12,7	62,7	24,6	L	0,38	0,46	0,84
Wlinde	3,96	843	654	5,1	364,1	0,76	9,0	12,4	58,6	29,0	P	0,50	0,53	0,98
Am eik	3,75	946	385	10,9	378,1	0,92	9,7	11,6	60,6	27,8	P	0,29	1,48	1,73
Esdoorn	3,69	1037	320	37,3	601,9	0,95	9,2	12,7	64,7	22,6	L	0,18	0,43	0,55
Am es	4,42	1170	1442	13,7	555,6	1,12	9,6	14,4	65,1	20,6	L	0,37	0,42	0,52

Uit de stalen van Dossche blijkt ook dat de bodemtextuur met de diepte weinig varieert (Fig. 3.30). Alleen het kleigehalte in de bovenste 5 cm verschilt significant van het kleigehalte in de diepere bodemlagen (gepaarde t-test, $p < 0,05$).

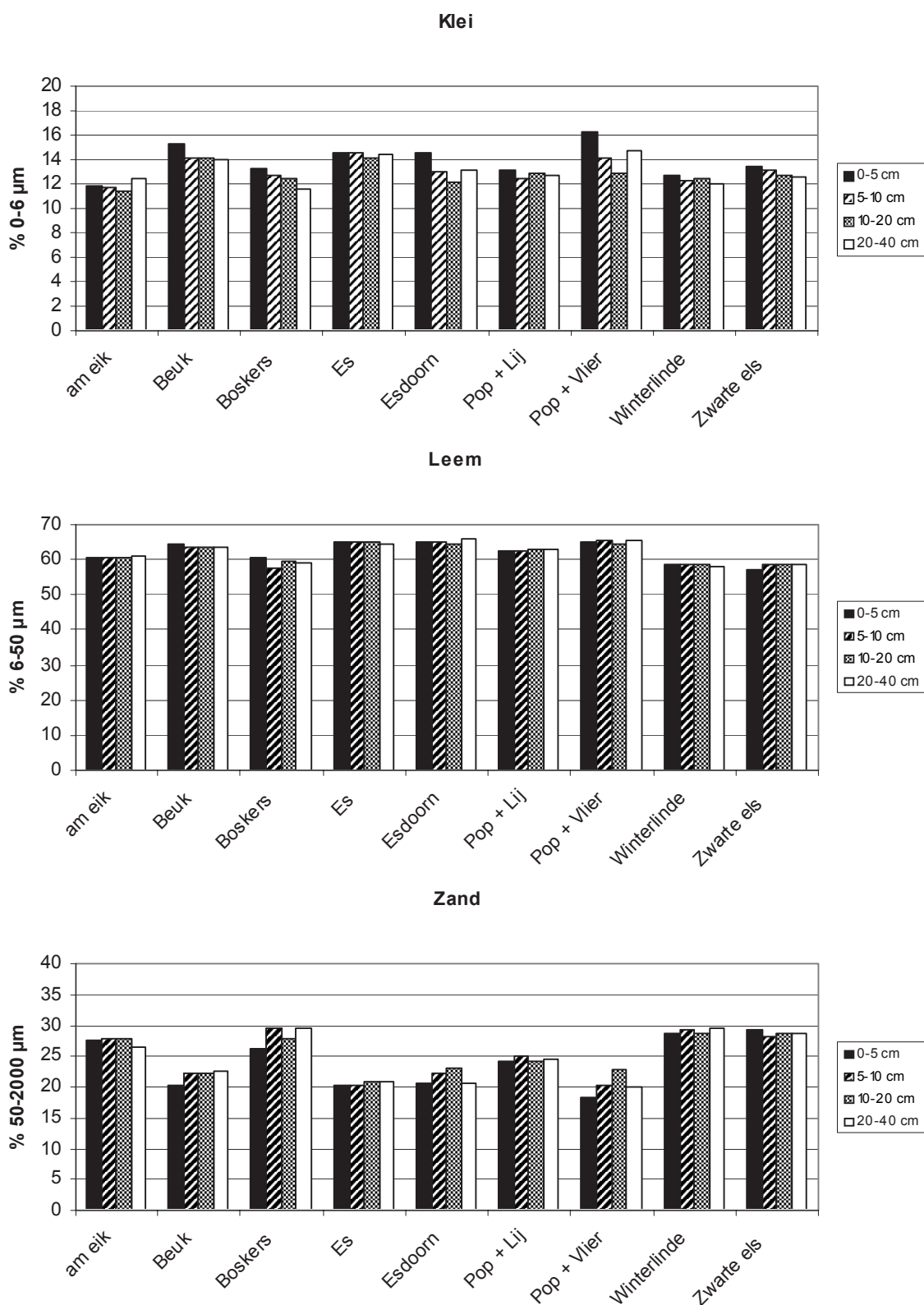


Fig. 3.30 Percentage klei, leem en zand in de bodem van 8 bosbestanden in Mortagnebos (analyse van stalen genomen door Dossche in 1997).

3.4.5.1.2. pH-CaCl₂

Gemiddeld zijn de bodems zuur, met een pH-CaCl₂ die (voor 0 tot 20 cm diepte) varieert tussen 3,49 (Zwarte els) en 4,42 (es) (Tabel 3.26, Fig. 3.30). De Tukey-test toont volgende significante verschillen aan:

Zw els berk esdoorn Am eik Z eik Beuk Robinia Boskers W linde Pop+Lij Boswilg Pop+Tk Am es

Behalve es heeft ook Boswilg een hoge pH, net als beide populierenbestanden, die een pH van respectievelijk 4,04 en 4,24 hebben. Dit is wellicht te wijten aan het bodemverbeterend effect dat het strooisel van deze boomsoorten heeft, door het hoog gehalte aan basische kationen en de goede afbreekbaarheid. Metingen van Dossche (1998) wezen inderdaad uit dat populier de hoogste calciuminput via het bladstrooisel gaf (meer dan 100 kg per ha per jaar). Het pH-verhogend effect is echter het sterkst in de bovenste centimeters van de bodem, zoals blijkt uit de metingen van Dossche (Fig. 3.30), een effect dat niet gedetecteerd wordt wanneer bodemstalen genomen tussen 0 en 20 cm geanalyseerd worden. Ook bevestigen deze gegevens dat Beuk een eerder verzurend effect heeft, net als esdoorn, Amerikaanse eik en Zwarte els. Voor Zwarte els kan dit verklaard worden door het feit dat de soort stikstof fixeert aan de hand van stikstoffixerende bacteriën in wortelknolletjes. Bij dit proces komen protonen vrij, waardoor een zekere bodemverzuring kan optreden (Van Miegroet & Cole 1985, Martin *et al.* 2003).

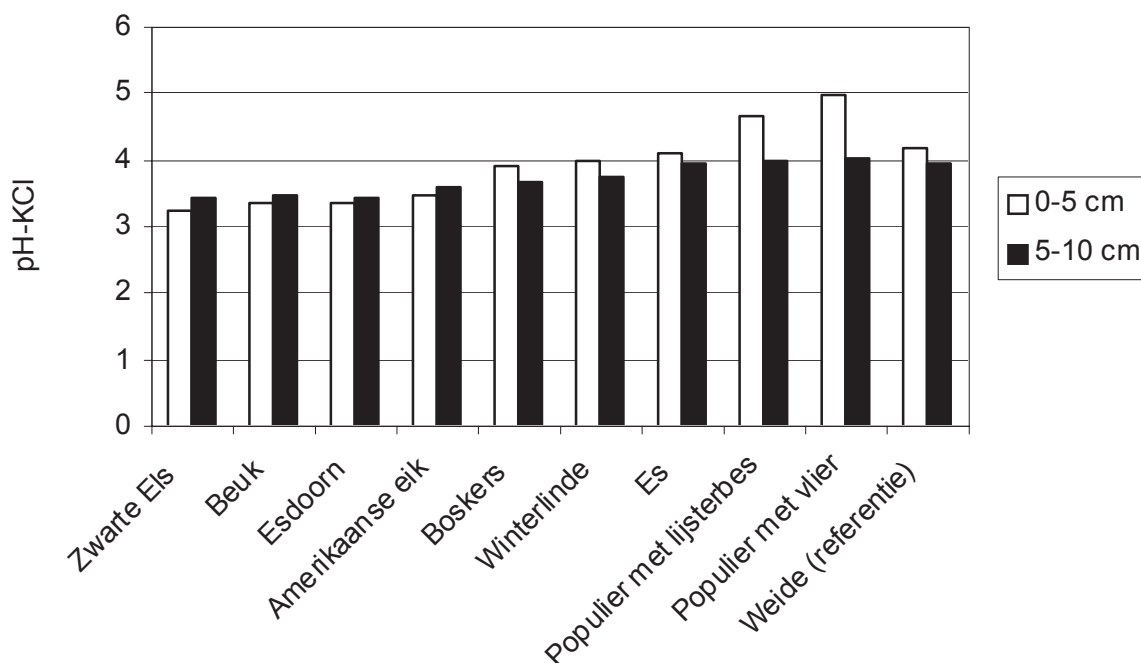


Fig. 3.31 pH-KCl in de bovenste 10 cm voor 9 bestanden in Mortagnebos in 1997 (overgenomen uit Dossche 1998).

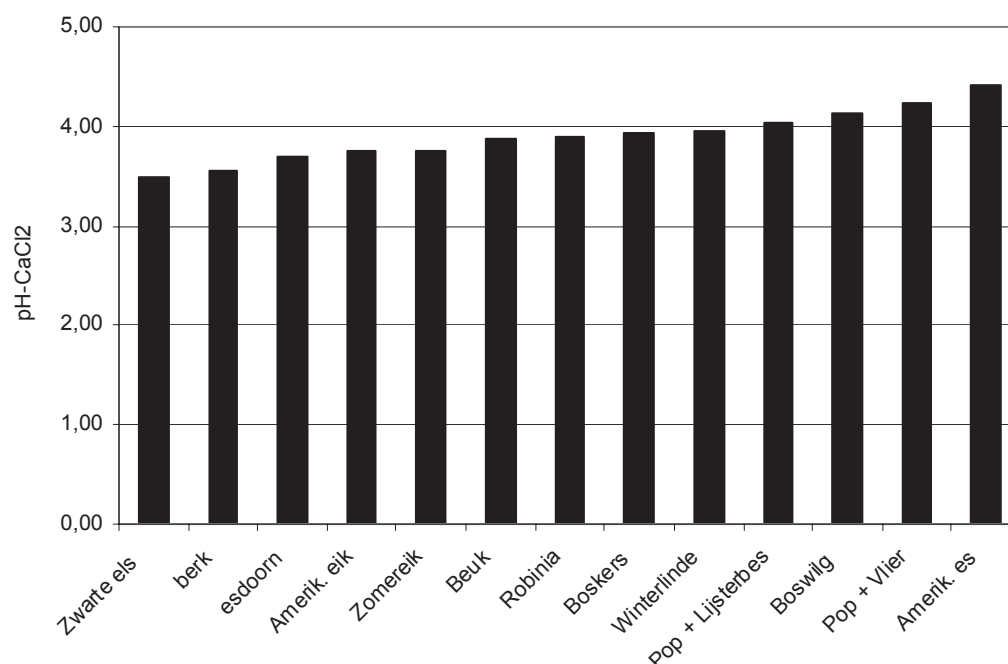


Fig. 3.32 pH-CaCl₂ in de bovenste 20 cm voor 13 bestanden in Mortagnebos in 2002.

3.4.5.1.3. Ca-gehalte

De bodem onder de bestanden varieert van kalkarm onder Beuk (274 ppm) tot matig kalkrijk onder es (1442 ppm) (Tabel 3.26). De Tukey-test toont volgende significante verschillen aan tussen de bestanden:

Beuk	esdoorn	Am eik	berk	Zw els	Z eik	Robinia	W linde	Pop+Lij	Boswilg	Boskers	Pop+Tk	Am es

Onder es, populier met Tamme kastanje, Boskers en Boswilg komt dus significant meer calcium voor dan onder de andere boomsoorten. Uit metingen van Dossche (1998) bleek dat populier, es en Boskers hoge gehalten aan calcium in het bladstrooisel hebben, wat de hogere hoeveelheid calcium in de bodem kan verklaren. Merk op dat de pH-CaCl₂ sterk gecorreleerd is met het calciumgehalte van de bodem ($r = 0,722$), een vaststelling die ook door Muys (1993) werd gedaan.

3.4.5.1.4. N-gehalte

Het stikstofgehalte van de bodem varieert van 564 ppm (Beuk) tot 2209 ppm (Zwarte els). Volgende significante verschillen worden door de Tukey-test aangeduid:

Beuk	W linde	Am eik	Pop+Lij	Robinia	Boswilg	esdoorn	Am es	Z eik	berk	Pop+Tk	Boskers	Zw els

Onder Zwarte els, populier met Tamme kastanje, Boskers en berk werden dus significant hogere stikstofgehalten gemeten dan onder de andere boomsoorten. De hoge stikstofconcentratie onder Zwarte els is te verklaren door het feit dat de soort wortelknolletjes bezit, waarin stikstoffixerende bacteriën stikstof kunnen vastleggen. Hierdoor bevatten de

bladeren veel stikstof (Dossche 1998), dat dan via de bladval opnieuw in de bodem terecht komt.

3.4.5.1.5. P-gehalte

Het totaal fosforgehalte van de bodem varieert tussen 286,2 ppm (Beuk) en 736,9 ppm (Zwarte els), wat vrij laag is (Tabel 3.26). Volgende significante verschillen bestaan tussen de bestanden:

Beuk	W linde	Am eik	Boswilg	Robinia	Z eik	Pop+Lij	Boswilg	berk	Pop+Tk	Am es	esdoorn	Zw els
------	---------	--------	---------	---------	-------	---------	---------	------	--------	-------	---------	--------

Naast Zwarte els komt ook onder es en esdoorn dus significant meer fosfor voor in de ondergrond. Deze verschillen zijn evenwel met grote waarschijnlijkheid te wijten aan verschillen in de hoeveelheid bemesting die de percelen vroeger ontvangen hebben, vermits fosfor accumuleert in de bodem, door neerslag met aluminium (Al) tot onoplosbare aluminiumfosfaten. De hoeveelheden plantopneembaar fosfor leveren volgende rangorde op:

W linde	Beuk	Am eik	Z eik	Boswilg	Am es	Boskers	Robinia	Pop+Tk	berk	Pop+Lij	esdoorn	Zw els
---------	------	--------	-------	---------	-------	---------	---------	--------	------	---------	---------	--------

Zwarte els, esdoorn en populier met Lijsterbes hebben de hoogste gehalten aan plantopneembaar fosfor in de bodem.

3.4.5.1.6. C-gehalte

Het koolstofgehalte van de bodem varieert tussen 0,51 % (Beuk) en 2,66 % (Zwarte els) (Tabel 3.26). Significante verschillen zijn er tussen volgende bestanden:

Beuk	W linde	Robinia	Boswilg	Pop+Lij	Am eik	esdoorn	Am es	Z eik	Pop+Tk	Boskers	berk	Zw els
------	---------	---------	---------	---------	--------	---------	-------	-------	--------	---------	------	--------

Voor al onder Zwarte els, maar ook onder Boskers, berk en populier met Vlier werd inderdaad een vrij humeuze ondergrond aangetroffen. Al deze boomsoorten hebben een goed afbreekbaar strooisel dat minder snel tot verzuring leidt. Berk bijvoorbeeld staat al lang bekend als een soort die een goede mulhumus geeft (Gardiner 1968).

3.4.5.1.7. Mg en K

Deze elementen werden niet op de nieuwe bodemstalen bepaald, maar wel door Dossche (1998). Hieruit blijkt dat het gehalte aan kalium en magnesium significant hoger is onder populier dan onder de andere boomsoorten (bovenste 5 cm). Wellicht komt dit ook door de hoge opname van deze mineralen door populier, die dan via de bladval weer ter beschikking komen, net zoals dat voor calcium het geval is.

3.4.5.2. Vegetatie

3.4.5.2.1. Soortenrijkdom

Uit Tabel 3.27 blijkt duidelijk dat er grote extremen voorkomen in de bedekking van de kruidlaag tussen de verschillende bestanden. Sommige bestanden hebben een hoge bedekking (tot 100 % in het bestand met Robinia), terwijl in andere nauwelijks of geen planten te vinden zijn (populier met Tamme kastanje, berk, Beuk en Winterlinde). De oorspronkelijk aanwezige grasvegetatie is in deze laatste bestanden dus geheel verdwenen. Ook het aantal soorten per bestand en per proefcirkel vertoont grote verschillen (Tabel 3.27 en 3.28, Fig. 3.33 en 3.34). Het bestand met Amerikaanse es vertoont de grootste totale rijkdom aan plantensoorten, gevolgd door Zwarte els, Robinia en Boskers. Onder Beuk en Winterlinde werden helemaal geen planten aangetroffen, tenzij aan de lichtrijke randen van het bestand met Winterlinde.

Significante verschillen (Tukey-test) in het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel voor bossoorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten zijn er tussen volgende bestanden:

Schaduwminnende soorten

Pop+Tk berk Beuk Pop+Lij W linde esdoorn Am eik Z eik Robinia Boskers Am es Zw els
Boswilg

Intermediaire soorten

Pop+Tk berk Beuk W linde Pop+Lij Am eik esdoorn Zw els Z eik Boswilg Am es Boskers Robinia

Lichtminnende soorten

Beuk W linde Am eik berk Pop+Tk Pop+Lij Z eik Zw els Boswilg esdoorn Boskers Robinia Am es

Schaduwminnende soorten komen overal nog weinig voor, ook al heeft het bos inmiddels de leeftijd van 30 jaar bereikt. Slechts 3 oud-bosplanten hebben de sprong al kunnen maken: *Viola odorata*, *Lamium galeobdolon* en *Stachys sylvatica* (Tabel 3.28). Dit is te verklaren door de sterk geïsoleerde ligging van het bos (het dichtstbijzijnde oude bosfragment bevindt zich op meer dan 1200 meter afstand), waardoor zaden van bosplanten er zeer moeilijk kunnen geraken. Bosplanten zijn immers zeer beperkt in hun zaadverbreidingscapaciteiten (Hermy *et al.* 1999). In de dichte nabijheid komt enkel aan de noordzijde van het bos een zeer klein fragmentje ouder bos op privé-terrein voor, dat echter ook van na 1930 dateert (Fig. 3.28). Hierin komen een aantal bosplanten voor, die zich ook uitbreiden naar het aanliggende elzenbestand (*Lamium galeobdolon*, *Stachys sylvatica*, *Geum urbanum*, *Hedera helix*, *Dryopteris filix-mas*). Dit verklaart het relatief groot aantal bossoorten dat hier voorkomt (Tabel 3.27, Fig. 3.33). In het bestand met Boswilg is de bosvegetatie echter significant het best ontwikkeld (*Lamium galeobdolon*, *Stachys sylvatica*, *Dryopteris dilatata*, *Geranium robertianum*). Mogelijk zijn een aantal soorten hier afkomstig van de rand van de beek die aan de zuidoostelijke rand van het bos loopt, en waar mogelijk vroeger een houtkant voorkwam (Fig. 3.28). In de populierenbossen komen nog weinig of geen bosplanten voor, tenzij *Viola odorata* in het bestand met Vlier.

Voor de intermediaire soorten geldt min of meer hetzelfde als voor de bossoorten: ze zijn het best vertegenwoordigd in bestanden waar ook de meeste bosplanten voorkomen.

Tabel 3.27 Vegetatiekarakteristieken voor de 13 onderzochte proefbestanden. Voor de verklaring van de bestandscodes zie Tabel 1. Verklaring van de variabelen:

KL = de bedekking van de kruidlaag

SLBL = de gezamenlijke bedekking van struiklaag en boomlaag

Licht = het percentage van de totale instraling dat tot op de bosbodem valt

S = het aantal schaduwminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

I = het aantal intermediaire soorten waargenomen binnen de proefcirkels

L = het aantal lichtminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

N Tot = S + I + L = het totaal aantal waargenomen soorten

N Extra = het aantal soorten dat extra werd waargenomen buiten de proefcirkels

S_freq = het gemiddeld aantal schaduwminnende soorten per proefcirkel

I_freq = het gemiddeld aantal intermediaire soorten per proefcirkel

L_freq = het gemiddeld aantal lichtminnende soorten per proefcirkel

TOT_freq = S_freq + I_freq + L_freq = het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel

S% = (S_freq/TOT_freq)*100 = het percentage bossoorten op het totaal

Code bestand	KL %	SLBL %	Licht %	S	I	L	N Tot	N Extra	S_freq sp/cirkel	I_freq sp/cirkel	L_freq sp/cirkel	Tot_freq sp/cirkel	S% %
Pop+Tk	0	87	1,1	0	0	1	1	1	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0
Zw els	24	67	1,0	3	4	5	12	5	0,5	0,3	1,3	2,2	23,3
Berk	0	83	0,7	0	0	1	1	0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
Beuk	0	92	0,5	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zomereik	51	80	0,9	1	3	4	8	2	0,2	1,2	0,8	2,2	7,8
Robinia	100	46	1,3	1	3	7	11	5	0,3	1,8	3,3	5,4	4,6
Boswilg	86	76	2,3	3	3	4	10	1	1,0	1,2	1,3	3,5	28,7
Boskers	87	67	2,1	1	3	7	11	1	0,3	1,5	2,8	4,7	7,1
Pop+Lij	23	73	0,7	0	1	2	3	3	0,0	0,1	0,8	0,8	0,0
Wlinde	0	88	0,6	0	0	0	0	3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Am eik	1	89	0,4	2	1	0	3	2	0,2	0,1	0,0	0,2	66,7
Esdoorn	21	87	0,6	1	1	7	9	0	0,1	0,1	1,6	1,7	4,6
Am es	88	71	1,4	2	4	8	14	0	0,4	1,3	4,2	5,8	7,2

Lichtminnende soorten zijn significant het talrijkst in de bestanden met Amerikaanse es, Robinia en Boskers. De populierenbossen scoren onverwacht slecht voor wat het voorkomen van lichtminnende soorten betreft, in tegenstelling tot wat men normaal zou verwachten. Mogelijk heeft het aanplanten en spontaan vestigen van een dichte onderetage ervoor gezorgd dat de lichtminnende kruiden zich niet konden ontwikkelen.

3.4.5.2.2. Effect van licht op de vegetatie

Het voorkomen en de bedekking van lichtminnende soorten staat zoals verwacht duidelijk in verband met de lichthoeveelheid die doorheen het kronendak op de bosbodem valt, afhankelijk van de gezamenlijke bedekking van de boom- en struiklaag (correlatiecoëfficiënt resp. -0,776 en 0,808). De bestanden met Amerikaanse es, Robinia en Boskers vertonen weinig of geen struikachtige ondergroei en laten bijgevolg een grote hoeveelheid licht door, waardoor lichtminnende soorten zich kunnen handhaven. Ook in het bestand met Zomereik is dit het geval, maar in een deel daarvan komt een dichte spontane onderetage van Vlier voor, waaronder nauwelijks plantensoorten voorkomen. De bestanden met Beuk en Winterlinde hebben geen onderetage, maar zijn toch zeer donker door hun dichte bladerdak. Hetzelfde geldt voor Amerikaanse eik, waaronder wel een gevarieerde spontane onderetage (meidoorn, Lijsterbes, verjonging van Amerikaanse eik,...) voorkomt. In deze drie bestanden kunnen lichtminnende plantensoorten niet overleven. Beuk vormt hierbij nog eens een dichte

oppervlakkige wortelmat, wat een sterke concurrentie voor de vegetatie met zich meebrengt. Volgens Den ouden (mond. med.) is dit effect nog belangrijker dan het lichteffect. Het feit dat in de normaal gezien lichtrijke populierenbossen nog nauwelijks een kruidlaag aanwezig is, kan eveneens verklaard worden door de aanwezigheid van de dichte onderetage. Naast de aangeplante struiksoorten hebben zich nog een grote hoeveelheid vlierstruiken spontaan gevestigd. Hierdoor worden lichtminnende ruigtekruiden onderdrukt. Anderzijds heeft een onderetage normaal gezien een gunstig effect op de ontwikkeling van een bosvegetatie (zie hoofdstuk 3.3), maar in dit jonge en geïsoleerde bos hebben bosplanten nog nauwelijks de tijd gehad om zich te vestigen, zodat dit positief effect nog niet tot uiting komt.

Het verband tussen licht en plantengroei blijkt ook visueel uit Fig. 3.35 en 3.36, waarin de bedekking van de kruidlaag is uitgezet in functie van de bedekking van de boom- en struiklaag en de lichtinval. Het effect van de lichtinval is ook duidelijk het grootst voor de lichtminnende soorten en het kleinst voor de bossoorten, zoals blijkt uit Fig. 3.37.

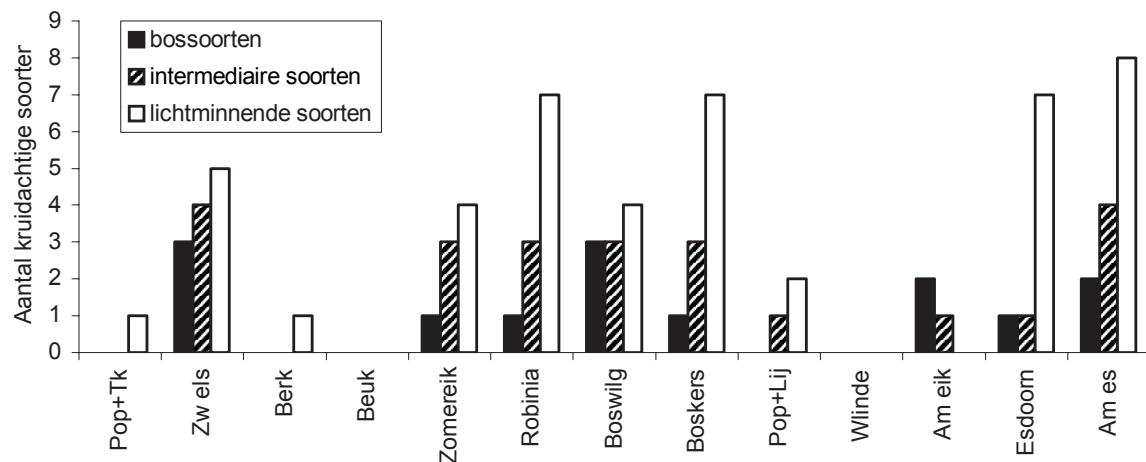


Fig. 3.33 Aantal bossoorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten per bestand.

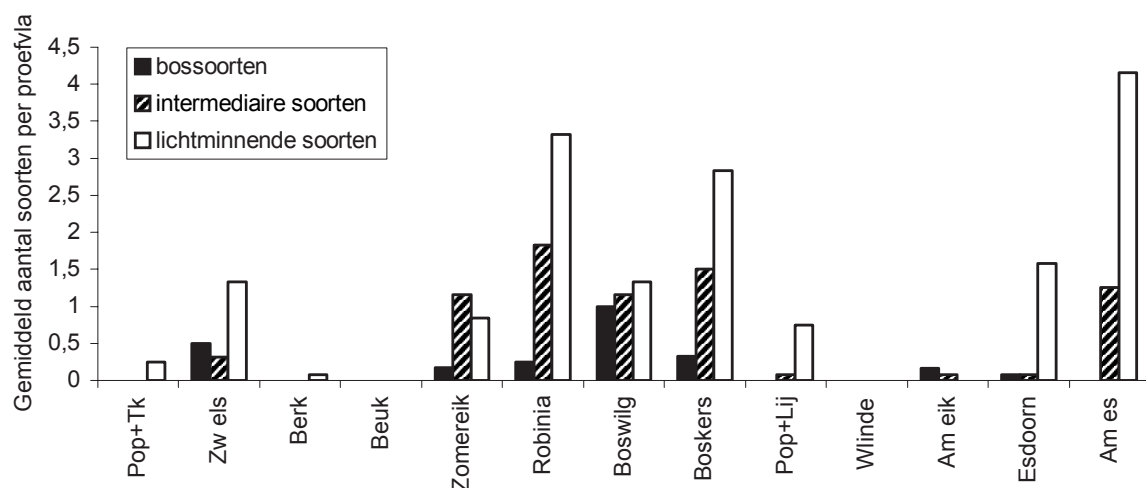


Fig. 3.34 Gemiddeld aantal bossoorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten per proefcirkel en per bestand.

Tabel 3.28 Frequentie van plantensoorten (% van de proefcirkels) voor de 13 bosbestanden in Mortagnebos. S: Schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten, +: soort waargenomen buiten de proefcirkels.

Soort	Pop+ Tk	Zw. els	berk	Beuk	Z eik	Robinia	Bos- wilg	Bos- kers	Pop+ Lij	linde	Am. eik	esdoorn	Am. es	S	I	L
<i>Athyrium filix-femina</i>											8			*		
<i>Dryopteris dilatata</i>						*	*				8	8	17	*		
<i>Dryopteris filix-mas</i>		8			*	*	8				*		25	*		
<i>Hedera helix</i>		*												*		
<i>Lamium galeobdolon</i>		25			17		75	33						*		
<i>Stachys sylvatica</i>		17				25	17							*		
<i>Viola odorata</i>									*					*		
<i>Epipactis helleborine</i>	*														*	
<i>Galium aparine</i>		8			25	100	50	75	*			8	92		*	
<i>Geranium robertianum</i>						*	33						8		*	
<i>Geum urbanum</i>		*													*	
<i>Glechoma hederacea</i>								42					17		*	
<i>Melandrium dioicum</i>										*					*	
<i>Ribes rubrum</i>					*						8		8		*	
<i>Rubus fruticosus</i>		8			58	58	33	33	8	*	*				*	
<i>Anthriscus sylvestris</i>		*				8		8					92			*
<i>Arrhenaterum elatius</i>					25	*							8			*
<i>Cerastium fontanum</i>						8										*
<i>Cirsium arvense</i>												8				*
<i>Epilobium spp</i>												25				*
<i>Galeopsis tetrahit</i>		8			33	25										*
<i>Holcus lanatus</i>		42			17	8		8				8				*
<i>Humulus lupulus</i>								*								*
<i>Lysimachia vulgaris</i>		*														*
<i>Phalaris arundinacea</i>						*										*
<i>Poa annua</i>		8			17	100	25	75	*	*		8	100			*
<i>Poa trivialis</i>						100	8	42				42	92			*
<i>Ranunculus repens</i>		58						42				17	8			*
<i>Rumex obtusifolius</i>		*				8							8			*
<i>Senecio vulgaris</i>		8														*
<i>Stellaria media</i>		17					8	8	8							*
<i>Taraxacum spp</i>													8			*
<i>Urtica dioica</i>	25	8	8		25	100	92	100	67			50	100			*

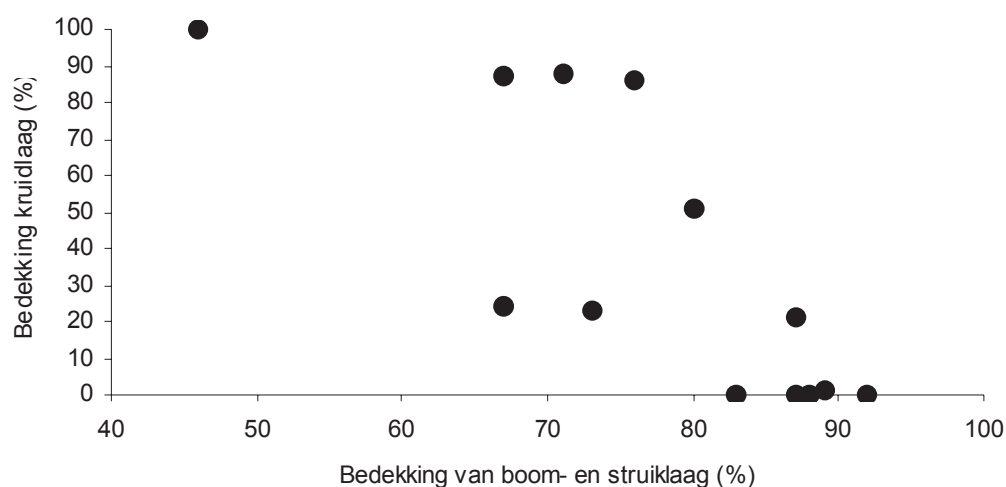


Fig. 3.35 Bedekking van de kruidlaag in functie van de bedekking van de boom- en struiklaag voor de bestanden in Mortagnebos.

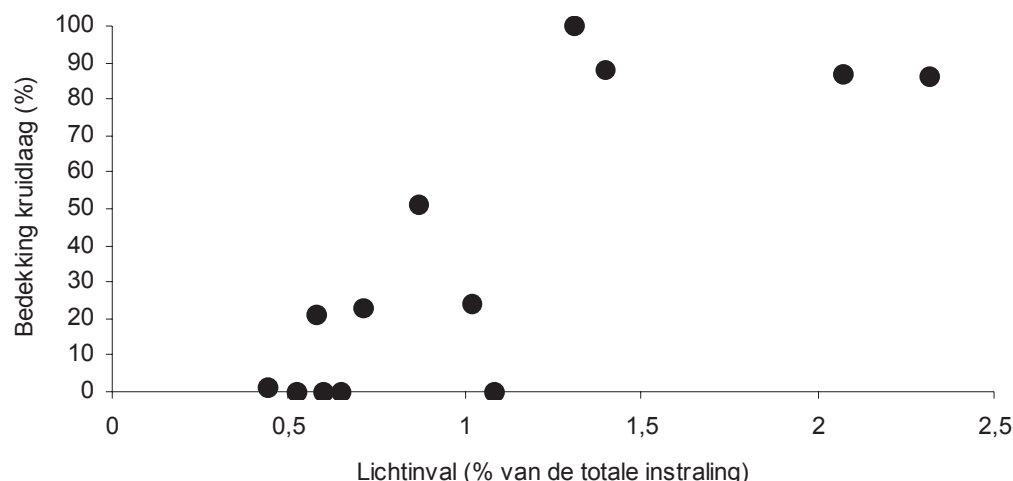


Fig. 3.36 Bedekking van de kruidlaag in functie van de relatieve lichtinval voor de bestanden in Mortagnebos.

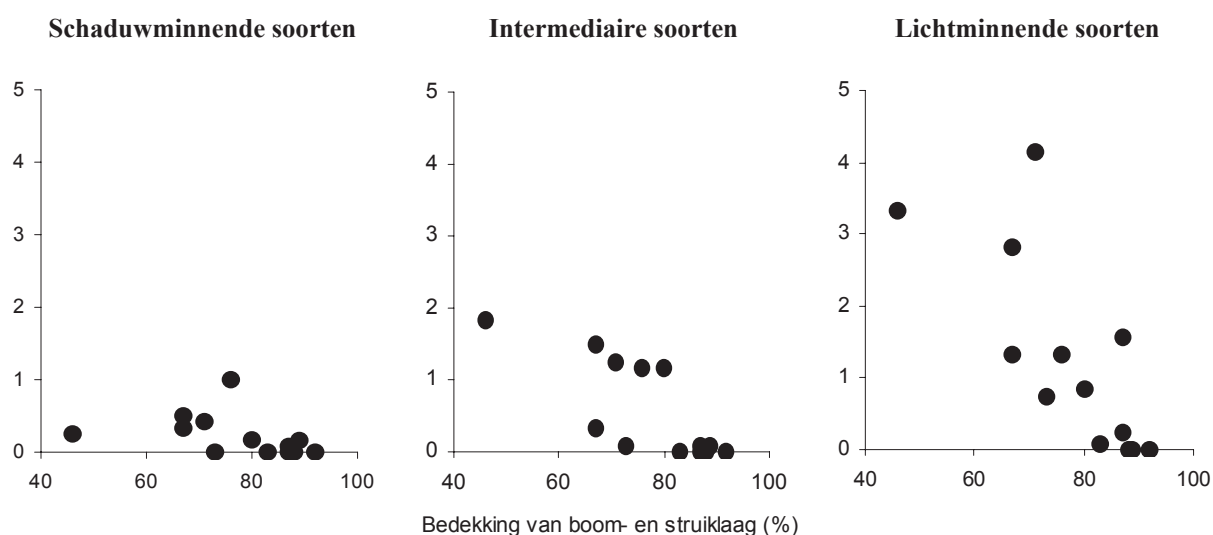


Fig. 3.37 Gemiddeld aantal schaduwminnende soorten, intermediaire soorten en lichtminnende soorten per proefcirkel in functie van de bedekking van boom- en struiklaag.

3.4.5.2.3. Effect van de bodemvariabelen op de vegetatie

Er konden geen verbanden worden gelegd tussen de bodemvariabelen en de soortenrijkdom en –samenstelling van de kruidlaag. Dit is te verklaren door de jonge leeftijd en de sterk geïsoleerde ligging van het bos, waardoor nog maar zeer weinig bosplanten aanwezig zijn, die kunnen reageren op veranderingen in bodemgesteldheid. Hier kan dus gesteld worden dat het nog te vroeg is om te kunnen spreken van een aantoonbaar effect. Toch is er wel degelijk al een aantoonbaar effect van de boomsoort op de vestigingsmogelijkheden van bosplanten. Zo toonde Thomaes (2001) met behulp van potproeven met bodem van Mortagnebos aan dat enkel onder populier de kiemingsvoorwaarden geschikt waren voor Slanke sleutelbloem (Tabel 3.29). Minder zuurgevoelige soorten (Gele dovenetel, Grote muur) vertonen eerder een voorkeur voor Gewone esdoorn, een soort met intermediaire strooiseleigenschappen. Uit de proeven bleek ook dat Akkerdistel en Grote brandnetel die in de zaadbank aanwezig zijn, massaal kiemen in bodem van populier, maar niet in bodems van de andere soorten.

Tabel 3.29 Kieming van bosplanten (aantal individuen) in bodems van het Mortagnebos (Thomaes, 2001).

	Gewone esdoorn	Zwarte els	Beuk	Populier
Slanke sleutelbloem	1	0	0	430
Grote muur	15	11	10	13
Gele dovenetel	6	0	0	1
Wilde kamperfoelie	67	32	84	57
Zaadbanksoorten	0	0	0	46
Totaal	89	43	94	547

Momenteel wordt door Thomaes ook een introductieproef in het Mortagnebos uitgevoerd, waarbij de overleving en uitbreiding van geïntroduceerde oud-bossoorten wordt vergeleken onder populier en onder andere boomsoorten (Thomaes, in voorbereiding).

3.4.6. Conclusies

- De hoeveelheid calcium die in de bodem van populier voorkomt is hoog en vergelijkbaar met de hoeveelheid calcium onder boswilg, Boskers en es. Hetzelfde geldt voor Kalium en Magnesium (Dossche 1998). Dit is een gevolg van het hoog gehalte aan basische kationen in het strooisel van deze boomsoorten.
- Voorlopig hebben bodemvariabelen geen aantoonbare invloed op de soortenrijkdom en – samenstelling van de bossen. Licht is de meest bepalende factor, gevolgd door de aanwezigheid van relictpopulaties in de onmiddellijke nabijheid van het bos.
- Het feit dat in deze populierenbossen een zeer spaarzame kruidlaag voorkomt, wordt veroorzaakt door de dichte onderetage, die de lichtminnende kruiden onderdrukt. Bosplanten, die normaal gunstig beïnvloed worden door de aanwezigheid van een onderetage, komen in dit jonge en geïsoleerde bos nog nauwelijks voor, zodat dit positief effect nog niet tot uiting komt.
- Kiemingsproeven (Thomaes 2001) hebben uitgewezen dat Slanke sleutelbloem bijna uitsluitend kiemde in de bodem van populier. Er is dus wel degelijk een effect van de boomsoort op de eigenschappen van de bodem en op de vestigingsmogelijkheden van basenminnende plantensoorten, maar dit komt voorlopig niet tot uiting, omdat door de jonge leeftijd en de geïsoleerde ligging van het bos nog maar zeer weinig bosplanten aanwezig zijn.

3.5. EFFECTEN VAN DE OMVORMING VAN POPULIERENBOSSEN NAAR LOOFBOS OP VEGETATIE EN BODEMFAUNA

3.5.1. Inleiding

De laatste jaren bestaat er een groeiende tendens om populierenbossen om te vormen naar gemengd loofbos met inheemse boomsoorten. Ongeveer 20 % van onze populierenbossen zijn ook aangeplant op ongeschikte standplaatsen (te natte of te arme bodems), zodat omvorming naar een beter aangepast bostype wenselijk is (zie hoofdstuk 2 Basisstatistiek). Omvorming kan ook gewenst zijn om meer variatie te brengen in uniforme bossen van grote oppervlakte. En bovendien kent een standplaatseigen gemengd loofbos de nadelen niet die verbonden zijn aan de praktijk van intensieve populierenteelt (korte bedrijfstijden, drainage, kaalslag, fytosanitaire problemen zoals roest,...).

Bij de omvorming kan op twee manieren tewerk worden gegaan: door middel van aanplanting of door gebruik te maken van de aanwezige natuurlijke verjonging. In populierenbossen kan snel een soortenrijke natuurlijke verjonging voorkomen, die met succes kan worden benut bij de omvorming naar een structuurrijk gemengd loofbos. Zo werd in een populierenbos van eerste generatie in Zoetermeer na 20 jaar al een gevarieerde onderetage gevonden, met alle kenmerken van het plaatselijk natuurlijk voorkomende essen-iepenbos (Prins 1997). Lust *et al.* (2001) onderzochten 175 populierenbossen in de streek rond Gavere-Oosterzele op verjonging van bomen en struiken en vonden dat in meer dan 97 % van de bossen verjonging voorkwam. In meer dan 30 % van de bossen groeiden ten minste 9 soorten bomen en struiken. Het studiegebied lag wel in de leemstreek, op bodems van uitstekende kwaliteit, en in de nabijheid van ouder bos. Er werd toen ook vastgesteld dat het onder deze gunstige omstandigheden gemiddeld zeker 50 jaar duurt vooraleer in een populierenbos een voldoende dichte en gevarieerde verjonging voorkomt om het zonder bijkomende aanplanting te kunnen omvormen naar een waardevol loofhoutbestand. In sterk geïsoleerde bossen zal het echter nog veel langer duren eer dit gebeurt en wellicht geraken bepaalde boomsoorten er nooit omdat hun zaden de afstand niet kunnen overbruggen. Vaak bestaat de verjonging aanvankelijk uit vlier met marginaal wat meidoorn, twee soorten die gemakkelijk door vogels over grote afstand worden verbreid. Vlier kan zich snel uitbreiden en de verjonging van andere boomsoorten bemoeilijken, zodat het aangewezen kan zijn een deel van de vlierstruiken te verwijderen (Lust *et al.* 2001). Indien het niet mogelijk is op spontane wijze een voldoende opvolging te verzekeren kan worden aangeplant onder het scherm van de populieren. Ervaring in Nederland heeft uitgewezen dat de mogelijkheden qua boomsoorten zeer uitgebreid zijn (Meiresonne 1994, Knol 1997).

Een drastische omvorming van populier naar gemengd loofhout wijzigt grondig de bosstructuur en de leefomstandigheden voor planten en dieren in het bos (lichtinval, waterhuishouding, voedselaanbod, nestmogelijkheden, enz). De effecten op de avifauna zijn vrij goed gekend: omdat de soortenrijkdom van vogels in bossen afhangt van de structuurdiversiteit (Van Elegem 1997, Butaye *et al.* 2003) en de boomlaag van een populierenbos zeer homogeen is, zal omvorming naar een structuurrijk gemengd loofbos een positief effect hebben op het aantal broedende vogelsoorten. Naar de effecten van de omvorming van een populierenbos op de vegetatie en de bodemfauna werd tot op heden echter nauwelijks onderzoek verricht.

3.5.2. Doelstelling

De bedoeling van deze detailstudie was na te gaan wat de veranderingen zijn in soortensamenstelling van de vegetatie en de bodemfauna na omvorming van een populierenbos naar (al dan niet gemengd) loofbos, in relatie tot boomsoort, fysische en chemische bodemeigenschappen en lichtcondities.

3.5.3. Studiegebieden

Voor deze studie werden 2 gebieden geselecteerd waar populierenbossen gedeeltelijk werden omgevormd naar loofhout: het Muizenbos te Ranst en het Drie Gotenbos te Hamme. In Hamme werden 4 omgevormde bestanden geselecteerd, in het Muizenbos 3 (Tabel 3.30). Telkens werd ook 1 populierenbestand onderzocht dat niet werd omgevormd (referentie). Foto's van de bestanden uit het Drie Gotenbos zijn te vinden in Bijlage 11.

Het 8 ha grote Drie Gotenbos is gelegen te Hamme, langsheen de Schelde. Het bos werd aangeplant rond 1910, op opgevoerde bodem en slib afkomstig van het rechtekken van de Schelde. In Fig. 3.38 en 3.39 is deze evolutie goed te zien. Voordien hadden de gronden altijd een landbouwgebruik gekend. Oorspronkelijk bestond het ganse bos uit populier (*P. cv Blauwe van Eksaarde*). Maar in 1983 werd 7 ha van het bos omgevormd naar loofhout (Boskers, Esdoorn, Zomereik, linde, abeel,...), aangeplant in kleine homogene groepen. In dit gedeelte werden 4 proefvlakken gekozen (Fig. 3.39). Van de resterende hectare populier werd ruim de helft opnieuw beplant met een snelgroeïende cultivar van populier. Slechts een klein deel van de oorspronkelijke aanplanting met Blauwe van Eksaarde bleef gespaard. Het referentieproefvlak werd gekozen in het stuk dat opnieuw met populier is aangeplant (Fig. 3.39).

Tabel 3.30 Overzicht van de proeflocaties en beschrijving van de geïnventariseerde bosbestanden.

Code	Proeflocatie en bestandsbeschrijving
	Drie Gotenbos (Hamme)
H boskers	Boskers
H esdoorn	Gewone esdoorn (hakhout)
H linde	Zomerlinde
H zomereik	Zomereik
H populier	Populier (referentie)
	Muizenbos (Ranst)
M linde	Winterlinde met bijmenging van Gewone es en Zomereik
M zomereik	Zomereik
M es	Gewone es
M populier	Populier (referentie)



Fig. 3.38 De Schelde te Hamme voor (1895, links) en na (1933, rechts) de rechtekking. De ligging van het huidige Drie Gotenbos is met rode lijn weergegeven.

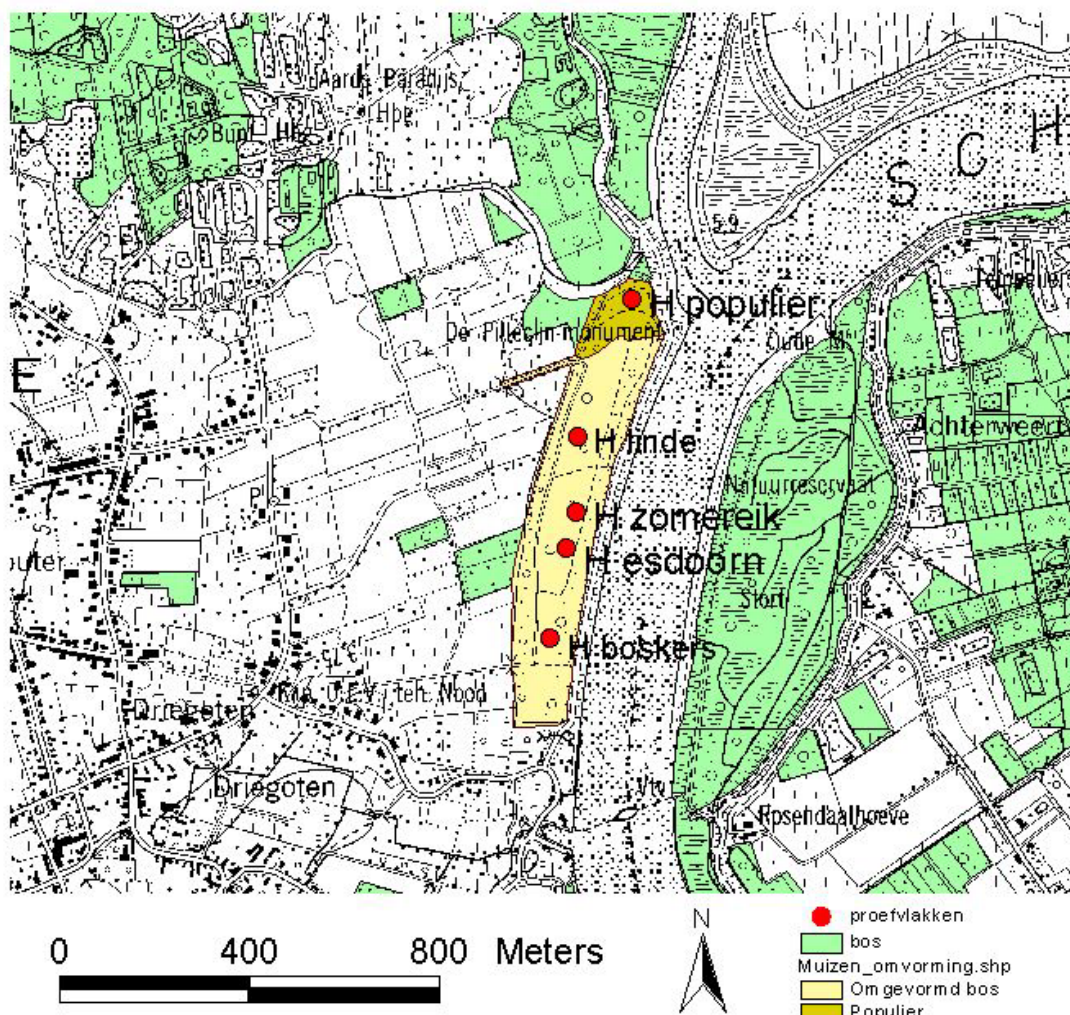


Fig. 3.39 Ligging van het Drie Gotenbos (Hamme) op de kaart van 1987 met aanduiding van de proefvlakken. De oude meander is opgehoogd en bebost.

In het bosreservaat Muizenbos werd een vergelijkbare proefopzet gerealiseerd (Fig. 3.40). Alle proefvlakken bevinden zich in het kalkrijke deel van het bos, op een aantal percelen met identieke voorgeschiedenis. Oorspronkelijk stond dit gebied op de Ferrariskaart aangeduid als

bos, werd vervolgens kortstondig ontbost en omgezet in grasland ergens tussen 1778 en 1850, maar zeker voor 1865 herbebest. Het gaat dus om relatief oud bos (≥ 140 jaar). Het bos werd aanvankelijk als hakhout beheerd, dat nadien werd omgevormd. Het referentiebestand met populier is aangeplant in 1966, na kapping van een oudere generatie populieren. De plantdatum van de generatie die eraan vooraf ging, is niet exact gekend maar situeert zich hoogst waarschijnlijk in het begin van de jaren 1920. In het populierenbestand werd traditioneel het schaarhout gekapt om de 6 jaar, om te gebruiken als staken in de groententeelt. Merk op dat dit perceel uitgebreid wordt bestudeerd in hoofdstuk 3.6. In de andere drie percelen werd aan het begin van de 20^e eeuw eveneens populier aangeplant. In 1981 werden deze percelen echter omgevormd naar loofhout door kaalkap en heraanplant (Gewone es, Zomereik, Winterlinde of een groepswijze menging daarvan).

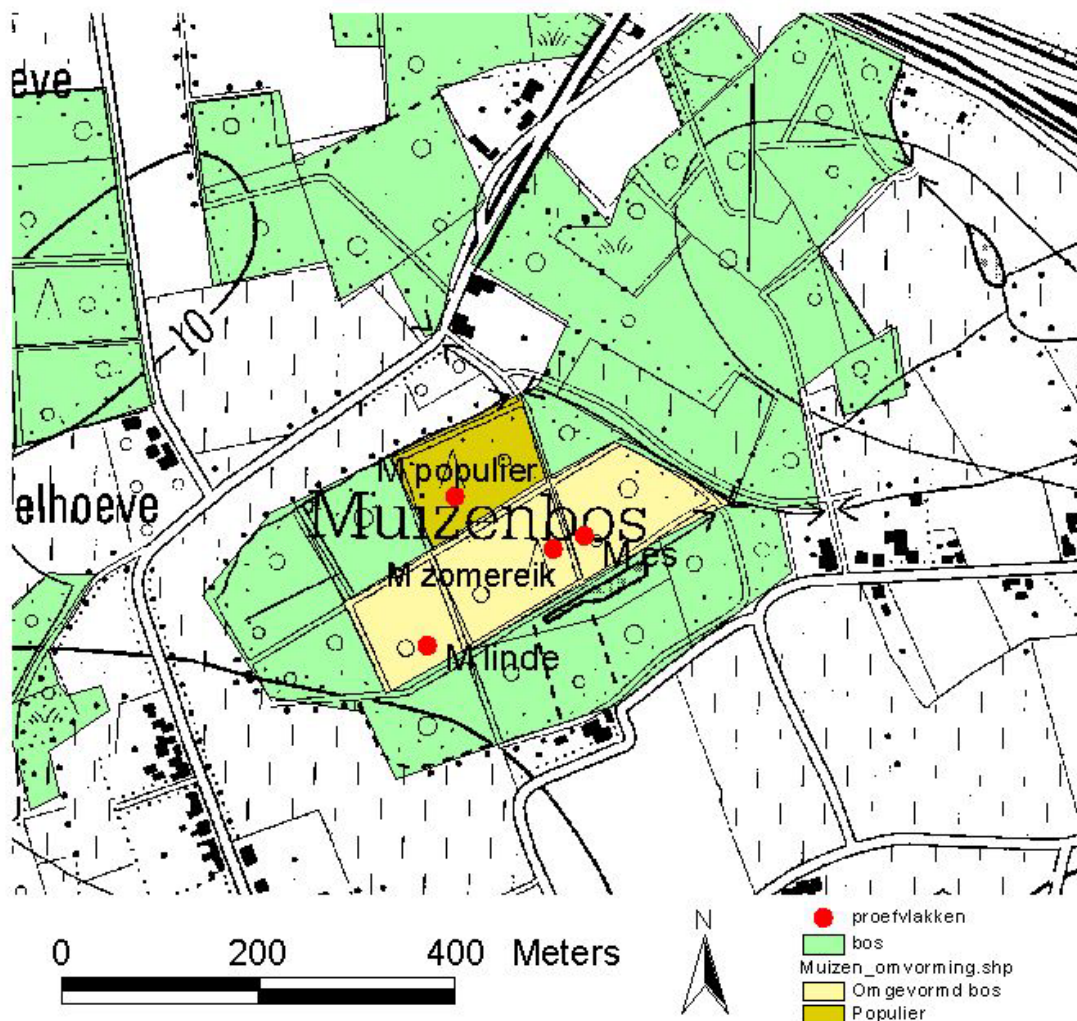


Fig. 3.40 Ligging van de proefvlakken in het Muizenbos (Ranst).

3.5.4. Proefopzet

In 2002 werd gedurende het ganse vegetatiesseizoen (april tot oktober) de bodemfauna van de bosbestanden bemonsterd. Tijdens dezelfde periode werden in de bestanden vegetatieopnames gemaakt, lichtmetingen uitgevoerd en bodemstalen genomen. Hiervoor werd dezelfde methodiek gebruikt als beschreven in hoofdstuk 3.3. (Effecten van een onderetage).

3.5.5. Data-analyse

Voor ieder geïnventariseerd populierenbestand werden de vegetatiegegevens verwerkt door per proefcirkel het aantal kruidachtige soorten te berekenen, onderverdeeld in 3 klassen:

- S: Schaduwminnende soorten
- I: Intermediaire soorten, die een zekere hoeveelheid licht vereisen en meestal in bosranden, op open plekken in bossen of op kapvlaktes voorkomen
- L: Lichtminnende soorten

Voor deze indeling werd gebruik gemaakt van de ecologische groepen waartoe een soort behoort, volgens de verschillende indelingen opgenomen in het Register Flora Vlaanderen (Biesbrouck *et al.* 2001).

De soortenrijkdom en de bedekking per individuele soort, beiden een maat voor de graad van ontwikkeling van de vegetatie gevormd door de 3 soortenklassen, werden vervolgens in verband gebracht met de variabelen die de lichtcondities in het bestand beschrijven.

Ook de bodemfaunaorganismen werden in drie klassen verdeeld:

- B: Bossoorten, soorten die uitsluitend of sterk preferentieel voorkomen in bossen of schaduwrijke plaatsen
- E: Eurytope soorten, soorten die voorkomen in een brede waaier aan habitats, inclusief bossen
- N: Niet-bossoorten, soorten die bossen ontwijken en voorkomen in open terreinen

De specialisten die identificaties uitvoerden van enkele groepen zijn: Dr. Konjev Desender (KBIN) voor de loopkevers (Carabidae), Marc Pollet (KBIN – IWT) voor de slankpootvliegen (Dolichopodidae), Wouter Dekoninck (KBIN- RUG) voor de mieren (Formicidae) en Frans Janssens en Bart De Boey (UA) voor de Collembola en Tine Van Landegem (UA - JNM) en Domir De bakker (KBIN en KMMA) voor de spinnen.

Voor de analyse en de interpretatie werden alleen die soorten in acht genomen waarvan in totaal (per bos) minstens 5 exemplaren verzameld werden. Op die manier worden toevallige vangsten uitgeschakeld. Indien er slechts één of enkele exemplaren in een bepaald station aangetroffen worden is het immers niet uit te sluiten dat de betreffende soort niet leeft in het onderzochte habitat, maar eerder afkomstig is van een aanliggend perceel. Een volledige lijst van de verzamelde dieren is terug te vinden in Bijlage 13.

De verschillen in soortenrijkdom tussen de bestanden voor de vegetatie en de bodemfauna werden getest met behulp van een Tukey-test.

3.5.6. Resultaten

De resultaten van de bodemanalyses zijn weergegeven in Tabel 3.31. De soortenrijkdom en de variabelen ter beschrijving van de dichtheid van het kronendak en de lichtinval zijn voorgesteld in Tabel 3.32.

Tabel 3.31 Overzichtstabel van de gemeten bodemvariabelen voor de proefvlakken. Voor de bestandscodes zie Tabel 3.23. Verklaring van de variabelen:

Ca = calcium

N = stikstof

Pplant = gehalte aan plantopneembaar fosfor

Ptot = totaal gehalte aan fosfor

C = koolstof

SD = standaardafwijking.

Code Bestand	pH-CaCl ₂	N ppm	Ca ppm	Pplant ppm	Ptot ppm	C %	C/N	Klei %	Leem %	Zand %	Textuur	SD Klei %	SD Leem %	SD Zand %
H boskers	4,78	1712	1799	28,2	464,2	1,92	11,2	12,1	15,1	72,8	S	2,35	2,96	5,22
H esdoorn	4,12	1075	695	40,0	329,0	1,13	10,5	6,7	10,6	82,7	Z	1,16	3,19	4,34
H linde	7,11	3216	10904	129,5	1392,4	3,40	10,6	26,4	38,9	34,8	E	5,09	7,21	12,03
H populier	4,33	1328	799	46,2	351,7	1,64	12,4	5,2	10,4	84,3	Z	1,13	4,02	5,00
H zomereik	5,24	2219	2797	45,1	698,1	2,26	10,2	16,1	20,3	63,6	L	1,92	2,87	4,73
M linde	4,10	2124	1269	6,3	342,2	2,50	11,8	12,6	38,1	49,3	L	0,87	1,17	1,69
M zomereik	7,34	2265	12933	3,0	415,1	2,35	10,4	10,1	33,9	56,0	P	0,46	2,25	2,65
M es	5,49	2473	3123	3,1	330,2	2,55	10,3	12,2	43,4	44,4	L	1,35	2,94	4,19
M populier	7,20	3225	10097	2,0	380,1	3,32	10,3	12,7	48,1	39,2	L	0,94	1,92	2,68

Tabel 3.32 Vegetatiekarakteristieken voor de proefvlakken. Voor de bestandscodes zie Tabel 3.23.

Verklaring van de variabelen:

KL = de bedekking van de kruidlaag

SLBL = de gezamenlijke bedekking van struiklaag en boomlaag

Licht = het percentage van de totale instraling dat tot op de bosbodem valt

S = het aantal schaduwminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

I = het aantal intermediaire soorten waargenomen binnen de proefcirkels

L = het aantal lichtminnende soorten waargenomen binnen de proefcirkels

N Tot = S + I + L = het totaal aantal waargenomen soorten

N Extra = het aantal soorten dat extra werd waargenomen buiten de proefcirkels

S_freq = het gemiddeld aantal schaduwminnende soorten per proefcirkel

I_freq = het gemiddeld aantal intermediaire soorten per proefcirkel

L_freq = het gemiddeld aantal lichtminnende soorten per proefcirkel

TOT_freq = S_freq + I_freq + L_freq = het gemiddeld aantal soorten per proefcirkel

S% = (S_freq/TOT_freq)*100 = het percentage bossoorten op het totaal

Code bestand	KL %	SLBL %	Licht %	S	I	L	N Tot	N Extra	S_freq sp/cirkel	I_freq sp/cirkel	L_freq sp/cirkel	Tot_freq sp/cirkel	S% %
H boskers	48	85	6,7	1	7	5	13	0	0,3	4,8	1,3	6,3	3,9
H esdoorn	4	90	1,6	0	2	1	3	0	0,0	1,8	0,2	1,9	0,0
H linde	7	95	1,0	2	1	2	5	2	0,6	1,0	0,9	2,5	23,2
H populier	9	90	1,1	1	2	1	4	0	0,1	0,9	0,6	1,6	5,1
H zomereik	3	90	1,0	0	2	1	3	2	0,0	1,8	0,1	1,8	0,0
M linde	61	81	1,3	6	10	1	17	1	3,2	2,3	0,6	6,1	52,9
M zomereik	65	82	1,5	9	9	3	21	1	3,7	3,4	0,8	7,9	46,4
M es	89	72	3,5	16	10	6	32	2	6,4	3,9	1,5	11,8	54,2
M populier	80	66	3,8	13	6	2	21	0	5,3	3,0	0,3	8,5	61,7

3.5.6.1. Drie Gotenbos (Hamme)

De bodem ter hoogte van de proefvlakken in Hamme heeft vrij sterk uiteenlopende eigenschappen (Tabel 3.31). Zo varieert de textuur van zand (Gewone esdoorn en populier) tot klei (Zomerlinde). Dit is te wijten aan verschillen in de samenstelling van het materiaal waarmee het terrein werd aangelegd: een mengeling van bodem en rivierslib. De textuurvariatie verklaart ook gedeeltelijk de verschillen in calciumgehalte en pH-CaCl₂:

kleideeltjes hebben een hoger sorptievermogen en kunnen mineralen beter vasthouden, waardoor het aanvankelijk kalkrijk materiaal op de kleirijke plaatsen (vooral slib) nog minder sterk is uitgeloofd dan op de meer zandige stukken (vooral bodemmateriaal). Met deze bodemkundige verschillen moet terdege rekening worden gehouden bij het vergelijken van de vegetatie tussen de proefvlakken, naast de mogelijk aanwezige boomsoorteneffecten. Het feit dat de bodems door calcium gebufferd zijn zou bijvoorbeeld al kunnen verklaren waarom er geen duidelijk strooiseffect waarneembaar is: de pH onder Zomereik, die een eerder zuur werkend strooisel heeft, is hoger dan onder Boskers, esdoorn en populier, boomsoorten met een mild bladstrooisel. Het valt dan ook te verwachten dat over deze relatief korte periode de effecten van de boomsoort op de bodem nog verwaarloosbaar klein zijn in vergelijking met de aanwezige verschillen in bestaande bodemkenmerken.

Wat opvalt is de duidelijk soortenrijkere vegetatie in de aanplanting met Boskers in vergelijking met de overige bestanden (Tabel 3.32 en 3.33): het aantal lichtminnende en intermediaire soorten ligt het hoogste onder Boskers. Voor de intermediaire soorten is dit verschil significant ($p < 0,05$). Dit valt te verklaren door de veel hogere lichtinval in het bestand (Tabel 3.33, Fig. 3.41 en 3.42). Ook de totale bedekking van de kruidlaag is door dit lichteffect veel hoger (Fig. 3.43), al dient gezegd dat het bijna overal sterk dominante *Ranunculus ficaria* ten tijde van de opnames (mei) al zo goed als verdwenen was. Hierdoor zijn de totale bedekkingen overal sterk onderschat. In Bijlage 11 zijn enkele foto's opgenomen die een beeld geven van het voorjaarsaspect in het bos. Voor de oud-bossoorten is er geen verschil in soortenrijkdom, maar vermits het een relatief jong bos betreft zijn oud-bosplanten sowieso nog zeldzaam: enkel *Adoxa moschatellina*, *Moehringia trinerva* en *Epipactis helleborine* (buiten de proefvlakken in het bestand met Zomereik) werden waargenomen. Ook *Listera ovata*, een kalkminnende soort, komt op enkele plaatsen voor. Het bos ligt op grote afstand van oude bossen, zodat het wellicht nog lange tijd zal blijven steken in de door *Ranunculus ficaria* gedomineerde fase waarin het zich momenteel bevindt.

In totaal werden 3494 specimen behorende tot 106 soorten bodemdieren verzameld. Van 55 soorten werden minder dan 5 exemplaren gevangen en werden dus niet verder in de analyses opgenomen. Van de 51 overblijvende soorten worden 19 als typische bossoorten geclassificeerd, 29 zijn eurytope soorten en één is een soort van open terreinen (Tabel 3.34). Net als bij de vegetatie werd het grootste aantal soorten bodemorganismen in de aanplanting met Boskers (40), gevolgd door Populier (38) en Esdoorn (37). Het laagste aantal werd aangetroffen onder Linde (33) en Zomereik (32). Met 25 is ook het aantal eurytope soorten het hoogst voor Boskers (Populier 23, Linde en Zomereik 19, Esdoorn 18). Het grootste aantal bossoorten werd aangetroffen in het bestand met Esdoorn (18) gevolgd door Populier (15), Boskers (14), Linde (13) en Zomereik (12). Niet-bossoorten zijn slechts vertegenwoordigd door één soort per boomtype. Onder Populier zijn ze zelfs volledig afwezig. Ondanks de hoger gemelde verschillen tussen de plots waren deze niet significant volgens de Tukey-test. Mogelijk is dit een gevolg van het tamelijk laag aantal herhalingen (3) per bosplot.

Significante verschillen in plantensoortrijkdom tussen de bestanden op basis van de Tukey-test voor de drie soortengroepen:

Bossoorten

H esdoorn H zomereik H populier H boskers H linde

Intermediaire soorten

H populier H linde H esdoorn H zomereik H boskers

Lichtminnende soorten

H zomereik H esdoorn H populier H linde H boskers

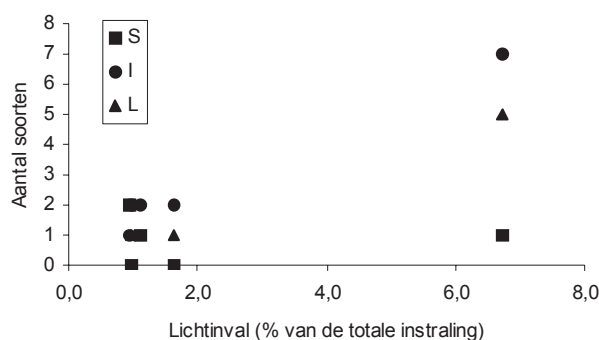


Fig. 3.41 Aantal soorten (S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten en L: lichtminnende soorten) in functie van de relatieve lichtinval in het Drie Gotenbos.

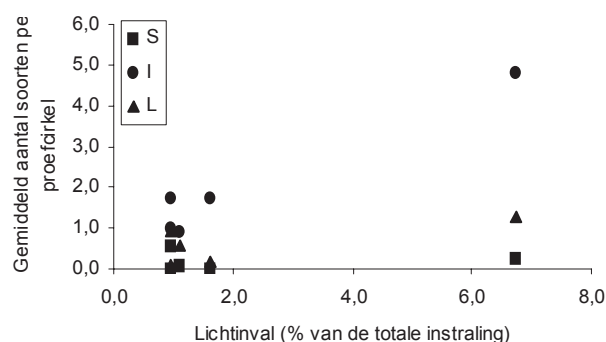


Fig. 3.42 Gemiddeld aantal soorten per proefcirkel (S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten en L: lichtminnende soorten) in functie van de relatieve lichtinval in het Drie Gotenbos.

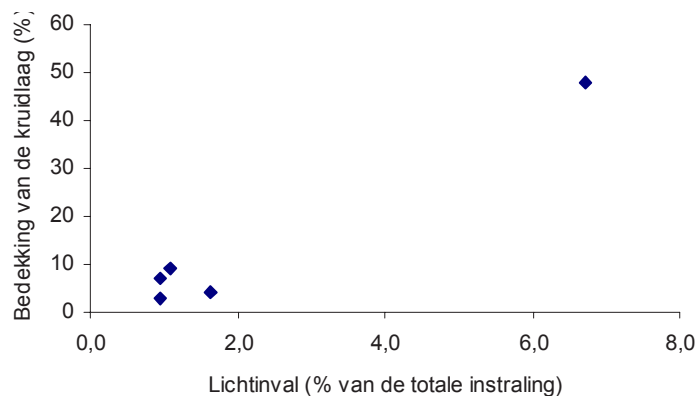


Fig. 3.43 Bedekking van de kruidlaag (%) in functie van de relatieve lichtinval.

Licht is hier dus voor het moment de meest bepalende factor voor de plantensoortenrijkdom. De bestanden bevinden zich momenteel in de stakenfase, waardoor ze zeer donker zijn. Wanneer ze ouder worden zal meer lichtvariatie ontstaan. Pas na lange tijd kan verwacht worden dat ook de geleidelijke verandering in bodemeigenschappen een rol zal gaan spelen, wat ook al bleek uit de casestudie in Mortagnebos (hoofdstuk 3.4).

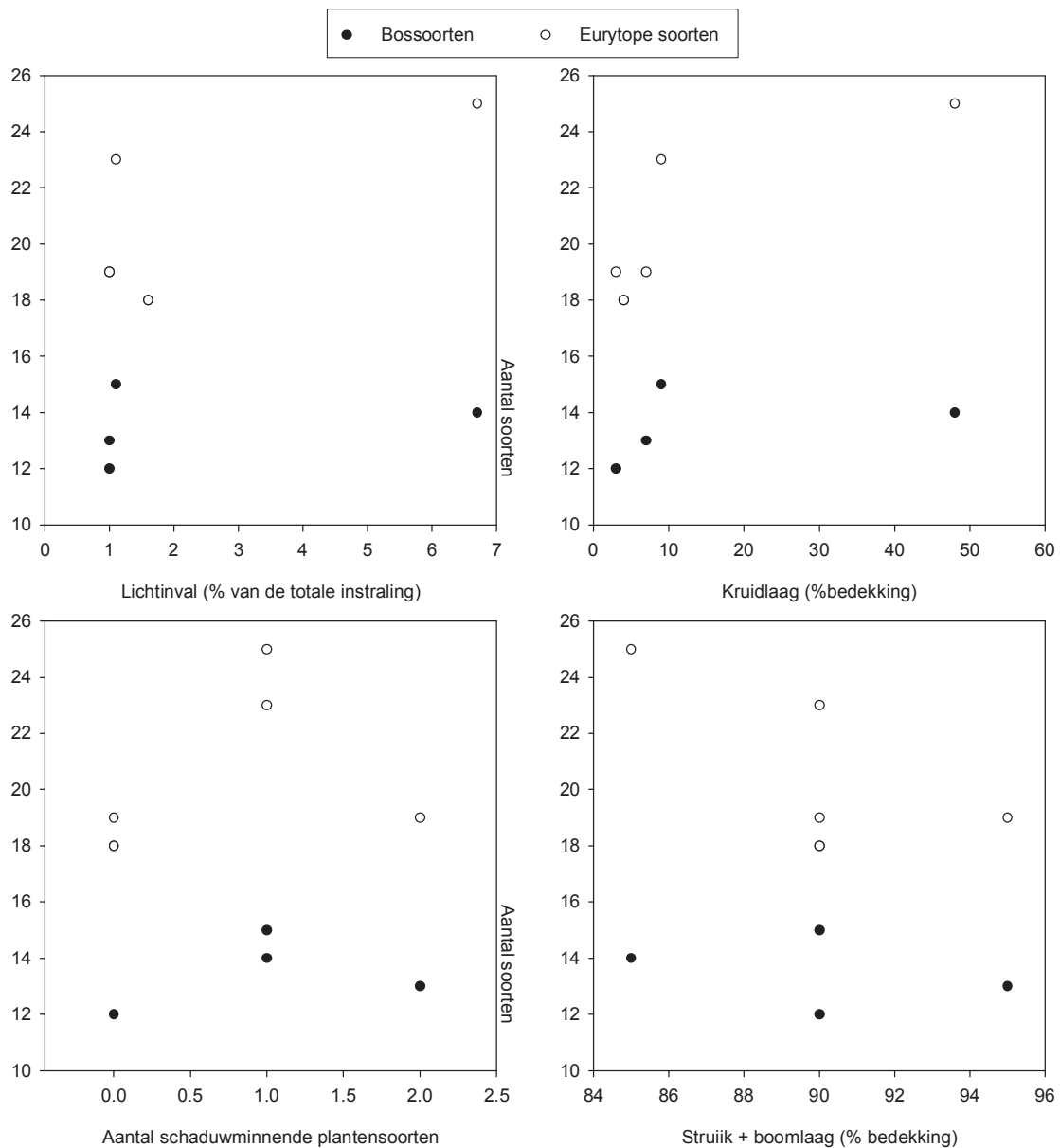


Fig. 3.44 Aantal bosbodemfaunasoorten in functie van de relatieve lichtinval, bedekking door de kruidlaag, bedekking door struiken en bomen en het aantal schaduwminnende plantensoorten in het Drie Gotenbos.

Uit Fig. 3.44 blijkt een tendens dat grootste aantal eurytope bosbodemsoorten teruggevonden wordt in de plot met de grootste lichtinval, laagste bedekking door struik-boomlaag en grootste kruidlaagbedekking. De relatie met het aantal schaduwminnende planten lijkt kwadratisch te zijn, maar we willen er wel op wijzen dat het aantal schaduwminnende planten nog zeer laag is.

Tabel 3.33 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het Drie Gotenbos, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	Boskers	esdoorn	linde	populier	Zomereik	S	I	L
<i>Glechoma hederacea</i>	100	75		42	75		*	
<i>Ranunculus ficaria</i>	92	100	100	50	100		*	
<i>Urtica dioica</i>	92	17	75	58	8			*
<i>Melandrium dioicum</i>	92						*	
<i>Veronica hederifolia</i>	83						*	
<i>Galium aparine</i>	67						*	
<i>Rubus caesius</i>	33						*	
<i>Moehringia trinerva</i>	25		8	8		*		
<i>Rumex obtusifolius</i>	17							*
<i>Galeopsis tetrahit</i>	8							*
<i>Geum urbanum</i>	8						*	
<i>Heracleum sphondylium</i>	8							*
<i>Poa annua</i>	8							*
<i>Adoxa moschatellina</i>			50			*		
<i>Arctium spp</i>			17					*

Tabel 3.34 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Drie Gotenbos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	boskers	esdoorn	linde	populier	zomereik	B	E	N	O
Carabidae	<i>Nebria brevicollis</i>	152	96	175	290	378		*		
Formicidae	<i>Myrmica rubra</i>	75	187	23	12	69		*		
Spinnen	<i>Pirata hygrophilus</i>	107	17	16		82	*			
Carabidae	<i>Agonum assimile</i>	6	18	155	10	11	*			
Spinnen	<i>Diplocephalus picinus</i>	51	39	3	41	43		*		
Formicidae	<i>Myrmica ruginodis</i>	24	13	17	21	36		*		
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	35	19	8	32	13	*			
Spinnen	<i>Monocephalus fuscipes</i>	42	8	9	40		*			
Formicidae	<i>Stenamma debile</i>		33		5	50	*			
Carabidae	<i>Leistus fulvibarbis</i>	25	11	3	38	9	*			
Carabidae	<i>Pterostichus strenuus</i>	2	2	32	29	5		*		
Spinnen	<i>Pardosa amentata</i>		16	46	3	4		*		
Spinnen	<i>Ozyptila trux</i>	8	37	3	1	9		*		
Carabidae	<i>Notiophilus biguttatus</i>	5	14	4	31		*			
Spinnen	<i>Dicymbium nigrum</i>	10	6	12	22			*		
Carabidae	<i>Loricera pilicornis</i>	3	7	20	6	2		*		
Carabidae	<i>Asaphidion curtum</i>	6	5	12	11	1	*			
Spinnen	<i>Diplostyla concolor</i>	9	4	7	14			*		
Spinnen	<i>Microneta viaria</i>	3	8		19	3	*			
Spinnen	<i>Troxochrus scabriculus</i>	8			25			*		
Spinnen	<i>Ceratinella scabrosa</i>	7	6	2	6	7	*			
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	7	1	2	1	16		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus claviger</i>	18	1	2	4		*			
Formicidae	<i>Lasius platythorax</i>	23			1			*		
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	18	1	2			*			
Spinnen	<i>Dicymbium tibiale</i>	5	9	3	1	2		*		
Dolichopodidae	<i>Xanthochlorus tenellus</i>	2	2	4	9	3		*		
Spinnen	<i>Agyneta ramosa</i>	1	2	4	11		*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	11	1	2		2	*			
Spinnen	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	1	2		12			*		
Formicidae	<i>Lasius niger</i>	6	4	1	1	2		*		
Carabidae	<i>Badister lacertosus</i>	5		1	4	1		*		
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia fimetaria</i>	10				1	*			
Sphaeroceridae	<i>Spelobia clunipes</i>	9			1	1		*		
Spinnen	<i>Trochosa terricola</i>	2	5	3		1			*	
Spinnen	<i>Saarestoa abnormis</i>	1		4	2	3		*		
Spinnen	<i>Gongylidium rufipes</i>	5	1		1	2		*		
Spinnen	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>		3		6		*			
Carabidae	<i>Pterostichus melanarius</i>			7		1		*		
Spinnen	<i>Linyphia hortensis</i>	1		3	1	2				*
Spinnen	<i>Pachygnatha degeeri</i>	6	1					*		
Spinnen	<i>Pachygnatha clercki</i>	4		1		1		*		
Spinnen	<i>Tenuiphantes flavipes</i>		1		3	2	*			
Spinnen	<i>Walckenaeria acuminata</i>	6						*		
Carabidae	<i>Carabus granulatus</i>	1		4				*		
Spinnen	<i>Clubiona comta</i>		1	1	2	1	*			
Dolichopodidae	<i>Medetera sp.</i>	3		1	1					*
Carabidae	<i>Notiophilus palustris</i>	1	4					*		
Carabidae	<i>Notiophilus rufipes</i>		2		3		*			
Spinnen	<i>Robertus lividus</i>				1	4		*		
Carabidae	<i>Trechus obtusus</i>				5			*		
Aantal soorten	51	42	37	35	40	33	19	29	1	2

3.5.6.2. Muizenbos (*Ranst*)

Ook in het Muizenbos te Ranst is de variatie in bodemkenmerken relatief uitgesproken. De textuur verschilt weinig tussen de bestanden, ze hebben alle een rijke leem- of zandleembodem. Wel verschilt het calciumgehalte vrij sterk, in gevolge natuurlijke variatie in het voorkomen van fossiel calcium in de bodem (Tabel 3.31). In werkelijkheid komen binnen elk bestand zowel kalkrijke als minder kalkrijke plekken voor, maar omdat hier slechts een beperkt aantal bodemstalen op een klein deel van de oppervlakte werd genomen, komt dit niet tot uiting. De bodem bevat overal een gering gehalte aan plantopneembaar fosfaat en heeft een vrij dikke humuslaag.

Alle onderzochte bestanden hebben een goed tot zeer goed ontwikkelde bosvegetatie, wat verklaard wordt door de gunstige bodemcondities en het voorkomen van een stuk oud bos in het Muizenbos. Wanneer de plantensoortenrijkdom van de proefbestanden onderling vergeleken wordt, dan valt echter op dat het naar es omgevormde bestand de meeste schaduwminnende soorten, intermediaire soorten én lichtminnende soorten bevat (Tabel 3.31 en 3.32, Fig. 3.45 en 3.46). Voor de lichtminnende soorten is dit verschil ook significant ten opzichte van alle andere bestanden ($p < 0,05$). Dit komt onder meer door de grote structuurvariatie in het bestand, met een sterke gradiënt in lichtinval, gaande van donker op plaatsen met een dichte struiklaag tot zeer licht op zo goed als open plekken. De andere bestanden zijn allemaal homogener en (op het populierenbestand na) meer gesloten van structuur, waardoor lichtminnende soorten minder voorkomen.

Van de bosbodemfauna werden 2774 exemplaren gevangen behorende tot 86 soorten. Van de helft van de soorten werden minder dan 5 exemplaren verzameld zodat er 43 soorten in de verdere analyses konden opgenomen worden (Tabel 3.36). De 43 soorten omvatten 18 typische bossoorten, 22 eurytope soorten en 2 niet-bossoorten. Het grootste aantal soorten (35) en eurytope soorten (18) werden aangetroffen in het populierenbestand. Zomereik en Linde hadden beide 15 bossoorten en 15 eurytope soorten. In het essenbestand tenslotte werden 11 bossoorten en 17 eurytope soorten aangetroffen. Net als in het Drie Gotenbos was het aandeel niet-bossoorten zeer klein. In populier, linde en es werden telkens 2 niet-bossoorten gevonden, in het zomereikenbestand slechts één soort. Geen van de Tukey-tests gebaseerd op de soortenrijkdom (bos-, eurytope en niet-bossoorten) gaven een significant onderscheid. Alleen het aandeel bossoorten ten opzichte van het totaal aantal soorten was significant ($p < 0,05$). De Tukey test gaf aan dat de proportie bossoorten significant kleiner was in het bestand met linde (60%) dan de overige 3 bestanden (zomereik 69 %, es 72 %, populier 71 %).

Significante verschillen tussen de bestanden op basis van de Tukey-test voor de soortengroepen:

Bosplantensoorten

linde zomereik populier es

Intermediaire plantensoorten

linde populier zomereik es

Lichtminnende plantensoorten

populier linde zomereik es

Proportie typische Bosbodemorganismen

linde zomereik populier es

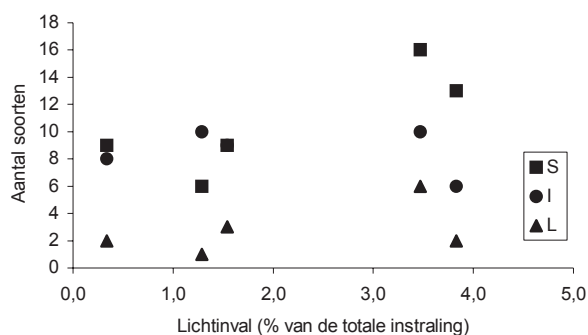


Fig. 3.45 Aantal soorten (S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten en L: lichtminnende soorten) in functie van de relatieve lichtinval in het Muizenbos.

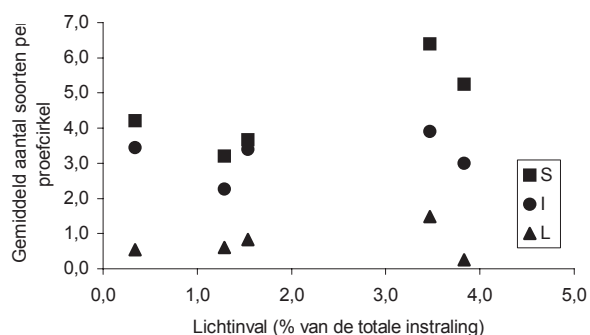


Fig. 3.46 Gemiddeld aantal soorten per proefcirkel (S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten en L: lichtminnende soorten) in functie van de relatieve lichtinval in het Muizenbos.

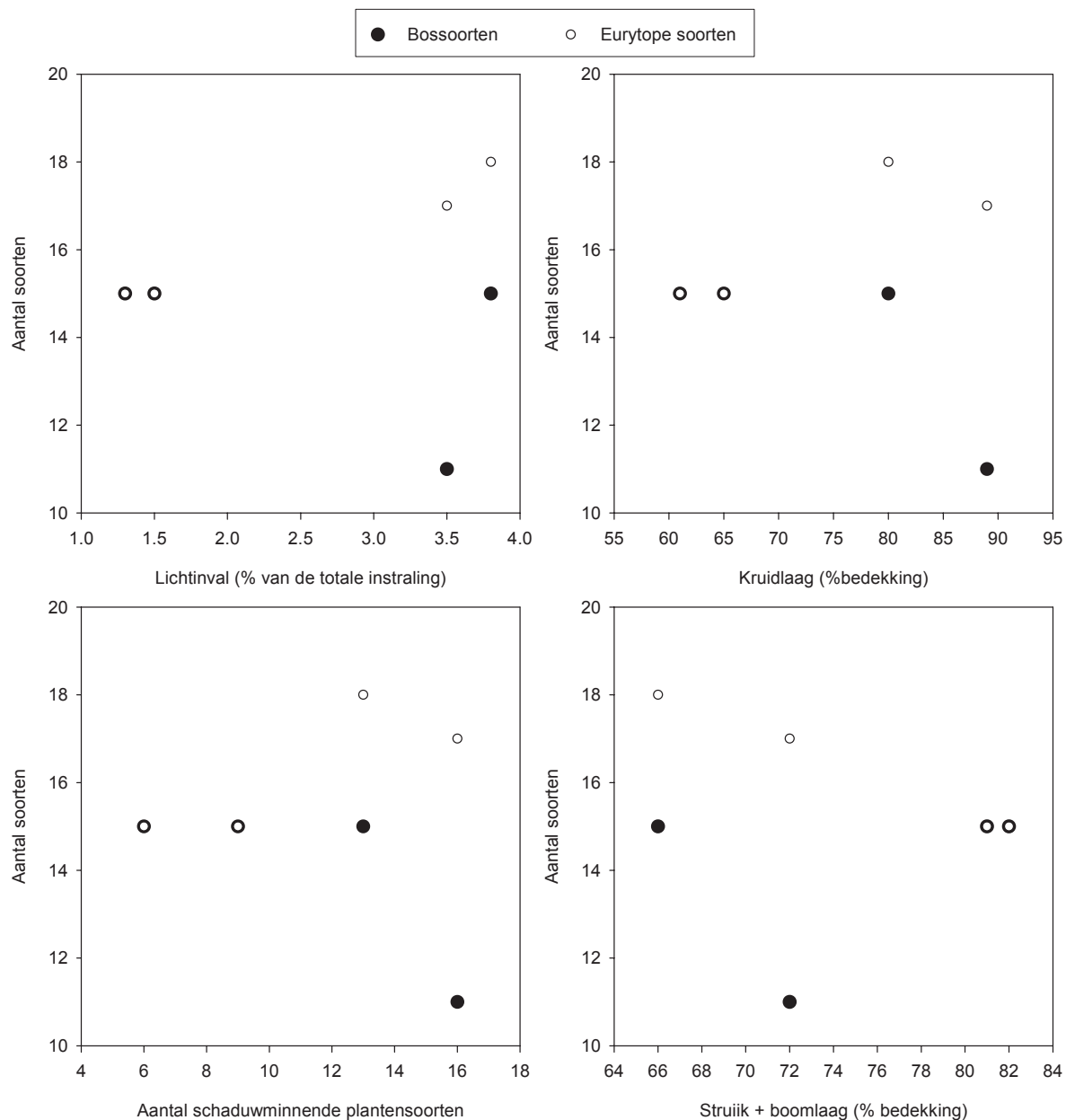


Fig. 3.47 Aantal bosbodemfaunasoorten in functie van de relatieve lichtinval, bedekking door de kruidlaag, bedekking door struiken en bomen en het aantal schaduwminnende plantensoorten in het Muizenbos.

Uit Fig. 3.47 blijkt een tendens dat het aantal eurytope bosbodemsoorten stijgt bij hogere lichtinval (lagere bedekking door struiken en bomen) en toenemende bedekking door de kruidlaag. Uit de grafiek blijkt ook een positief verband tussen het aantal schaduwminnende planten en het aantal eurytope bodemfaunasoorten. De bossoorten volgen schijnbaar het omgekeerde patroon. Dit wordt echter slechts ondersteund door één afwijkend punt.

Tabel 3.35 Waarnemingsfrequentie (% van de opnamecirkels) van de hogere plantensoorten voor de proeflocaties in het Muizenbos, gerangschikt volgens afnemende frequentie. S: schaduwminnende soorten, I: intermediaire soorten, L: lichtminnende soorten.

Soort	M6	M7	M8	M9	M10	S	I	L
<i>Lamium galeobdolon</i>	100	33		89		*		
<i>Anemone nemorosa</i>	100		100	100	93	*		
<i>Adoxa moschatellina</i>	67	58	17	11	7	*		
<i>Poa compressa</i>	60			11				*
<i>Ranunculus ficaria</i>	53	50	83	100			*	
<i>Glechoma hederacea</i>	40	100	75	22	60		*	
<i>Rubus fruticosus</i>	33		42				*	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	33							*
<i>Circaea lutetiana</i>	27	75	83	22	33	*		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	20	25	17	56	33	*		
<i>Polygonatum multiflorum</i>	20		8	56	53	*		
<i>Geum urbanum</i>	13		8	11			*	
<i>Galium aparine</i>	7	33					*	
<i>Ajuga reptans</i>	7	8				*		
<i>Cardamine flexuosa</i>	7	8				*		
<i>Moehringia trinerva</i>	7					*		
<i>Primula elatior</i>		83	58	33	40		*	
<i>Rubus caesius</i>		75	100	44	100		*	
<i>Urtica dioica</i>		50			13			*
<i>Arum maculatum</i>		42	58	33	53	*		
<i>Paris quadrifolia</i>		33	67	44	80	*		
<i>Aegopodium podagraria</i>		33	8	78	87		*	
<i>Angelica sylvestris</i>		25	33					*
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		17	50		13	*		
<i>Listera ovata</i>		17				*		
<i>Carex sylvatica</i>		8	83	33		*		
<i>Cirsium oleraceum</i>		8	42		13		*	
<i>Filipendula ulmaria</i>		8	25	44	13			*
<i>Humulus lupulus</i>			42					*
<i>Viola spp</i>			42		20	*		
<i>Cardamine pratensis</i>			33					*
<i>Stachys sylvatica</i>			25		40	*		
<i>Hedera helix</i>			17		73	*		
<i>Athyrium filix-femina</i>			8			*		
<i>Carex remota</i>			8			*		
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>			8			*		
<i>Eupatorium cannabinum</i>			8					*
<i>Juncus effusus</i>			8					*
<i>Lonicera periclymenum</i>			8				*	
<i>Maianthemum bifolium</i>			8		7	*		
<i>Symphytum officinalis</i>			8					*
<i>Ornithogalum umbellatum</i>				11			*	
<i>Dryopteris dilatata</i>					13	*		

Tabel 3.36 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties in het Muizenbos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	eik	es	linde	populier	B	E	N	O
Carabidae	<i>Agonum assimile</i>	300	86	137	152	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	47	130	56	22	*			
Carabidae	<i>Nebria brevicollis</i>	101	19	73	3		*		
Carabidae	<i>Abax ater</i>	47	17	44	65	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	7	112	16	11	*			
Formicidae	<i>Myrmica ruginodis</i>	12	36	22	27		*		
spinnen	<i>Pirata hygrophilus</i>	13	21	15	23	*			
Carabidae	<i>Carabus granulatus</i>	12	26	16	10		*		
Carabidae	<i>Carabus nemoralis</i>	18	7	12	24		*		
spinnen	<i>Monocephalus fuscipes</i>	17	31	2	8	*			
Carabidae	<i>Pterostichus strenuus</i>	13	10	7	16		*		
spinnen	<i>Diplostyla concolor</i>	7	4	13	8		*		
spinnen	<i>Agyneta ramosa</i>		16	5	7	*			
Carabidae	<i>Loricera pilicornis</i>	2	5	15	2		*		
spinnen	<i>Pardosa amentata</i>	2		16	5		*		
Carabidae	<i>Agonum moestum</i>	1	8	9	4		*		
spinnen	<i>Diplocephalus picinus</i>	14	0	6	2		*		
Dolichopodidae	<i>Hercostomus parvilamellatus</i>	2	9	1	9			*	
spinnen	<i>Ceratinella scabrosa</i>	8	8	2	3	*			
Carabidae	<i>Asaphidion curtum</i>	9			6	*			
Carabidae	<i>Pterostichus madidus</i>	1		10		*			
Carabidae	<i>Bembidion biguttatum</i>		4	2	5			*	
spinnen	<i>Pachygnatha listeri</i>	4		3	3	*			
spinnen	<i>Dicymbium nigrum</i>		10				*		
spinnen	<i>Gongylidium rufipes</i>	3	3		3		*		
Sphaeroceridae	<i>Pullimosina moesta</i>	4	4		1	*			
spinnen	<i>Microneta viaria</i>	5		3	1	*			
Dolichopodidae	<i>Teuchophorus nigricosta</i>	3	3		2				*
Carabidae	<i>Agonum viduum</i>		1	6	1		*		
spinnen	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	7		1			*		
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>		1	4	1	*			
Dolichopodidae	<i>Chrysotus gramineus</i>	2	3		1		*		
spinnen	<i>Ozyptila trux</i>			4	2		*		
Carabidae	<i>Badister sodalis</i>	4			1		*		
Formicidae	<i>Myrmica rubra</i>		2	2	1		*		
Aantal soorten	35	28	27	28	32	14	18	2	1

3.5.7. Aanbevelingen voor het bosbeheer

Een groot aantal basenminnende bosplanten kunnen onder populier groeien omwille van de bodemverbeterende eigenschappen van het strooisel van populier (De Keersmaeker & Muys 1995, Thomaes 2001). Boomsoorten als eik, beuk en Zwarte els hebben een sterker verzurend effect op de bodem dan populier. Vervanging van populier door deze boomsoorten zou dus mogelijk indirect een negatieve impact kunnen hebben op de kruidvegetatie (Dossche 1998, hoofdstuk 3.4). Omvorming dient dus bij voorkeur te gebeuren met boomsoorten die vergelijkbare strooiseleigenschappen hebben als populier, bijvoorbeeld Gewone es.

Voor de bodemfauna werd geen tot weinig effect gevonden voor omvorming. De soortendiversiteit verschilde niet tussen de boomsoorten en er waren praktisch geen niet-bossoorten aanwezig, zelfs in het geïsoleerde Drie Gotenbos. Dit wijst er op dat de kolonisatie

al vroeger heeft plaatsgevonden vanaf het moment dat de bossen werden aangeplant. Het omvormen naar andere boomvormen had geen verder effect.

3.5.8. Conclusies

Voor de bestudeerde boomsoorten lijkt de omvorming een relatief geringe invloed te hebben gehad op de soortensamenstelling van de kruidvegetatie en bodemfauna, zeker naar bossoorten toe. De bestanden werden echter pas vrij recent omgevormd zodat eventuele effecten zich mogelijk nog moeten manifesteren. Alleen lange termijnonderzoek kan in die zin een antwoord bieden.

3.6. VERGELIJKING VAN EEN POPULIERENBESTAND EN EEN ESSENBESTAND IN HET MUIZENBOS

3.6.1. Inleiding

Populieren en essen hebben vergelijkbare ecologische eigenschappen: ze groeien beide zeer goed op vochtige, voedselrijke, alluviale leem- en zandleembodems en hebben beide een goed afbreekbaar bladstrooisel. Waar es van nature in de Vlaamse valleibossen voorkomt, hebben populierenbossen op veel plaatsen het natuurlijke bos vervangen. Omtrent de invloed van het inplanten van een oude bossite met populier op de aanwezige fauna en flora is evenwel nog weinig geweten. Om dit te onderzoeken werd de vegetatie en de bodemfauna van twee aaneengrenzende bosbestanden (es en populier) in detail vergeleken.

3.6.2. Studiegebied

De geselecteerde bosbestanden liggen in het bosreservaat het Muizenbos te Ranst, beide op kalkrijke, fosforarme bodem (Fig. 3.43). Beide bestanden hebben eenzelfde isolatiegraad en een volledig gelijke historiek inzake landgebruik, met een kortstondige ontbossing tussen 1778 en 1850 en een herbebossing voor 1865. De opgaande essen zijn ongeveer 80 jaar oud en ontstonden uit een geleidelijke omvorming van hakhout na 1918. Uit de vorm van de essen kan afgeleid worden dat dit door spaartelgen gebeurde. Het naburige populierenbestand is aangeplant in 1966, na kapping van een oudere generatie populieren. De plantdatum van de generatie die eraan voorafging, is niet exact gekend maar situeert zich volgens oude beheernota's hoogst waarschijnlijk in het begin van de jaren 1920. In het populierenbestand werd traditioneel het schaarhout gekapt om de 6 jaar, om te gebruiken als staken in de groenteteelt. Momenteel is het beheer stopgezet, zodat het populierenbos in spontane omvorming is naar gemengd loofhout. Het bestand werd daarom ook reeds onderzocht in het kader van de effecten van omvorming (hoofdstuk 3.5).

3.6.3. Proefopzet

Voor de bemonstering werd een raster van 100×100 m uitgezet, dat werd ingedeeld in hokken van 5×5 meter. Het raster overlapt gedeeltelijk de twee studiepercelen, alsook het tussenliggende onverharde pad (Fig. 3.48). Aan de zuidelijke zijde van het raster zijn enkele punten weggevallen omdat ze op een pad met specifiek beheer kwamen te liggen.

Op ieder rasterpunt (413 in totaal) werd een proefvlak gelokaliseerd waarin vegetatie, lichtinval en bodemkarakteristieken werden bestudeerd. Van de rasterpunten lagen er 208 in het essenbestand, 182 in het populierenbestand en 23 op het centrale middenpad.

De vegetatieopnames gebeurden binnen een cirkel met oppervlakte $0,5 \text{ m}^2$ ($R = 39,9 \text{ cm}$) rond elk rasterpunt. De bemonsteringsdichtheid is daarmee $0,5 \text{ m}^2$ per 25 m^2 bos ($= 2 \%$). De vegetatieopname bestond erin de presentie van alle plantensoorten binnen de cirkel te noteren. De individuele bedekkingen van de soorten werden niet ingeschat, wel de totale bedekking van de kruidlaag en de boomlaag.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte methodiek voor de lichtmetingen en de bodemstaalname wordt verwezen naar hoofdstuk 3.3 (effect van een onderetage).

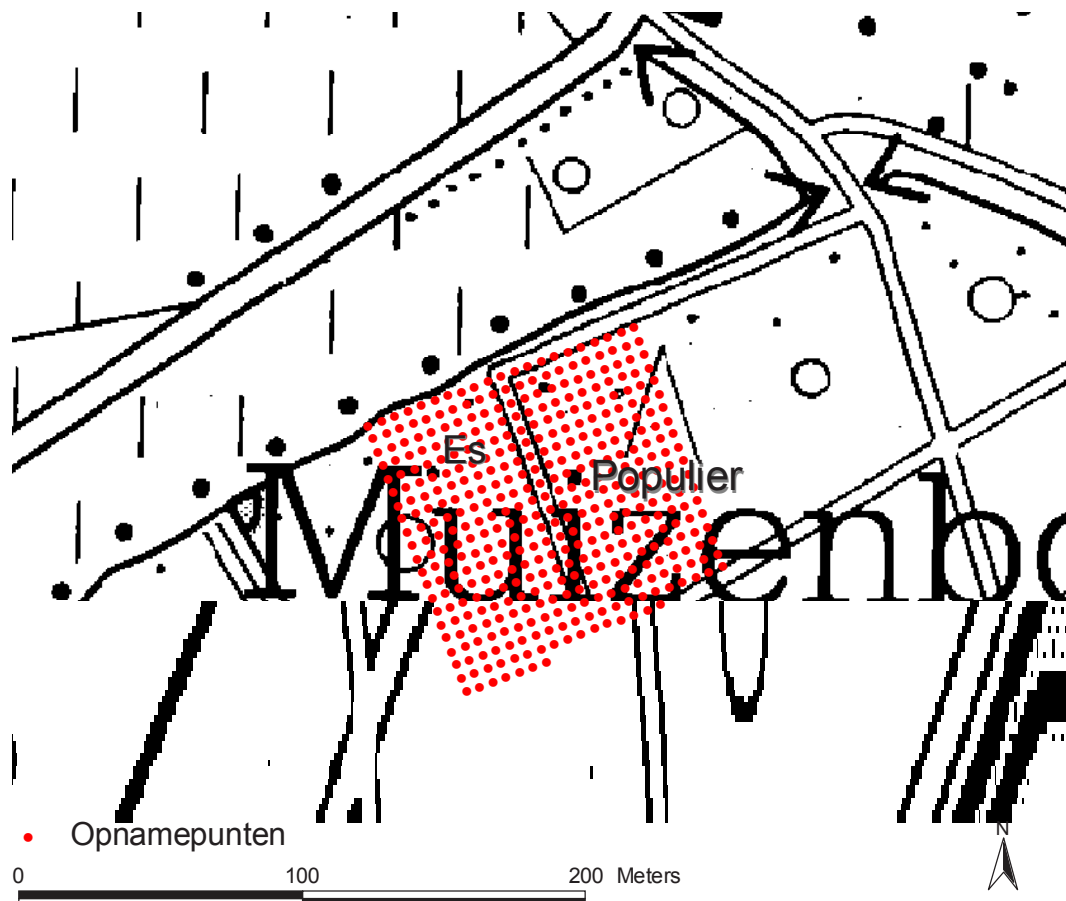


Fig. 3.48 Ligging van het raster in het populieren- en essenbestand in het Muizenbos.

De bodemorganismen werden verzameld met pitvallen. Hiervoor werd dezelfde methodiek gebruikt als beschreven in hoofdstuk 3.3. (Effecten van een onderetage). Voor de analyse werden de bodemfaunaorganismen in drie klassen verdeeld:

- B: Bossoorten, soorten die uitsluitend of sterk preferentieel voorkomen in bossen of schaduwrijke plaatsen
- E: Eurytope soorten, soorten die voorkomen in een brede waaier aan habitats, inclusief bossen
- N: Niet-bos soorten, soorten die bossen ontwijken en voorkomen in open terreinen.

De specialisten die identificaties uitvoerden van enkele groepen zijn: Dr. Konjev Desender (KBIN) voor de loopkevers (Carabidae), Marc Pollet (KBIN – IWT) voor de slankpootvliegen (Dolichopodidae), Wouter Dekoninck (KBIN- RUG) voor de mieren (Formicidae), Frans Janssens en Bart De Boey (UA) voor de Collembola en Tine Van Landegem (UA - JNM) en Domir De bakker (KBIN en KMMA) voor de spinnen.

Voor de analyse en de interpretatie werden alleen die soorten in acht genomen waarvan in totaal (per bos) minstens 5 exemplaren verzameld werden. Op die manier worden toevallige vangsten uitgeschakeld. Indien er slechts één of enkele exemplaren in een bepaald station aangetroffen worden is het immers niet uit te sluiten dat de betreffende soort niet leeft in het onderzochte habitat, maar eerder afkomstig is van een aanliggend perceel.

3.6.4. Karakterisering van beide bestanden

Eerst werd nagegaan in hoeverre de twee bestanden van elkaar verschillen inzake structuur, lichtkarakteristieken en bodemkenmerken.

3.6.4.1. Bestandsstructuur en lichtkarakteristieken

Het essenbestand heeft na 80 jaar bijna de kapbare leeftijd bereikt en is vrij ijl geworden. Op het grootste deel van de oppervlakte heeft zich echter een dichte onderetage van voornamelijk Hazelaar gevestigd, waardoor het bos toch vrij gesloten is (Fig. 3.49). Andere bomen en struiken die sporadisch in de onderetage voorkomen (samen minder dan 10 %) zijn lijsterbes, meidoorn, linde, Rode kornoelje, Rode bes, Boswilg, Gewone es, Boskers, Zomereik, Vuilboom, Gewone esdoorn, Noorse esdoorn en Zwarte els.

Het populierenbestand bestaat uit volwassen bomen (leeftijd 38 jaar, diameter ca. 60-70 cm) (Fig. 3.50). De onderetage in het bestand is matig dicht en bestaat hoofdzakelijk uit verjonging van Gewone es (vroeger als hakhout uitgebaat) en Rode kornoelje. In het zuidelijke deel van het bestand komt plaatselijk ook Hazelaar, Zwarte els, Gewone esdoorn, Rode bes, Zomerlinde en meidoorn voor. Hier en daar is verjonging van Zomereik, lijsterbes, Gelderse roos, olm, Zwarte bes en Amerikaanse vogelkers te vinden.



Fig. 3.49 Foto van de kenmerkende structuur van het essenbestand, genomen in het voorjaar (Muizenbos, Ranst).

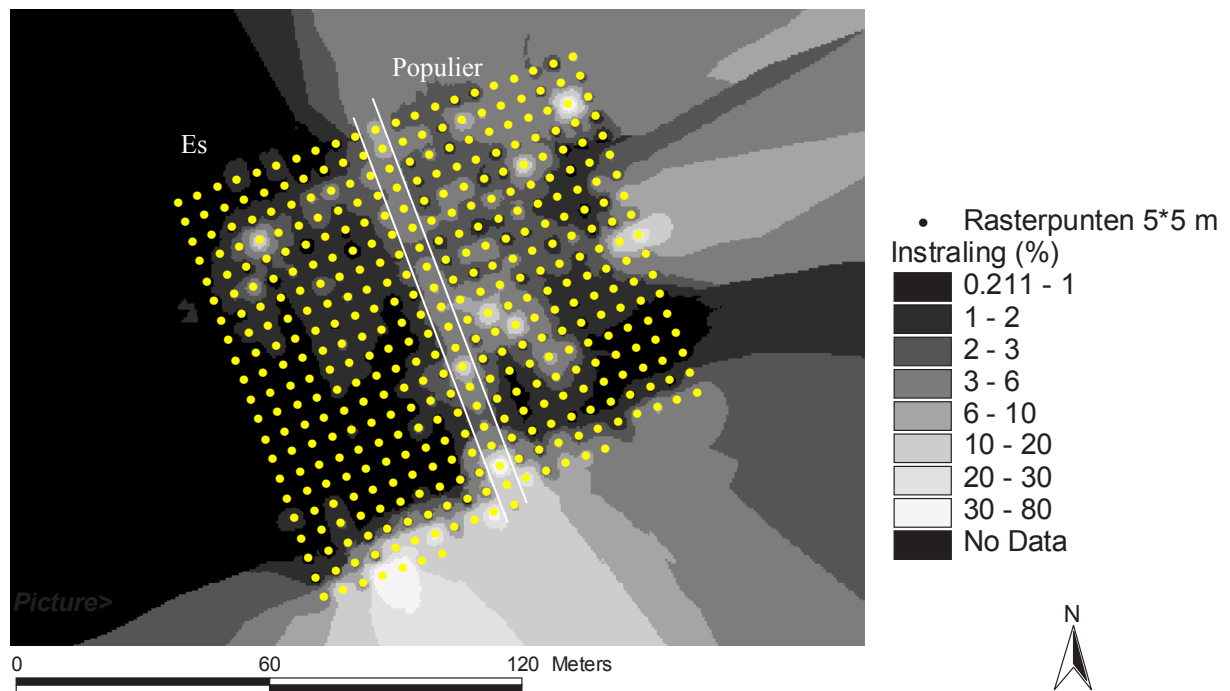


Fig. 3.50 Foto van de kenmerkende structuur van het populierenbestand, genomen in het voorjaar (Muizenbos, Ranst).

Visueel valt duidelijk op dat de onderetage van Hazelaar in het essenbestand dichter is dan de onderetage van es en Rode kornoelje onder de populieren, waardoor er op die plaatsen in het populierenbos meer licht op de bodem terechtkomt. Dit blijkt uit Fig. 3.51 die bekomen werd na interpolatie van de meetwaarden (bekomen met een luxmeter) aan de hand van: a) een gewone interpolatie en b) geostatistiek (kriging). Waar in het zuidelijk deel van het populierenbos meer Hazelaar, Zomerlinde of Zwarte els voorkomt, is de dichtheid van de onderetage vergelijkbaar met die in het essenbestand. In het essenbestand komen sedert enkele jaren enkele lichtere plekken voor, vooral langsheen de rand met het tussenliggende pad, het zuidelijke pad en een enkele binnen het bestand (Fig. 3.51). Op deze plaatsen stonden populieren, waarmee ooit het essenbestand werd ingeboet en die in de voorbije jaren zijn gekapt. De exacte plantdatum van de populieren is evenwel niet gekend. Ook in het populierenbestand komen een aantal lichtrijke plekken voor.

a)

Interpolatie Instraling (%)



b)

Krigingkaart Instraling (%)

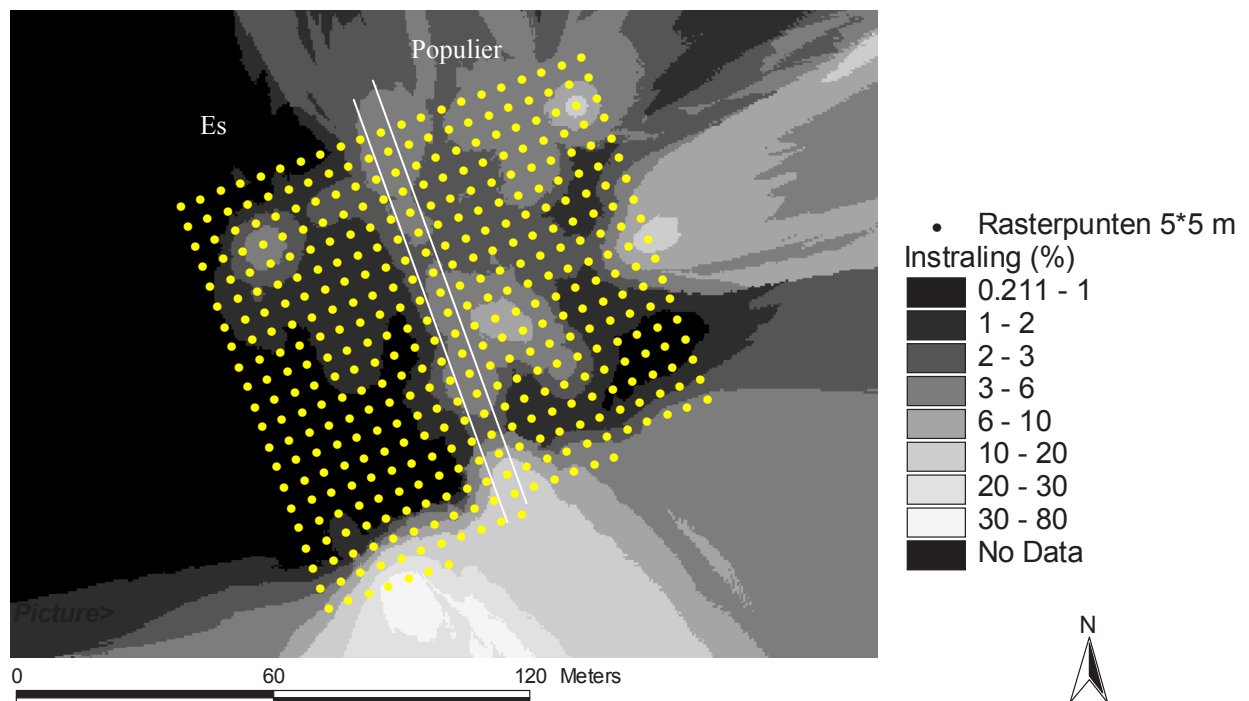


Fig. 3.51 kaart van de instraling op basis van: a) interpolatie en b) kriging.

Gemiddeld is de lichtinval in het populierenbos iets hoger dan in het essenbestand, al is het verschil relatief gering (2,78 % instraling bij es t.o.v. 3,29 % bij populier). De geschatte

waarden voor de gezamenlijke bedekking van de boom- en struiklaag wijzen vreemd genoeg op een gemiddeld hogere overscherming in het populierenbos (verschil 10 %, Tabel 3.37). Dit ligt naar alle waarschijnlijkheid aan een systematische fout bij het schatten van de bedekkingen: de bedekking van de samengestelde, vrij veel licht doorlatende bladeren van es wordt vaak onderschat, waar dit bij de bladeren van populier minder het geval is. Voor verdere vergelijking werd dan ook alleen gewerkt met de meer betrouwbare lichtmetingen.

Tabel 3.37 Vergelijking van populier en Gewone es in het Muizenbos in 2002. De waarden zijn gemiddelden.

	Populier	Es
Gemiddelde indicatorwaarde voor licht (Ellenberg 1974)	4,77	4,56
Relatieve lichtinval	3,29 %	2,78 %
pH-CaCl ₂ 5-10 cm	6,2	5,6
pH-CaCl ₂ 10-20 cm	6,6	6,2
Ca 5-10 cm (ppm)	5.207	4.003
Ca 10-20 cm (ppm)	6.987	5.264
Bedekking boom- en struiklaag	70,9 %	60,2 %
Bedekking kruidlaag	81,5 %	76,6 %
Totale soortenaantal (alle plots)	41	51
Aantal oud-bossoorten (alle plots)	17	19
Aantal soorten/plot	8,43	8,38
Aantal oud-bossoorten/plot	3,90	4,11
Niet gemeenschappelijke soorten	<i>Ornithogalum pyrenaicum</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Cardamine flexuosa</i> , <i>Valeriana repens</i> , <i>Heracleum sphondylium</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Stellaria holostea</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Galeopsis tetrahit</i> , <i>Lychnis flos-cuculi</i> , <i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Myosotis scorpioides</i> , <i>Poa trivialis</i>
Aanzienlijk hogere bedekking	<i>Rubus caesius</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>listera ovata</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Carex sylvatica</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Ranunculus ficaria</i>
Gemeenschappelijke soorten	<i>Stachys sylvatica</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Dactylorhiza fuchsii</i> , <i>Viola reichenbachiana</i> , <i>Carex sylvatica</i> , <i>Dryopteris dilatata</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Moehringia trinerva</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Geum urbanum</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Ornithogalum umbellatum</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Sanicula europaea</i> , <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Ajuga reptans</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Adoxa moschatellina</i> , <i>Taraxacum spp</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Primula elatior</i> , <i>Symphytum officinalis</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Poa annua</i> , <i>Aegopodium podagraria</i>	

Opvallend is het verschil tussen de twee statistische methoden. De interpolatietechniek geeft voor lichtrijke vlekken een hoge piekwaarde, maar de invloed van de individuele waarden in het horizontaal vlak is gering. Kriging geeft daarentegen een eerder 'smoothed' beeld, met lagere piekwaarden, maar met een verderstrekkend effect in het horizontaal vlak. Welk van beide modellen het meest bij de werkelijkheid aanleunt is moeilijk uit te maken, vermits de grootte, de intensiteit en de positie van een lichtvlek op de bosbodem variëren met de positie en hoogte van de zon gedurende de dag.

Opmerkelijk is dat de huidige situatie ten opzichte van 10 jaar geleden een lichtjes gewijzigd beeld toont, in die zin dat de verschillen in lichtcondities tussen beide bestanden kleiner zijn

geworden. Dit blijkt uit meetgegevens van De Keersmaeker (1993), die in 1992 vijf proefvlakken van 9 m² in elk van beide bestanden inventariseerde en vergeleek (Tabel 3.38). Sindsdien is de onderetage van het populierenbos dichter geworden, met een vermindering van de lichtinval tot gevolg (5,5 % naar 3,29 % lichtinval). Het essenbestand is dan weer net iets ijler geworden (1,5 % naar 2,78 % lichtinval), ingevolge de kapping van de populieren die destijds in het bestand zijn aangeplant.

Tabel 3.38 Vergelijking van populier en es in het Muizenbos op basis van opnamegegevens uit 1992 (De Keersmaeker 1993).

	Populier	Es
Gemiddelde indicatorwaarde voor licht (Ellenberg 1974)	4,15	3,80
Relatieve lichtinval	5,5 %	1,5 %
Totale soortenaantal (45 m ²)	27	23
Aantal oud-bosplanten	13	9
Niet gemeenschappelijke soorten	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Sanicula europaea</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Lonicera periclymenum</i>	<i>Geum urbanum</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Adoxa moschatellina</i>
Aanzienlijk hogere bedekking	<i>Hedera helix</i> , <i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Lamium galeobdolon</i>
Gemeenschappelijke soorten	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Viola reichenbachiana</i> , <i>Carex sylvatica</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Ornithogalum umbellatum</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Listera ovata</i> , <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Primula elatior</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Aegopodium podagraria</i>	

Het geringer aantal soorten in 1992 ten opzichte van 2002 valt te begrijpen door het verschil methodiek: 5 proefvlakken van 9 m² geven immers minder informatie dan respectievelijk 208 en 182 proefvlakken van 0,5 m² die volgens een gelijkmatig raster over het beide bestanden verspreid liggen.

3.6.4.2. Bodemkenmerken

3.6.4.2.1. pH-CaCl₂ en calciumgehalte

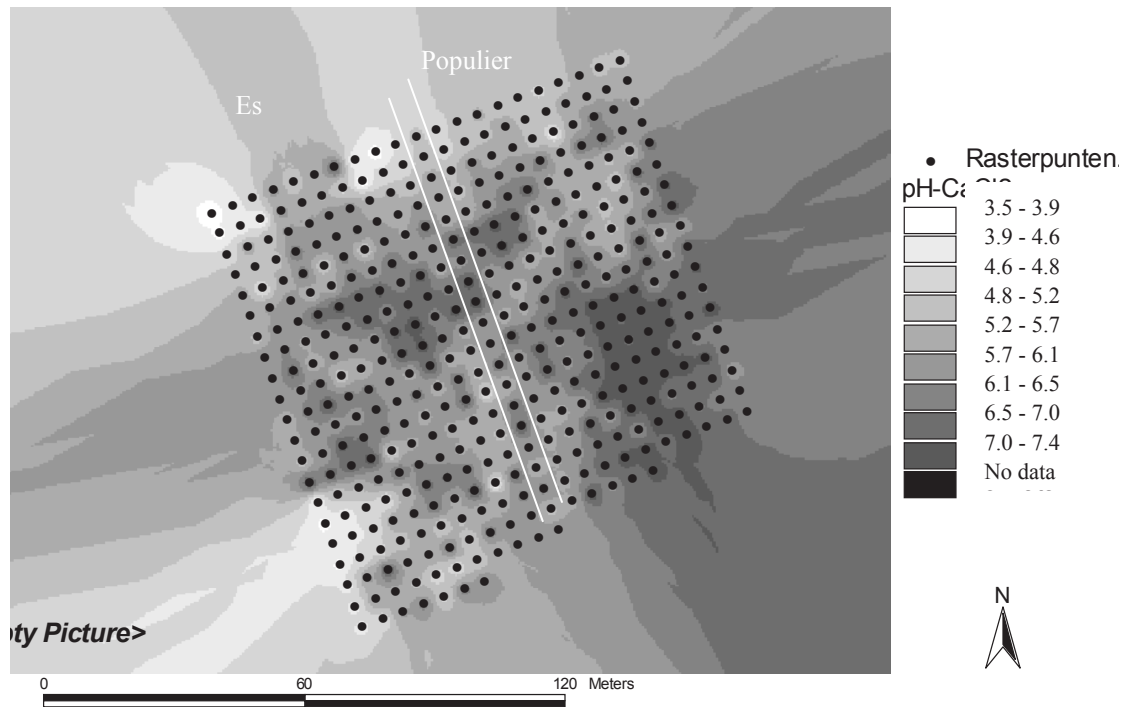
Uit de vergelijking van de meetwaarden blijkt dat de pH-CaCl₂ in de bovenste bodemlaag (5 tot 10 cm diepte) gemiddeld 0,56 eenheden hoger is in het populierenbestand (Tabel 3.37). Ook in de laag tussen 10 en 20 cm diepte bestaat er nog een verschil van 0,43 pH-eenheden in het voordeel van de populier.

Op basis van de meetwaarden werden door middel van interpolatie en kriging kaarten gemaakt van de pH-CaCl₂ en het calciumgehalte, beide op een diepte van 5-10 cm (Fig. 3.52 en 3.53). Hieruit blijkt dat binnen de bestanden duidelijk merkbare pH-verschillen voorkomen, die gelijklopen met evenredige verschillen in calciumgehalte. Vooral aan de zuidelijke kant van het populierenbos komt een plek voor met pH-waarden en calciumgehalten die hoger dan gemiddeld zijn. De pH-CaCl₂ vertoont inderdaad een sterke correlatie met het calciumgehalte van de bodem ($r = 0,78$; Fig. 3.54). Deze figuur geldt voor een bodemdiepte van 5 tot 10 cm; voor een diepte van 10-20 cm werd eenzelfde correlatie en een analoge figuur gevonden. Dit verband toont aan dat het gemiddeld hogere calciumgehalte

in de bodem van het populierenbos oorzaak is van het pH-verschil tussen beide bestanden. Vanaf ongeveer pH 7 toont Fig. 3.54 geen lineair verband meer tussen pH en calciumgehalte. Dit calcium is afkomstig van kalkfossielen in de bodem, waarvan de concentratie lokaal varieert. De hoge waarden voor calcium zijn in feite outliers, veroorzaakt doordat de bodemstalen werden gemalen voor de analyse. Bij het malen zijn in een aantal gevallen kalkkorreltjes mee verbrijzeld, waardoor een veel hogere waarde werd gemeten dan de reële uitwisselingscapaciteit.

a)

Interpolatie pH-CaCl₂



b)

Krigingkaart pH-CaCl₂

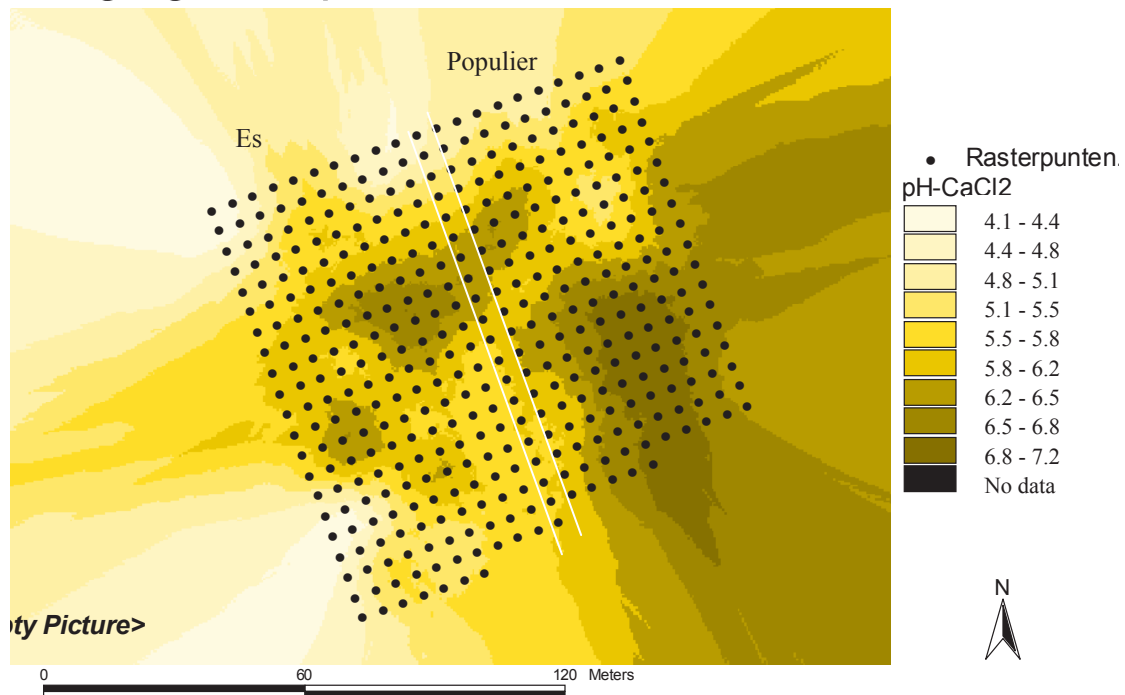
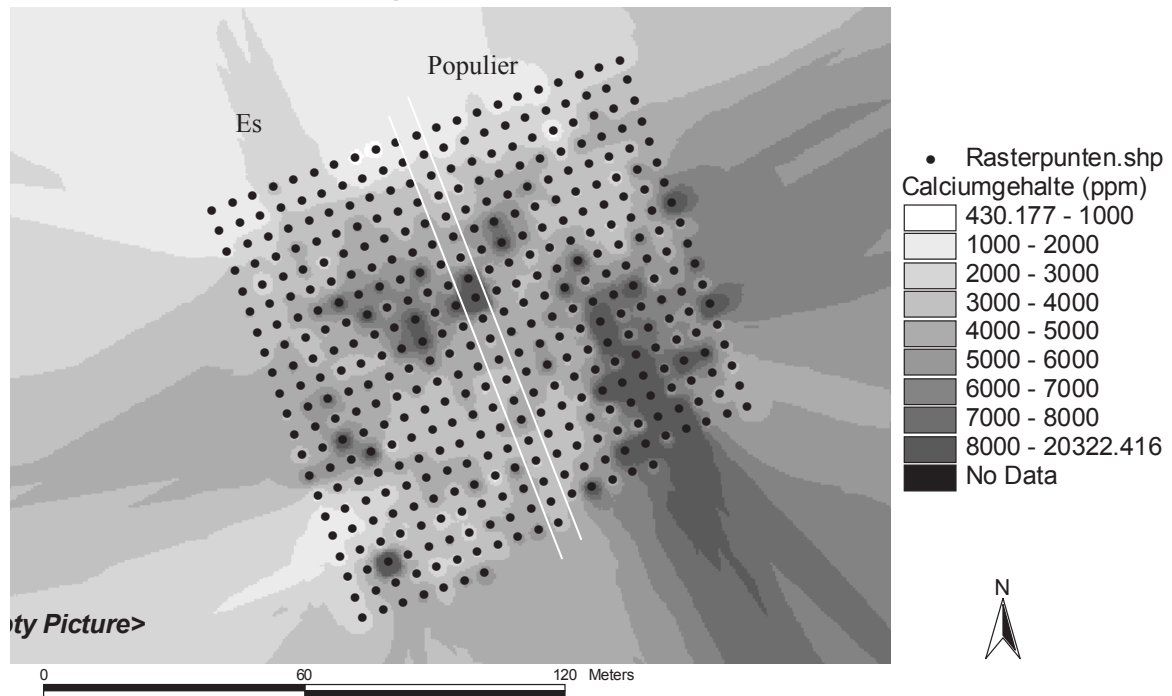


Fig. 3.52 Kaart van de pH-CaCl₂ (5-10 cm) op basis van: a) interpolatie en b) kriging.

a)

Interpolatie Ca-gehalte



b)

Krigingkaart Ca-gehalte

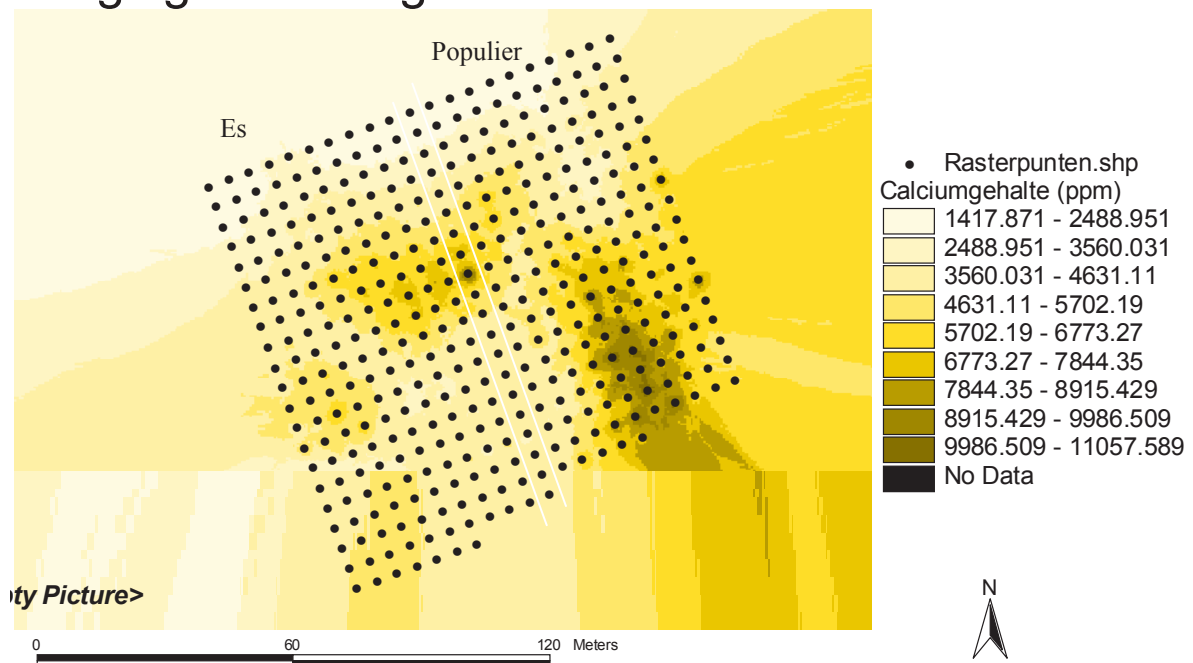


Fig. 3.53 Kaart van het calciumgehalte (ppm) (5-10 cm) op basis van: a) interpolatie en b) kriging.

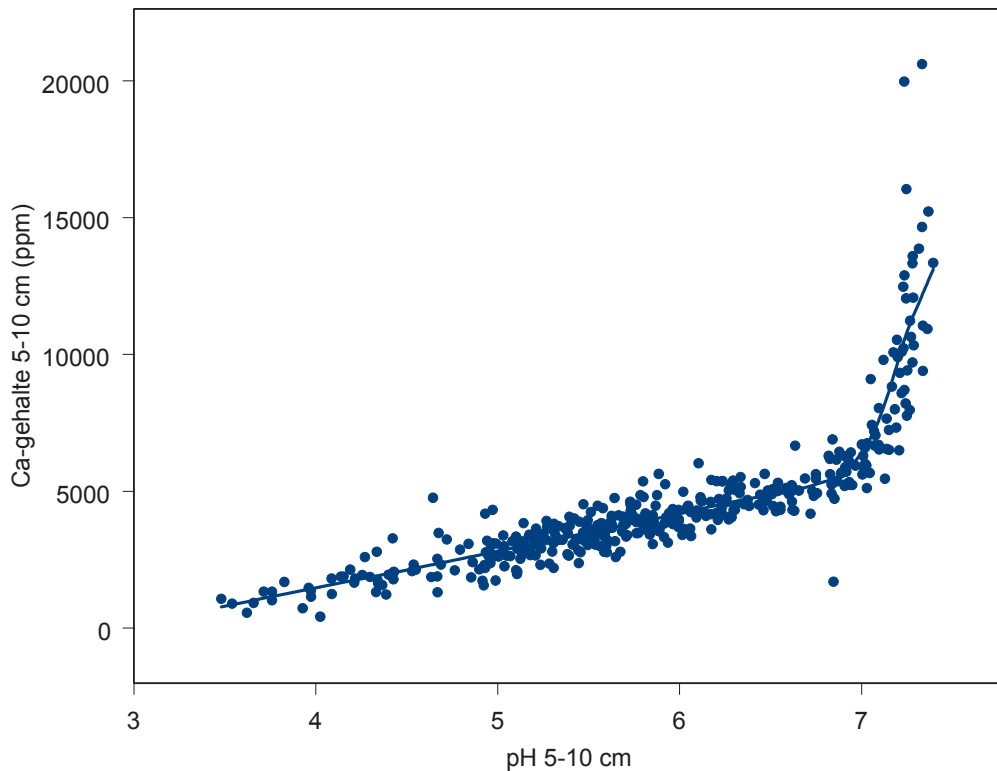


Fig. 3.54 Verband tussen de pH-CaCl₂ en het calciumgehalte in de bodem tussen 5 en 10 cm diepte. De curve werd gefit door middel van een smoothed model.

Om na te gaan of er ook een boomsoorteneffect is dat kan worden losgekoppeld van de natuurlijke variatie in het calciumgehalte werd voor elke rij opnamepunten binnen es en populier de spreiding op de meetwaarden uitgezet door middel van boxplots (Fig. 3.55). Hetzelfde gebeurde in de richting loodrecht hierop, dus evenwijdig met het pad (Fig. 3.55).

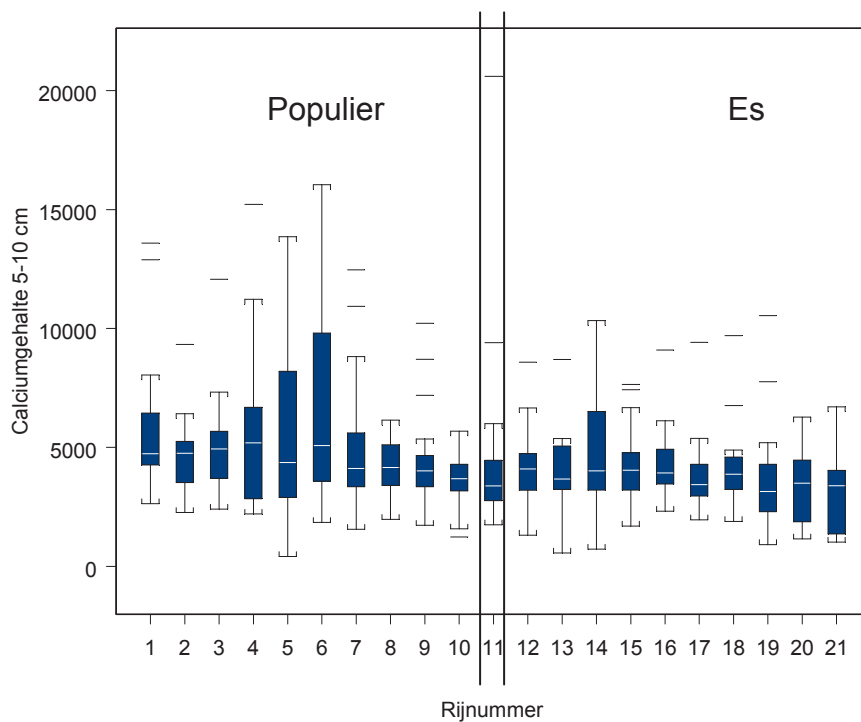


Fig. 3.55 Gradiënt in calciumgehalte in de richting loodrecht op het pad. De rijen 1 tot 10 liggen in het populierenbestand, de rijen 12 tot 21 in het essenbestand. Rij nummer 11 is het pad.

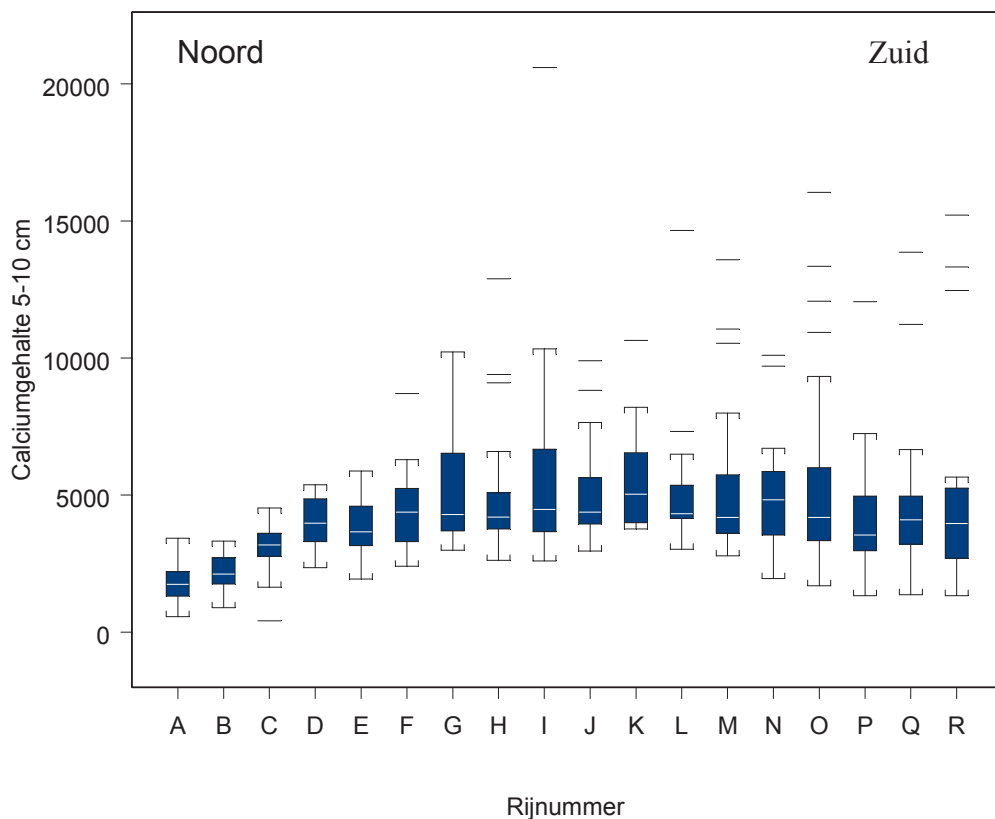


Fig. 3.56 Gradiënt in calciumgehalte in de richting evenwijdig met het pad. Er is een duidelijke gradiënt te zien van zuur aan de noordkant naar kalkrijk aan de zuidkant van het raster.

Uit Fig. 3.55 blijkt duidelijk dat het verschil in calciumgehalte tussen es en populier zeer klein is. Wel blijkt uit Fig. 3.56 een duidelijke gradiënt van noord naar zuid. Dit komt omdat het noorden van het terrein op de rand van de vallei is gelegen, waar de bodems een iets lichtere textuur hebben, minder kalk bevatten en bijgevolg zuurder zijn. Het boomsoorteneffect is dus niet detecteerbaar doordat de bodems te sterk door calcium gebufferd zijn.

3.6.4.2.2. Textuur

Voor ongeveer 1/8 van de punten (56 punten in totaal), gekozen volgens een systematisch grid binnen het raster (Fig. 3.57), werden de genomen bodemstalen eveneens op textuur geanalyseerd. Het percentage aan klei, leem en zand werd bepaald. Op basis van deze gegevens werd een schatting gemaakt van de textuur op de tussenliggende punten door middel van een interpolatie (Fig. 3.58).

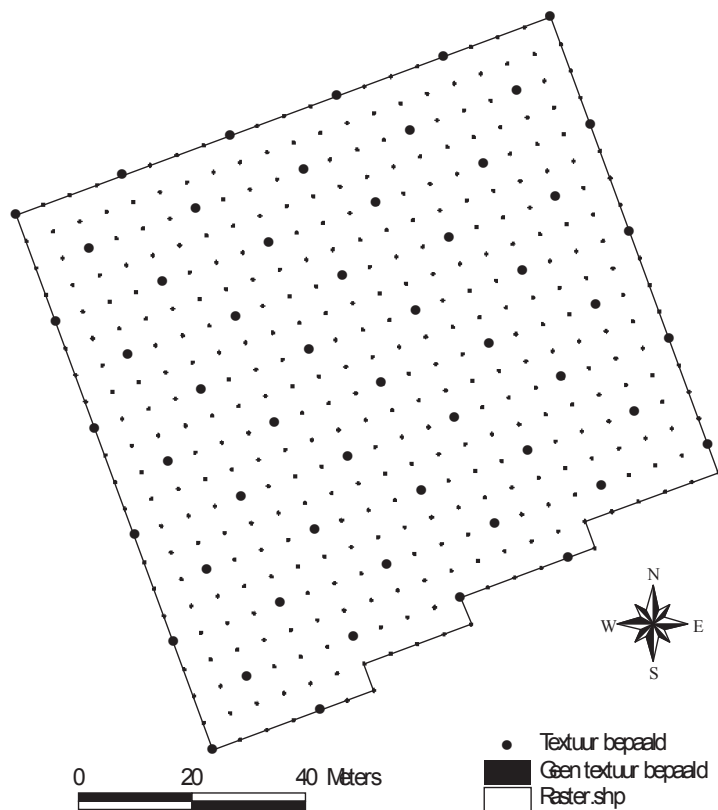


Fig. 3.57 Punten waar textuuranalyses zijn uitgevoerd (dikke bollen).

Fig. 3.58 Ruimtelijke verdeling van de gehalten aan klei (0-6 μm), leem (6-50 μm) en zand (50-2000 μm) binnen het raster, voor een diepte van 5-10 cm (links) en 10-20 cm (rechts), bekomen door interpolatie.

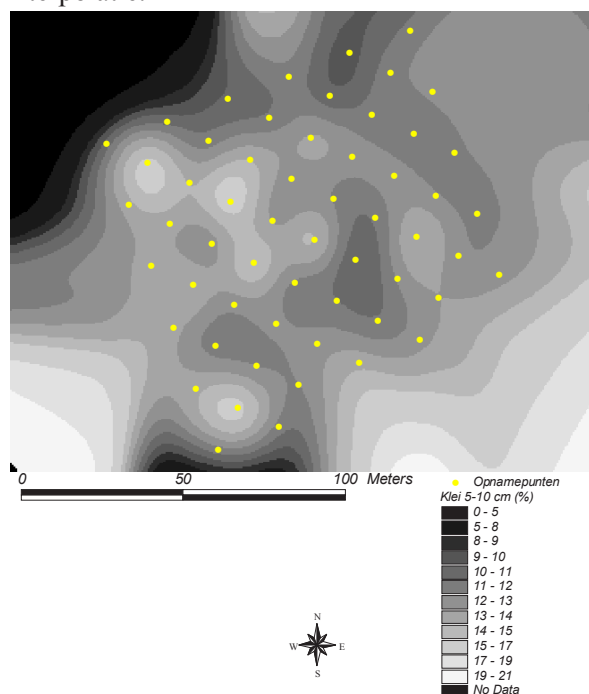


Fig. 3.58a Klei (%) 5-10 cm.

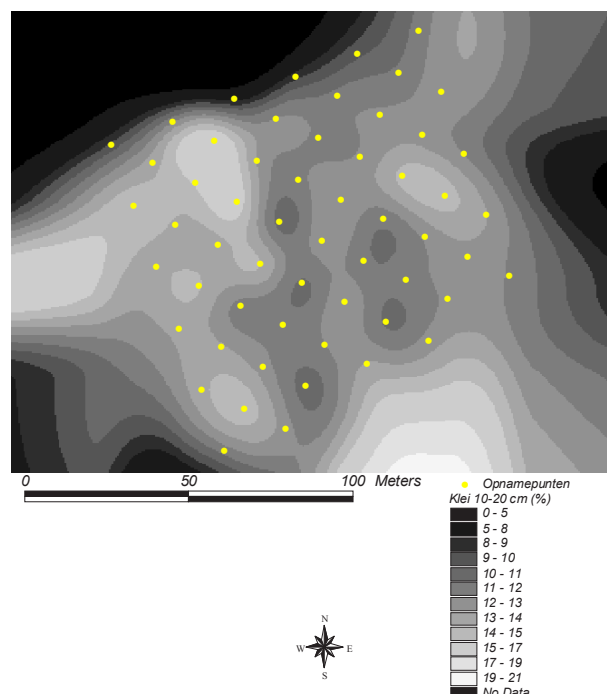


Fig. 3.58b Klei (%) 10-20 cm.

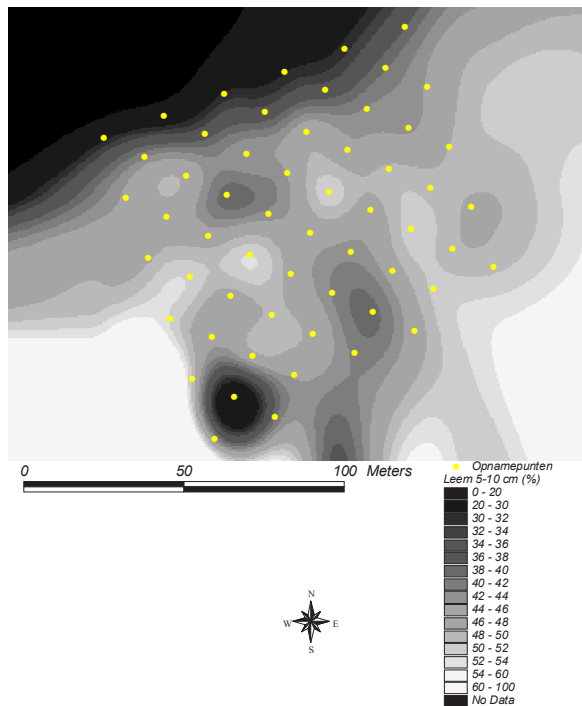


Fig. 3.58c Leem (%) 5-10 cm.

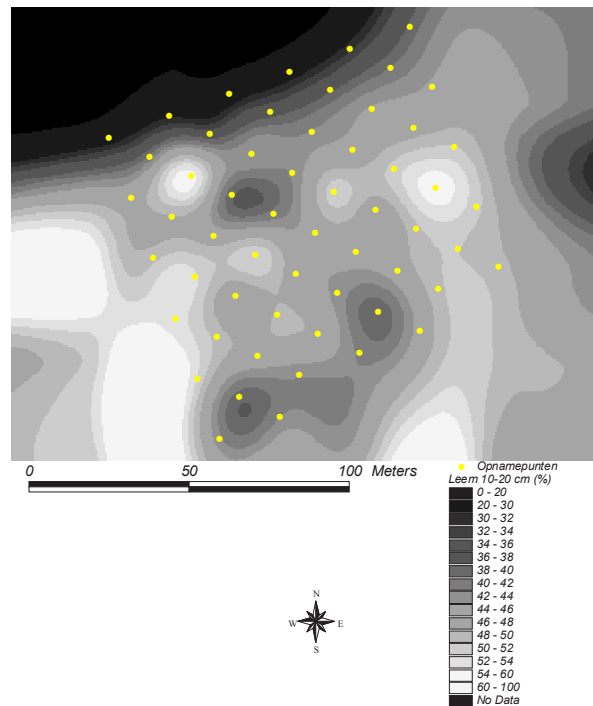


Fig. 3.58d Leem (%) 10-20 cm.

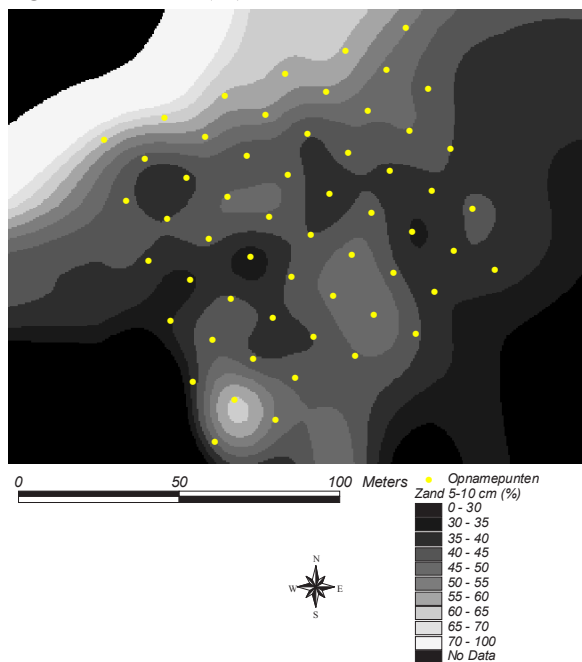


Fig. 3.58e Zand (%) 5-10 cm.

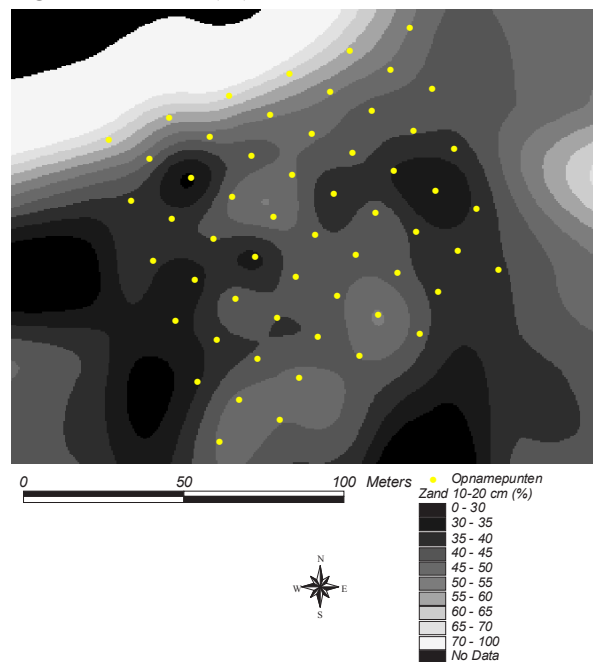


Fig. 3.58f Zand (%) 10-20 cm.

Uit Fig. 3.58 blijkt dat de bodem ter hoogte van de meeste punten een gering aandeel klei, een relatief groot aandeel leem en een gemiddelde zandfractie bevat en aldus kan geclassificeerd worden als een zandleembodem (L). Aan de noordelijke rand komt evenwel een meer zandige strook voor, waar de bodem als licht zandleem (P) te klasseren is. In deze zone bevat de bodem ook duidelijk minder kalk en is de pH bijgevolg een stuk lager (Fig. 3.52 en 3.53).

Fig. 3.58 toont dat de textuur relatief weinig varieert tussen de twee bemonsterde bodemlagen. De laag tussen 10 en 20 cm bevat gemiddeld iets meer klei dan de laag erboven, wat wijst op een lichte aanrijking of textuur-B-horizont.

Conclusie: de textuur varieert weinig binnen het terrein, zowel in het horizontaal als het verticaal vlak. De aanwezigheid van een hoger percentage zand gaat samen met een lagere pH.

3.6.5. Vergelijking van de vegetatie

3.6.5.1. Soortensamenstelling

Wanneer we de vegetatie van het populierenbos en het essenbestand met elkaar vergelijken, dan valt op dat de flora van beide bossen goed ontwikkeld is en wordt gekenmerkt door het voorkomen van een groot aantal kalkminnende bossoorten (Tabel 3.39). De gemeenschap behoort tot het *Primulo-Fraxinetum excelsioris* (Hermy 1985, De Keersmaecker et al. 2004). Toch zijn er een aantal verschillen tussen beide bestanden. Aan de hand van een Mann-Whitney test werd voor de soorten die minstens 5 maal zijn waargenomen nagegaan of ze significant meer voorkomen onder es of populier. Ook werd nagegaan welke soorten significant meer op het tussenliggende pad voorkomen. Soorten die minder dan 5 maal voorkomen zijn weggelaten, omdat de test voor soorten met lage frequentie een overschatte waarde geeft. Een overzicht van alle soorten is te vinden in Tabel 3.37.

In totaal werden in de proefcirkels binnen het bos en op het tussenliggende pad 73 plantensoorten aangetroffen, waarvan er 20 exclusief op het pad voorkomen (23 opnamepunten). Van de overige 53 soorten komen er 51 in het essenbestand (208 opnamepunten) voor en 41 in het populierenbos (182 opnamepunten). Het essenbos heeft dus een hogere totale soortenrijkdom dan het populierenbestand, maar het betreft hier grotendeels lichtvereisende niet-bossoorten die slechts een of twee keer zijn waargenomen, voornamelijk in de vrij lichtrijke rand van het essenbos, waar de tussengeplante populieren werden gekapt (bijvoorbeeld *Angelica sylvestris*, *Eupatorium cannabinum*, *Galeopsis tetrahit*, *Heracleum sphondylium*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lysimachia vulgaris*, *Myosotis palustris*, *Poa trivialis*, *Valeriana officinalis*).

Het aantal oud-bossoorten in beide bestanden is zeer vergelijkbaar: 19 voor es en 17 voor populier. Op *Viburnum opulus* (een soort die buiten de proefcirkels eveneens in het populierenbos voorkomt) en *Stellaria holostea* (een soort die éénmaal in de rand van het essenbestand werd waargenomen) na, gaat het ook om exact dezelfde oud-bossoorten: *Adoxa moschatellina*, *Anemona nemorosa*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Lamium galeobdolon*, *Listera ovata*, *Lonicera periclymenum*, *Maianthemum bifolium*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum multiflorum*, *Primula elatior*, *Sanicula europaea*, *Stachys sylvatica*, en *Viola reichenbachiana/riviniana*. Daarnaast werd in beide percelen ook *Dactylorhiza fuchsii* buiten de proefvlakken waargenomen. Deze orchideeënsoort is echter meestal vegetatief aanwezig en komt in gevolge lichtgebrek binnen het bos maar zelden tot bloei. Een opmerkelijke soort tenslotte die uitsluitend op één enkele lichtrijke plek in het populierenbos groeit is Bosvogelmelk (*Ornithogalum pyrenaicum*), en dit is wellicht de enige natuurlijke populatie van deze soort in Vlaanderen (Adriaens et al. 2000).

Brachypodium sylvaticum, *Deschampsia cespitosa*, *Geum urbanum*, *Lamium galeobdolon*, *Ornithogalum umbellatum*, *Poa trivialis*, *Ranunculus ficaria* en *Ribes rubrum* komen significant meer voor in het essenbestand. *Aegopodium podagraria*, *Arum maculatum*, *Cirsium oleraceum*, *Hedera helix*, *Paris quadrifolia* en *Rubus caesius* werden significant meer onder populier aangetroffen.

Behalve de soortensamenstelling is ook de soortendichtheid zeer gelijkaardig voor beide bestanden: per proefcirkel is het gemiddeld aantal soorten (populier 8,43 en es 8,38) en oud-bossoorten (populier 3,90 en es 4,11) sterk vergelijkbaar (Tabel 3.37).

Tabel 3.39 Soorten met frequentie ≥ 5 die significant meer voorkomen onder 1) es of populier of 2) in het bos of op het pad (Mann-Whitney test). Significantie: *: $0,01 < p < 0,05$; **: $0,001 < p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Soort	Gewone es	populier	pad	bos
<i>Adoxa moschatellina</i>	-	-	-	-
<i>Aegopodium podagraria</i>	-	***	**	-
<i>Ajuga reptans</i>	-	-	***	-
<i>Anemona nemorosa</i>	-	-	-	-
<i>Arum maculatum</i>	-	**	-	*
<i>Brachypodium sylvatica</i>	-	-	-	-
<i>Carex sylvatica</i>	***	-	***	-
<i>Cerastium fontana</i>	-	-	***	-
<i>Circaea lutetiana</i>	-	-	-	***
<i>Cirsium oleraceum</i>	-	***	***	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	***	-	-	-
<i>Dryopteris dilatata</i>	-	-	-	-
<i>Filipendula ulmaria</i>	-	-	***	-
<i>Galium aparine</i>	-	-	-	-
<i>Geum urbanum</i>	*	-	***	-
<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	***	-
<i>Hedera helix</i>	-	***	-	**
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	***	-
<i>Humulus lupulus</i>	-	-	-	-
<i>Lamium galeobdolon</i>	***	-	-	**
<i>Listera ovata</i>	-	-	-	-
<i>Lonicera periclymenum</i>	-	-	-	-
<i>Lysimachia nummularia</i>	-	-	***	-
<i>Mentha arvensis</i>	-	-	***	-
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	**	-	-	-
<i>Paris quadrifolia</i>	-	***	-	***
<i>Poa annua</i>	-	-	***	-
<i>Poa trivialis</i>	***	-	**	-
<i>Polygonatum multiflorum</i>	-	-	-	**
<i>Primula elatior</i>	-	-	***	-
<i>Prunella vulgaris</i>	-	-	***	-
<i>Ranunculus ficaria</i>	***	-	-	-
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	***	-
<i>Ribes rubrum</i>	***	-	-	***
<i>Rubus caesius</i>	-	***	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	***	-
<i>Stachys sylvatica</i>	-	-	-	-
<i>Symphytum officinalis</i>	-	-	***	-
<i>Taraxacum spp</i>	-	-	***	-
<i>Urtica dioica</i>	-	*	-	-
<i>Viburnum opulus</i>	**	-	-	-
<i>Viola riviniana/reichenb.</i>	*	-	-	-

Een belangrijke opmerking is dat met behulp van de proefcirkels slechts 2 % van de totale bosoppervlakte binnen het raster werd bemonsterd, waardoor een aantal niet-bodembedekkende soorten werden gemist. Enkele soorten die in het essenbestand buiten de proefcirkels werden opgemerkt zijn *Cirsium vulgare*, *Scrophularia nodosa*, *Equisetum palustre* en *Iris pseudacorus*. In het populierenbos komen *Festuca gigantea*, *Heracleum sphondylium*, *Colchicum autumnalis*, *Ribes nigrum*, *Polygonum bistorta* en *Viburnum opulus*

buiten de proefcirkels voor. Het gaat hierbij telkens om niet meer dan één of twee waarnemingen.

3.6.5.2. Totale bedekking

De bedekking van de individuele soorten werd niet opgenomen, wel werd per proefcirkel de totale bedekking van de kruidlaag geschat, zoals weergegeven in Fig 3.59. De bedekking was gemiddeld iets hoger onder populier (81,5 %) dan onder es (76,6 %). De totale bedekking is overal vrij hoog en vertoont slechts een geringe correlatie met de lichtinval ($r = 0,145$). Dit komt voornamelijk omdat de lichtmetingen om praktische redenen in september werden uitgevoerd, terwijl de vegetatieopnames in het voorjaar (mei-juni) gebeurden. Verder wordt het verband tussen de aan- en afwezigheid van individuele soorten en de lichtinval nog besproken (zie 3.6.6.1.).

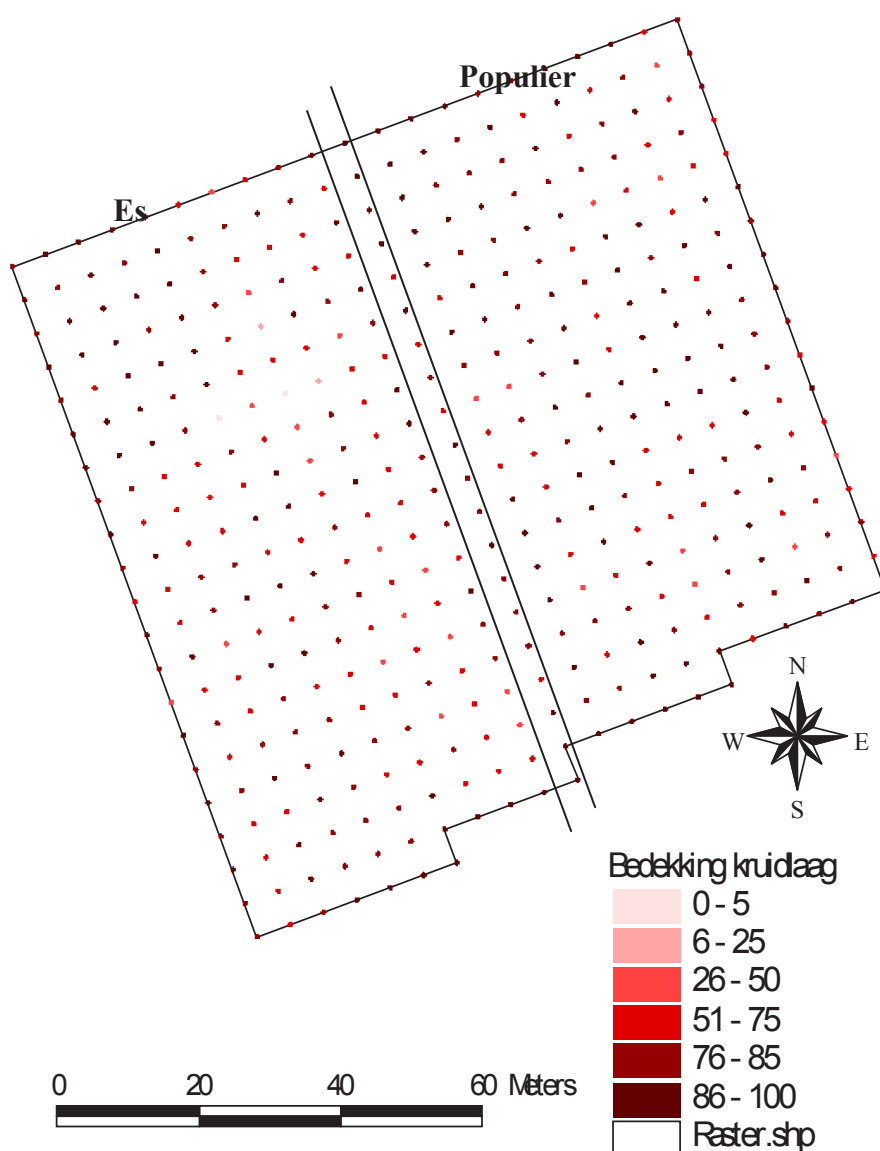


Fig. 3.59 Bedekking van de kruidlaag (%) in het raster.

3.6.6. Relatie tussen vegetatie en omgevingsvariabelen

Ondanks de sterke gelijkenis in soortensamenstelling tussen beide bestanden zijn er toch enkele verschillen in de lokale abundantie van de plantensoorten. Er werd getracht na te gaan in hoeverre deze verschillen te verklaren zijn door de gemeten milieuvariabelen.

3.6.6.1. Lichtinval

Een eerste variabele waarvan algemeen geweten is dat hij een zeer groot effect op de vegetatie heeft is de lichtinval. Voor iedere soort werd de mediaanwaarde voor lichtinval berekend voor de opnamepunten waar ze werd teruggevonden (Tabel 3.40).

Tabel 3.40 Plantensoorten met een frequentie ≥ 10 gerangschikt volgens dalende mediaanwaarde voor de lichtinval (%).

	Mediaan lichtinval (%)	Aantal opnamepunten (n=413)
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	0,5	19
<i>Viola riviniana/reichenb.</i>	0,6	25
<i>Geum urbanum</i>	0,7	14
<i>Viburnum opulus</i>	1,0	11
<i>Lamium galeobdolon</i>	1,0	172
<i>Hedera helix</i>	1,2	130
<i>Ranunculus ficaria</i>	1,2	284
<i>Ribes rubrum</i>	1,2	51
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1,2	162
<i>Dryopteris dilatata</i>	1,2	10
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1,2	41
<i>Paris quadrifolia</i>	1,2	191
<i>Adoxa moschatellina</i>	1,2	70
<i>Carex sylvatica</i>	1,3	46
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1,3	148
<i>Anemona nemorosa</i>	1,4	394
<i>Arum maculatum</i>	1,4	137
<i>Primula elatior</i>	1,4	200
<i>Circaea lutetiana</i>	1,4	157
<i>Stachys sylvatica</i>	1,5	40
<i>Poa trivialis</i>	1,5	20
<i>Aegopodium podagraria</i>	1,5	311
<i>Rubus caesius</i>	1,5	322
<i>Filipendula ulmaria</i>	1,5	101
<i>Cornus sanguineus</i>	1,6	86
<i>Listera ovata</i>	1,7	18
<i>Humulus lupulus</i>	1,8	19
<i>Urtica dioica</i>	1,8	47
<i>Glechoma hederacea</i>	1,9	110
<i>Poa annua</i>	2,1	17
<i>Galium aparine</i>	2,3	40
<i>Lonicera periclymenum</i>	3,3	10
<i>Cirsium oleraceum</i>	3,5	27
<i>Taraxacum spp</i>	4,2	19
<i>Holcus lanatus</i>	4,2	24
<i>Lysimachia nummularia</i>	4,3	15
<i>Symphytum officinalis</i>	4,8	11
<i>Prunella vulgaris</i>	5,8	12

Zoals reeds vermeld is de lichtinval in het populierenbestand iets hoger dan in het essenbos. Dit kleine verschil in lichtinval weerspiegelt zich ook heel lichtjes in de gemiddelde Ellenbergwaarde voor licht (4,77 voor populier en 4,56 voor es), die hier berekend werd op basis van aan- en afwezigheden in plaats van bedekkingen. Een aantal bodembedekkende soorten met een lage Ellenbergwaarde voor licht (*Lamium galeobdolon*, *Ranunculus ficaria*) komen daarom relatief meer voor in het essenbestand. Het omgekeerde is het geval in het populierenbestand, waar de lichtminnende soorten als *Rubus caesius*, *Aegopodium podagraria*, *Cirsium oleraceum* en *Urtica dioica* vaker voorkomen (Tabel 3.40).

Op de donkere plaatsen heeft zich zowel onder es als populier een matig tot zeer dichte vegetatie van (oud)-bosplanten ontwikkeld, waarbij *Anemone nemorosa* het meest dominant is (Fig. 3.60 en 3.61). Ook twee andere bodembedekkende soorten, namelijk *Ranunculus ficaria* en *Lamium galeobdolon*, profiteren van schaduwrijke plaatsen, waardoor deze laatste twee soorten naar frequentie meer dominant aanwezig zijn in het essenbestand (Tabel 3.37).



Fig. 3.60 Representatieve foto van de voorjaarsflora in het essenbestand.



Fig. 3.61 Representatieve foto van de voorjaarsflora in het populierenbestand.

Op het tussenliggende pad zijn de lichtcondities merkbaar anders: door de geringere overscherming valt hier iets meer licht op de bodem (Fig. 3.51), waardoor een groot aantal lichtvereisende soorten kunnen groeien die in de twee aanliggende bestanden minder tot zelfs nauwelijks of niet voorkomen. De gemiddelde Ellenbergwaarde voor licht op het pad is dan ook hoger dan in het bos: 5,63). Bijkomende factoren zijn betreding en maaïen, wat de groei van tred- en maaitolerante soorten bevordert. Soorten die significant meer op het pad werden aangetroffen zijn, *Aegopodium podagraria*, *Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Cerastium fontana*, *Cirsium oleraceum*, *Filipendula ulmaria*, *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea*, *Holcus lanatus*, *Lysimachia nummularia*, *Mentha arvensis*, *Poa annua*, *Poa trivialis*, *Primula elatior*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus repens*, *Rumex acetosa*, *Symphytum officinalis* en *Taraxacum spp* (Tabel 3.37). Andere soorten die preferentieel op het pad groeien, maar slechts enkele keren werden waargenomen zijn *Angelica sylvestris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Anthriscus sylvestris*, *Cardamine flexuosa*, *Cardamine pratensis*, *Carex flacca* (eerste waarneming voor het Muizenbos!), *Carex remota*, *Colchicum autumnalis*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Dactylis glomerata*, *Holcus mollis*, *Juncus effusus*, *Lysimachia vulgaris*, *Myosoton palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Potentilla reptans*, *Stellaria holostea*, *Trifolium repens*, *Valerianella spp* en *Veronica chamaedrys*.

Een bossoort met een opmerkelijk gedrag is *Primula elatior*. Deze halfschaduwsoort komt zowel binnen het bos als op het pad frequent voor, maar heeft toch een duidelijke voorkeur

voor de lichtere bospaden, waar ze significant hogere bedekkingen haalt (Tabel 3.39, zie ook hoofdstuk 3.1).

3.6.6.2. pH-CaCl₂ en calciumgehalte

Onderzoek van De Keersmaecker et al. (2004) wees uit dat de pH in hoge mate de verschillen soortensamenstelling tussen de bosbestanden in het Muizenbos kan verklaren en op de concentratie aan plantopneembaar fosfor na de belangrijkste factor was. Een tweede factor die daarom voor dit detailonderzoek in verband werd gebracht met de soortensamenstelling was de pH-CaCl₂ van de bovenste bodemlaag (5-10 cm). Per soort werd de mediaanwaarde voor de pH berekend voor de opnamecirkels waar de soort werd gevonden (Tabel 3.41).

Tabel 3.41 Plantensoorten met een frequentie ≥ 10 gerangschikt volgens dalende mediaanwaarde voor de pH-CaCl₂.

	Mediaan pH	Aantal opnamepunten (n=413)
<i>Viola riviniana/reichenb.</i>	6,62	25
<i>Hedera helix</i>	6,52	130
<i>Listera ovata</i>	6,34	18
<i>Stachys sylvatica</i>	6,30	40
<i>Paris quadrifolia</i>	6,28	191
<i>Cirsium oleraceum</i>	6,27	27
<i>Cornus sanguineus</i>	6,15	86
<i>Glechoma hederacea</i>	6,06	110
<i>Primula elatior</i>	6,02	200
<i>Filipendula ulmaria</i>	6,02	101
<i>Arum maculatum</i>	5,97	137
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	5,96	41
<i>Symphytum officinalis</i>	5,92	11
<i>Taraxacum spp</i>	5,92	19
<i>Humulus lupulus</i>	5,89	19
<i>Rubus caesius</i>	5,87	322
<i>Aegopodium podagraria</i>	5,85	311
<i>Lysimachia nummularia</i>	5,85	15
<i>Prunella vulgaris</i>	5,85	12
<i>Circaea lutetiana</i>	5,84	157
<i>Anemona nemorosa</i>	5,84	394
<i>Carex sylvatica</i>	5,79	46
<i>Deschampsia cespitosa</i>	5,71	148
<i>Polygonatum multiflorum</i>	5,70	162
<i>Dryopteris dilatata</i>	5,70	10
<i>Geum urbanum</i>	5,69	14
<i>Adoxa moschatellina</i>	5,65	70
<i>Ribes rubrum</i>	5,63	51
<i>Ranunculus ficaria</i>	5,62	284
<i>Galium aparine</i>	5,59	40
<i>Lamium galeobdolon</i>	5,54	172
<i>Lonicera periclymenum</i>	5,53	10
<i>Holcus lanatus</i>	5,48	24
<i>Urtica dioica</i>	5,44	47
<i>Viburnum opulus</i>	5,40	11
<i>Poa trivialis</i>	5,39	20
<i>Poa annua</i>	5,11	17
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	4,72	19

Hoewel de pH-CaCl₂ in het populierenbos slechts lichtjes hoger is (0,56 eenheden), weerspiegelt dit verschil zich in de soortensamenstelling van de vegetatie. Kalkminnende soorten als *Paris quadrifolia*, *Cornus sanguineus*, *Listera ovata* en *Arum maculatum* hebben

in het populierenbos een hogere frequentie en bedekking, en dit juist ter hoogte van de meest kalkrijke plekken in het bos (vergelijk Fig. 3.62a, b en c met Fig. 3.52 en 3.53). Een bossoort die onder iets zuurdere omstandigheden een hogere abundantie heeft is *Lamium galeobdolon* (vergelijk Fig. 3.62d met Fig. 3.52 en 3.53). De pH-CaCl₂ van de bovenste bodemlaag bepaalt dus wellicht mee de lokale verspreiding van bosplanten in functie van hun kalkgebondenheid.

Fig. 3.62 Verspreiding van *Paris quadrifolia*, *Listera ovata*, *Arum maculatum* en *Lamium galeobdolon* binnen het raster.

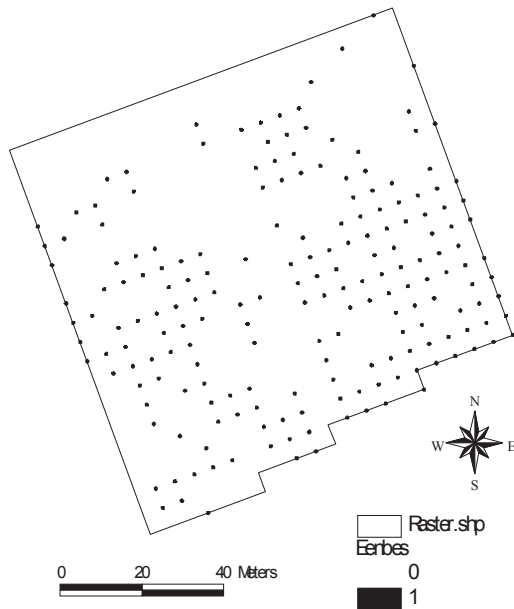


Fig. 3.62a *Paris quadrifolia*.

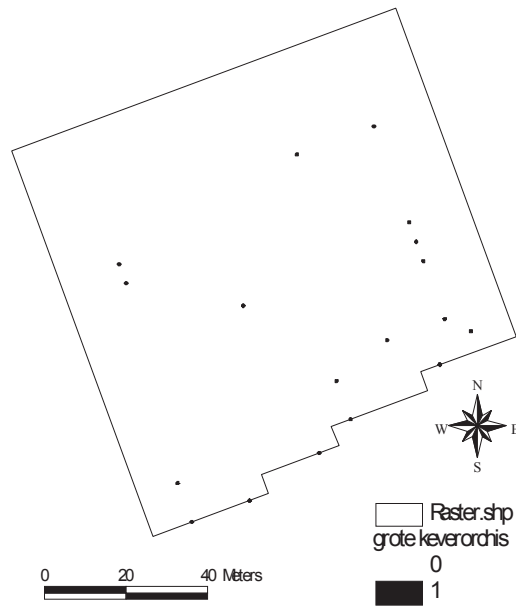


Fig. 3.62b *Listera ovata*.

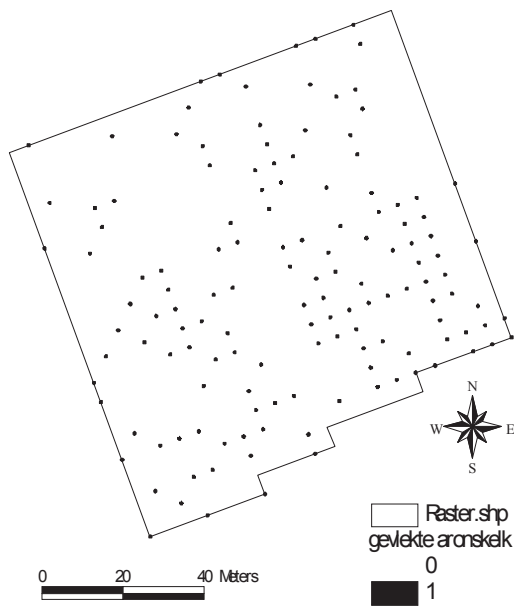


Fig. 3.62c *Arum maculatum*.

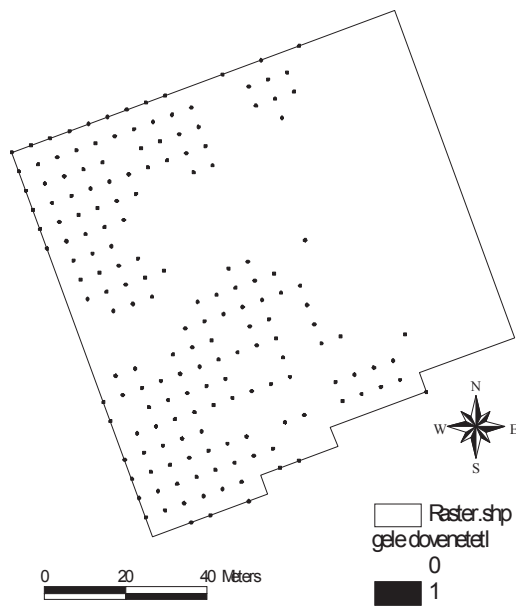


Fig. 3.62d *Lamium galaobdolon*.

3.6.6.3. Textuur

Het bleek niet mogelijk enig verband aan te tonen tussen ruimtelijke verschillen in textuur en kruidachtige soortensamenstelling. De mediaan voor klei, leem en zand ligt voor alle soorten die op ten minste 10 punten waar textuur werd gemeten voorkomen dicht bijeen (Tabel 3.42). Vermits uit de basisstatistiek bleek dat textuur wel degelijk een belangrijke verklarende variabele is voor soortensamenstelling (hoofdstuk 2 Basisstatistiek), ligt dit waarschijnlijk aan de geringe textuurvariatie die hier in het terrein aanwezig is.

Tabel 3.42 Plantensoorten met een frequentie ≥ 10 met hun mediaanwaarde voor klei, zand en leem (%).

	Mediaan Klei	Mediaan Leem	Mediaan Zand	Aantal opnamepunten (n=56)
<i>Aegopodium podagraria</i>	12,2	45,4	42,2	41
<i>Anemone nemorosa</i>	12,3	45,7	41,9	52
<i>Arum maculatum</i>	12,5	47,0	40,3	20
<i>Circaea lutetiana</i>	12,1	44,9	42,8	20
<i>Deschampsia cespitosa</i>	12,3	44,9	42,3	22
<i>Filipendula ulmaria</i>	12,4	45,7	42,1	20
<i>Glechoma hederacea</i>	12,8	46,4	40,8	12
<i>Hedera helix</i>	12,7	47,3	40,4	15
<i>Lamium galeobdolon</i>	12,3	44,9	41,9	22
<i>Paris quadrifolia</i>	12,7	46,9	40,8	18
<i>Polygonatum multiflorum</i>	12,2	46,1	41,9	26
<i>Primula elatior</i>	12,4	45,3	41,7	26
<i>Ranunculus ficaria</i>	12,2	44,4	42,8	39
<i>Ribes rubrum</i>	13,4	45,2	41,5	10
<i>Rubus caesius</i>	12,1	46,0	41,7	41

3.6.6.4. Andere variabelen

Onderzoek van De Keersmaecker et al. (2004) wees uit dat het gehalte aan plantopneembaar fosfor in de bodem in belangrijke mate de verschillen in soortensamenstelling tussen de bosbestanden in het Muizenbos verklaart, wellicht doordat hoge P-gehaltes competitieve exclusie door Grote brandnetel stimuleren in combinatie met een hoge lichtinval. Het valt dus te verwachten dat ook deze variabele op microschaal een effect zal hebben, maar om budgettaire redenen konden de bodemstalen niet op fosfor worden geanalyseerd.

3.6.7. Vergelijking van de bodemfauna

Tijdens dit onderdeel van de studie werden in beide proefplots 62 soorten gevangen. Daarvan waren er 37 soorten waarvan minder dan 5 exemplaren gevangen werden (Bijlage 14). Van de resterende 25 soorten zijn er 24 die in beide plots gevonden werden (Tabel 3.43). Alleen de loopkeversoort *Asaphidion curtum* werd alleen alleen in het populierenbestand gevangen. 12 soorten (48 % van de verzamelde soorten) worden geklasseerd als echte bossoorten. De drie algemeenste soorten zijn bossoorten (De loopkevers *Agonum assimile* 305 specimen en *Abax ater* 115 specimen en de slankpootvlieg *Dolichopus popularis* 98 specimen) 10 soorten (40 %) zijn eurytoop. Slechts 2 soorten zijn niet-bossoorten (8 %). Deze laatsten worden ook slechts in lage aantallen gevangen (De slankpootvlieg *Hercostomus parvilamellatus* 24 specimen en de loopkever *Bembidion biguttatum* 7 specimen).

Drie soorten werden significant meer gevangen onder es dan onder populier, namelijk de bossoorten *Dolichopus popularis* (binomiaaltest $p < 0.001$), *Dolichopus wahlbergi* ($p < 0.001$) en *Monocephalus fuscipes* ($pp < 0.05$). Er werden ook drie soorten significant meer gevangen

onder populier dan onder es. De bossoorten *Pirata hygrophilus* ($p < 0.05$) en *Asaphidion curtum* ($p < 0.05$) en de eurytope soort *Myrmica ruginodis* ($p < 0.001$). De overige 19 soorten werden in gelijke aantallen verzameld in beide proefbestanden.

Tabel 3.43 Waarnemingsfrequentie (aantal individuen) van de bodemfaunasoorten voor de proeflocaties es en populier in het Muizenbos, gerangschikt volgens afnemend aantal. B: Bossoorten, E: eurytope soorten, N: niet-bossoorten, O: ecologie onvoldoende gekend.

Groep	Soort	Gewone es	populier	B	E	N	O
Carabidae	<i>Agonum assimile</i>	153	152	*			
Dolichopodidae	<i>Dolichopus popularis</i>	76	22	*			
Carabidae	<i>Abax ater</i>	50	65	*			
Carabidae	<i>Nebria brevicollis</i>	2	3		*		
Dolichopodidae	<i>Dolichopus wahlbergi</i>	28	11	*			
Formicidae	<i>Myrmica ruginodis</i>	3	27		*		
Carabidae	<i>Carabus granulatus</i>	20	10		*		
Carabidae	<i>Carabus nemoralis</i>	22	24		*		
spinnen	<i>Pirata hygrophilus</i>	8	23	*			
spinnen	<i>Monocephalus fuscipes</i>	20	8	*			
Carabidae	<i>Pterostichus strenuus</i>	10	16		*		
spinnen	<i>Agyneta ramosa</i>	9	7	*			
Dolichopodidae	<i>Hercostomus parvilamellatus</i>	15	9			*	
spinnen	<i>Diplostyla concolor</i>	2	8		*		
Carabidae	<i>Loricera pilicornis</i>	8	2		*		
spinnen	<i>Ceratinella scabrosa</i>	10	3	*			
Carabidae	<i>Agonum moestum</i>	8	4		*		
spinnen	<i>Pardosa amentata</i>	6	5		*		
Dolichopodidae	<i>Teuchophorus nigricosta</i>	9	2				*
Carabidae	<i>Asaphidion curtum</i>		6	*			
Carabidae	<i>Bembidion biguttatum</i>	2	5			*	
spinnen	<i>Pachygnatha listeri</i>	2	3	*			
spinnen	<i>Gongylidium rufipes</i>	2	3		*		
Dolichopodidae	<i>Sciapus platypterus</i>	4	1	*			
Sphaeroceridae	<i>Crumomyia fimetaria</i>	5	1	*			
Aantal soorten	25	24	25	12	10	2	1

3.6.8. Discussie

De kruidvegetatie van het populieren- en essenbestand in het Muizenbos is naar soortensamenstelling zeer vergelijkbaar en in beide bestanden heeft zich een groot aantal bossoorten gevestigd. De aanwezigheid van populier heeft hier dus geenszins de ontwikkeling van een waardevolle bosflora gehinderd. De impact hangt echter af van de intensiteit van het beheer, dat hier vrij extensief is, zonder gebruik van drainage. Vraag is of deze resultaten veralgemeend mogen worden. Voorlopig zijn er echter nergens aanwijzingen gevonden dat de populier een negatief effect zou hebben op de ontwikkeling van de bosflora.

Het ruimtelijk verspreidingspatroon van de soorten binnen de bestanden kan gedeeltelijk worden verklaard door lokale verschillen in lichtinval en pH. De intensiteit van de lichtinval wordt hier wellicht voornamelijk bepaald door de soortensamenstelling en densiteit van de onderetage (Hazelaar onder es, Rode kornoelje en Gewone es onder populier), al blijkt dit niet uit de hier verzamelde gegevens (er werd enkel een schatting gemaakt van de gezamenlijke bedekking van boom- en struiklaag).

De pH is in hoge mate afhankelijk van het calciumgehalte in de bodem, zoals blijkt uit de sterke correlatie tussen beide parameters. Toch kan er naast fossiel calcium mogelijk ook sprake zijn van een bijkomend boomsoorteneffect. Dit blijkt uit de vergelijking van de calciumcyclus voor es en populier. De Keersmaeker (1993) deed dit op basis van metingen uit 1992 in een aantal bosbestanden in het Muizenbos. Het bladstrooisel van populier blijkt consequent meer calcium te bevatten dan het bladstrooisel van es (Tabel 3.43). In de twee studiepercelen bedraagt het verschil per kg 32,5 %. In 3 andere gemengde bestanden van populier en es in het Muizenbos werden zelfs nog grotere verschillen vastgesteld.

Tabel 3.43 Vergelijking van de calciumhoeveelheid (mg/kg) in het bladstrooisel van populier en Gewone es in het Muizenbos (De Keersmaeker 1993).

populier	Gewone es	populier-es (%)
<u>Nu onderzochte bestanden</u>		
26.475	19.975	32,5
<u>Andere bestanden</u>		
26.200	17.650	48,4
28.500	17.875	59,4
27.675	17.200	60,9

Bij vergelijking van nutriëntencycli is echter niet alleen de chemische samenstelling van het strooisel belangrijk, maar ook de totale strooiselbiomassa. Door hun snelle groei produceren populieren na 25 jaar per hectare aanzienlijk meer bladstrooisel dan inheemse soorten (Dossche 1998). Populierenbestanden van 26 jaar oud hebben zelfs een iets grotere bladbiomassa dan volgroeide essenbestanden van ongeveer 70 jaar oud (De Keersmaeker 1993). Een vergelijking van de bladbiomassa's moet bijgevolg rekening houden met de volledige cyclus van de bestanden, die sterk verschilt tussen de boomsoorten onderling. Zo zijn de kapcycli van populierenbossen veel korter dan die van Gewone es (grootteorde 20 jaar voor de nieuwste klonen t.o.v. 80 jaar voor Gewone es). Gewone es wordt bovendien in een dicht verband aangeplant (1,5 x 1,5 m) en geleidelijk aan gedund, terwijl jonge populierenbestanden door het ruime plantverband (meestal ongeveer 10 x 10 m) aanvankelijk zeer ijl zijn en op dat moment veel minder strooisel produceren dan inheemse soorten. Globaal gezien betekent dit dat over een lange termijn de geproduceerde strooiselhoeveelheden in essenbestanden en populierenbestanden vergelijkbaar zijn. Vermits het bladstrooisel van populier gemiddeld een hogere concentratie aan plantopneembaar calcium bevat, brengt populier dus meer calcium in omloop, wat een bijkomende verklaring zou kunnen zijn voor de hogere pH-CaCl₂ in het populierenbestand. Ook Dossche (1998) stelde na een vergelijkende boomsoortenproef in Mortagnebos vast dat populieren een bodemverbeterende werking hebben, terwijl Gewone es eerder een neutraal effect heeft (zie ook hoofdstuk 1 Literatuurstudie).

3.6.9. Conclusies

Het bestudeerde populierenbestand was zowel voor vegetatie als voor bodemfauna sterk vergelijkbaar met het oude essenbestand. Licht en pH (bepaald door de toevallige verspreiding van fossiel calcium in de bodem) konden als belangrijke factoren worden aangeduid voor het verklaren van lokale verschillen in soortensamenstelling.

4. EEN BESLISSINGSMODEL VOOR ECOLOGISCH BEHEER VAN POPULIERENBOSSEN

4.1. ALGEMENE INLEIDENDE TEKST

Een van de einddoelstellingen van dit project is het opstellen van een beslissingsmodel voor ecologisch beheer van populierenbossen. Dit moet staan voor een soort van praktische leidraad, waaruit voor ieder populierenbos op een relatief eenvoudige manier de grote lijnen voor een optimaal beheer ter ontwikkeling en bescherming van de natuurwaarden kunnen worden afgeleid.

Bij de keuzevorming inzake het beheer zijn volgende elementen van belang:

- De **karakteristieken van het populierenbos** in kwestie
- Het **eigendomsstatuut** van het bos
- De **beheersdoelstellingen** van de boseigenaar
- Het **wettelijk en beleidsmatig toetsingskader**

Deze vier elementen bieden de noodzakelijke ingangsinformatie voor het beslissingsmodel.

4.1.1. Kenmerken die een populierenbos typeren

Ieder bos is verschillend en dat geldt ook voor ogenschijnlijk zeer gelijkende populierenbossen. Dit houdt per definitie in dat er geen beheermaatregelen bestaan die voor alle populierenbossen optimaal zijn, elk geval dient in principe apart in detail te worden bekeken. Om een zo objectief mogelijke uitspraak te kunnen doen, is een goede karakterisering van het populierenbos noodzakelijk. Het is van belang dat de beheerder een goed beeld heeft van de aanwezige natuurwaarden, de potenties voor ontwikkeling van die natuurwaarden in de toekomst, de kenmerken van het omliggende gebied, enz.

Volgende elementen kunnen gebruikt worden om het populierenbos te karakteriseren:

- *Standplaatskarakteristieken*: textuursamenstelling van de bodem, nutriëntenrijkdom, waterhuishouding, reliëf,...
- *Vegetatietype*: welke plantensoorten domineren de kruidlaag, zijn er oud-bosplanten of andere zeldzame of beschermde soorten aanwezig?
- *Fauna*: komen er zeldzame of beschermde fauna-elementen voor?
- *Type kloon*: om welk type kloon gaat het, groeisnelheid, duur van de kapcyclus, gladheid van de schors,...
- *Plantafstand*: hoe ver staan de populieren uit elkaar?
- *Verjonging*: komt er een (al dan niet spontane) onderetage van bomen en struiken voor en uit welke soorten is die samengesteld?
- *Bosleeftijd*: gaat het om een oud-bossite ingeplant met populier of om een recente bosuitbreiding?
- *Populierhistoriek*: hoeveel generaties populier heeft het bos al gedragen?
- *Bosoppervlakte*: hoe groot is de oppervlakte van het bestand en het ganse boscomplex?
- *Boomleeftijd*: hoe oud zijn de populieren in het bestand?
- *Mengingsgraad*: gaat het om een homogeen populierenbos, een populierenbos met rijke onderetage of een menging met andere soorten, die eventueel resteren uit het vroegere bosbestand?
- *Isolatie*: is er oud bos in de directe nabijheid gelegen of gaat het om een geïsoleerd populierenbos? Gaat het om een bosrijke of een bosarme regio?

- *Context van het gebied*: welke natuur- en bostypes komen in de omgeving voor, gaat het om een landelijk of verstedelijk gebied, enz
- *Beheer*: wat is het actuele beheer van het populierenbos?
- *Dood hout*: komt er zwaar liggend en/of staand dood hout voor en hoeveel?
- *Bijzondere biotoopkenmerken*: zijn er bijzondere habitatelementen aanwezig, die extra aandacht verdienen bij het beheer, zoals poelen, beken, open plekken, rabatten,...?
- ...

4.1.2. Criteria voor het beslissingsmodel

Al de hierboven gepresenteerde factoren in een model inbouwen zou het modelodeloos gecompliceerd maken en de praktische bruikbaarheid ervan sterk reduceren. Voor het opmaken van een eenvoudig model is een sterke vereenvoudiging nodig door een indeling te maken in een beperkt aantal goed gedefinieerde klassen of types. Uiteindelijk werden 7 criteria verdeeld over 4 groepen weerhouden. Uiteindelijk leiden deze via het model naar 4 beheertypes met in totaal 8 mogelijkheden.

4.1.2.1. Karakteristieken van het populierenbos

Als vertrekpunt is kennis van de huidige natuurwaarden van het populierenbos van primair belang, vermits deze in de eerste plaats moeten worden beschermd en kansen moeten worden geboden om zich optimaal te ontwikkelen. Belangrijke aspecten zijn samenstelling van flora en fauna, isolatiegraad en structuurdiversiteit.

4.1.2.1.1 Eerste criterium: Indeling volgens vegetatietype

Het is niet altijd eenvoudig om de biodiversiteit van een bos in te schatten, zeker als het op bepaalde faunagroepen, fungi, enz aankomt. Planten zijn daarentegen relatief gemakkelijk te inventariseren, hebben een goede indicatorwaarde voor de natuurwaarde en habitatkwaliteit van een biotoop en hebben ook een relatie naar andere kenmerken zoals historiek. Daarom werd besloten om de soortensamenstelling van de kruidlaag als eerste criterium te nemen voor de typering van het populierenbos en als ingang voor het beslissingsmodel.

Aan de hand van de dataset van de Vlaamse bosinventaris, die de vegetatiegegevens van 184 populierenbossen verspreid over Vlaanderen bevat, kon met TWINSpan een indeling van de populierenbossen in **8 verschillende vegetatietypes** worden gemaakt (zie hoofdstuk 2 Basisstatistiek):

- **1: Grazige type**
Populierenbossen met een door grassen gedomineerde vegetatie.
- **2: Nat type met weinig brandnetel**
Populierenbossen met een natte ruigtevegetatie (rijk aan freatofyten) op armere bodems.
- **3: Nat type met veel brandnetel**
Populierenbossen met een natte ruigtevegetatie (rijk aan freatofyten) op rijkere bodems (van nature voedselrijk of aangerijkt door bemesting).
- **4: Speenkruid-brandneteltype**
Populierenbossen met een door Speenkruid en Grote brandnetel gedomineerde vegetatie.
- **5: Soortenarm brandneteltype**
Soortenarme populierenbossen met overwegend Grote brandnetel en Kleefkruid.
- **6: Braam-brandneteltype**
Populierenbossen met braam en Grote brandnetel op zuurdere bodems.

- **7: Verzadigd type met brandnetel**
Populierenbossen met soortenrijke neutrale tot kalkminnende bosvegetatie.
- **8: Verzadigd type met braam**
Populierenbossen met soortenrijke bosvegetatie op zuurdere bodems.

Elk van deze types heeft een aantal kenmerkende plantensoorten en is verschillend voor wat betreft bosleeftijd, historiek, bodemtype, structuur en isolatiegraad. De verschillende types werden reeds uitgebreid besproken in hoofdstuk 2. Een overzichtelijke fiche met de hoofdkenmerken van elk type is te vinden in Bijlage 4. De kenmerkende soorten en andere kenmerken die daarin vermeld staan kunnen worden gebruikt om te bepalen tot welk type het populierenbos behoort.

4.1.2.1.2. Tweede criterium: Globale natuurwaarde op basis van algemene structuurkenmerken en vegetatiesamenstelling

Voor de populierenbossen in de dataset van de Vlaamse bosinventaris werd eveneens een natuurwaardebepaling uitgevoerd, gebaseerd op het CML-ecotopensysteem (Stevens et al. 1987, Runhaar et al. 1996). Deze berekening leverde een schatting op van de floristische waarde van de populierenbossen, wat een beeld opleverde van de natuurwaarde die de 8 vegetatietypes vertegenwoordigen. Ruwweg zijn **5 natuurwaardecategorieën** te onderscheiden:

1) Ecologisch zeer waardevolle populierenbossen (ca. 15 %)

Het betreft hier voornamelijk alluviale populierenbossen met typische flora van alluviale bossen (va) en essenbronbossen (vo). Van de met TWINSPAN afgebakende vegetatietypes vallen alle populierenbossen uit **type 7** en **type 8** onder deze groep. Ook broekbossen kunnen een hoge ecologische waarde hebben, al is de rijkdom aan oud-bossoorten hier minder groot. Dit geldt voor een deel van de populierenbossen uit **type 2** en **type 3**.

De meeste van de ecologisch waardevolle populierenbossen hebben een kwetsbare (natte, lemige tot kleiige) bodem. In veel gevallen gaat het om oude bossen (dikwijls hakhout- en middelhoutbossen) waarin populier werd ingeplant. De oude hakhoutstructuren zijn in veel gevallen verwaarloosd, maar meestal nog herkenbaar. In bepaalde bossen komen naast de populieren nog dikke overstaanders voor van es, eik, boskers,... en is er een zekere hoeveelheid staand en/of liggend dood hout aanwezig. Veel van deze populierenbossen hebben van nature reeds een soortenrijke en goed ontwikkelde onderetage, bestaande uit inheemse bomen en struiken. De populierenbossen worden gekenmerkt door een hoge floristische waarde, met standplaatseigen plantensoorten, waaronder heel wat oud-bossoorten en freatofyten.

Deze groep populierenbossen heeft een hoge ecologische waarde en kan die mits een goed beheer ook behouden.

2) Populierenbossen met matige natuurwaarde en een goed ontwikkelde structuur

Het merendeel van de Vlaamse populierenbossen is relatief recent aangeplant, meestal op voormalige intensieve landbouwgronden. Populierenbossen die naast oude bossen zijn gelegen kunnen echter al na korte tijd meerdere bossoorten herbergen en een gevarieerde structuur ontwikkelen, met een dichte struiklaag. Deze structuurrijke populierenbossen dienen te worden beheerd in functie van de aanwezige flora- en structuurelementen.

Populierenbossen die tot deze groep behoren zijn te vinden in de **types 2, 3, 4 en 6**.

3) Populierenbossen met matige natuurwaarde en weinig ontwikkelde structuur

Populierenbossen met een matige floristische waarde kunnen door verschillende redenen langdurig structuurarm blijven en een slecht ontwikkelde onderetage hebben (door isolatie, bodemkarakteristieken, enz). Populierenbossen die tot deze groep behoren zijn te vinden in de **types 2, 3, 4 en 6**.

4) Populierenbossen met een hoge natuurwaarde buiten de bossfeer

In bepaalde populierenbossen zijn veel soorten van soortenrijke graslanden of andere open vegetatietypes terug te vinden. Vaak gaat het om recente aanplantingen, waarin deze soorten nog meerdere jaren als relict kunnen overleven. Indien het gaat om zeldzame en zeer waardevolle vegetaties (bijv. blauwgraslanden of dottergraslanden) waarin recent populier is aangeplant dan moeten die bij voorkeur hersteld worden indien dit nog mogelijk is. Een aantal populierenbossen van **type 1** vallen onder deze categorie.

5) Populierenbossen met geringe natuurwaarde

Bepaalde populierenbossen hebben een geringe natuurwaarde doordat de kruidvegetatie en struiklaag nauwelijks ontwikkeld zijn. Voorbeelden van populierenbossen met geringe natuurwaarde zijn te vinden bij recente aanplantingen op voormalige landbouwgronden, populierenbossen waarin een maaibeheer gevoerd wordt, populierenbossen die begraasd worden, etc. De populierenbossen van **type 5**, alsook een deel van de populierenbossen van **type 1, 2 en 3** behoort tot deze groep.

De 5 natuurwaardecategorieën en de 8 vegetatietypes vormen een eerste ingang voor het beslissingsmodel. Voor elk van deze categorieën en types zullen specifieke beheermaatregelen worden geëvalueerd.

4.1.2.1.3. Derde criterium: Isolatie

Het feit of een populierenbos al dan niet geïsoleerd is kan een grote impact hebben op de ontwikkelingskansen van de fauna en flora, zoals reeds bleek uit de bespreking van de verschillende natuurwaardecategorieën. Populierenbossen die naast of zeer dicht in de buurt van oude bossen of oude houtkanten zijn gelegen zullen al na korte tijd tal van bossoorten kunnen herbergen, terwijl de ontwikkeling in geïsoleerde bossen veel langzamer zal verlopen. De factor isolatie zal daarom eveneens een ingang van het beslissingsmodel vormen, waarbij het al dan niet grenzen aan een oud bos of oude houtkant als criterium wordt gebruikt.

4.1.2.1.4. Vierde criterium: specifieke natuurwaarde op basis van fauna-elementen

Dikwijls wordt verondersteld dat invertebratengemeenschappen primair afhankelijk zijn van de vegetatiesamenstelling en -structuur (Cury 1987) en dat beheermaatregelen goed voor de vegetatie daarom tegelijkertijd ook ten goede zouden komen aan deze invertebratengemeenschappen. Verschillende recente studies toonden echter aan dat dit niet steeds het geval is (McFerran et al. 1994, Sanderson et al. 1995) ondermeer ook uit de resultaten verkregen uit eerder onderzoek voor twee Diptera families (De Bruyn et al. 2001). Het vegetatie-onderzoek alleen volstaat dus niet om de impact van beheermaatregelen te evalueren. Daarom zullen de resultaten van het bodemfauna-onderzoek aanvullend worden gebruikt om tot een conclusie te komen. Indien de bosbeheerder beschikt over gegevens van andere groepen van organismen, kunnen die eveneens aanvullend worden gebruikt als insteek voor het beslissingsmodel.

4.1.2.2. Overige criteria

4.1.2.2.1. Vijfde criterium: Eigendomsstatuut van het populierenbos

Zoals andere bossen kunnen populierenbossen volgens eigenaar in drie grote groepen worden onderverdeeld:

- **Privé-bossen:** populierenbossen in eigendom van privé-eigenaars, natuurverenigingen, enz. Dit betreft 95 % van alle populierenbossen. De privé-eigenaar moet zich richten naar de bestaande wetgeving aangaande het ecologisch beheer van bossen en heeft verder in principe de keuze hoe ver hij gaat in het nemen van maatregelen ter bescherming en ontwikkeling van de ecologische waarde van zijn populierenbos. Van natuurverenigingen kan verwacht worden dat zij trachten de natuurfunctie maximaal in te vullen.
- **Openbare bossen:** populierenbossen in eigendom van allerhande openbare instellingen. Hiervoor gelden een aantal algemene richtlijnen.
- **Domeinbossen:** zijn openbare bossen beheerd door AMINAL, Afd. Bos & Groen, die hun eigen vooruitstrevende beheervisie trachten in te vullen.
- **Natuureservaten:** Vlaamse en erkende.

4.1.2.2.2. Zesde criterium: Doelstellingen van de bouseigenaar

Elke bouseigenaar heeft een bepaalde visie op zijn of haar populierenbos, die in een belangrijke mate mee zal bepalen welke beheermaatregelen kunnen worden toegepast. De doelstellingen kunnen in vier grote groepen worden onderverdeeld:

- **De productiefunctie primeert (1):** Privé-eigenaars van populierenbossen buiten het VEN die hoofdzakelijk in de productiefunctie geïnteresseerd zijn. Zij dienen de minimumwetgeving te respecteren, maar hebben ook steeds de mogelijkheid om op vrijwillige basis te kiezen uit een pakket van bijkomende beheermaatregelen die de natuurwaarden ten goede komen.
- **Zowel productiefunctie als natuurfunctie krijgen de aandacht (2):** Voor populierenbossen waar zowel de houtopbrengst als de natuurfunctie belangrijk wordt geacht, kan een beheerscenario worden opgesteld dat rekening houdt met de invulling van alle doelstellingen (multifunctioneel bosbeheer). Dit geldt onder andere voor een aantal domeinbossen en is verplicht voor populierenbossen in het VEN, maar ook buiten het VEN kan de eigenaar hiervoor kiezen.
- **De natuurfunctie primeert (3):** Indien de natuurfunctie van het populierenbos primeert en er geen commerciële functie of gebruik meer is, kan maximale aandacht worden besteed aan de ontwikkeling en het behoud van de ecologische waarde van het terrein (Natuurbos). Dit zal vooral van toepassing zijn voor populierenbossen in eigendom van natuurverenigingen, voor bepaalde domeinbossen en voor bossen eigendom van Afdeling Natuur.
- **Geen bos (4):** Een eigenaar kan ook het herstel van een open vegetatie (bijvoorbeeld een historisch valleigrasland) beogen en beslissen om zijn populierenbos te ontbossen indien dit wettelijk toegelaten is.

4.1.2.2.3. Zevende criterium: Wettelijk en beleidsmatig toetsingskader

In Vlaanderen bestaan momenteel drie belangrijke beheerniveaus voor bossen, die ook gelden voor populierenbossen. Elk van deze niveaus heeft een gedifferentieerde aanpak en doelstelling (Thomaes & Vandekerckhove, 2004):

- Het **basisniveau** is wettelijk van toepassing in alle bossen, ook indien de boseigenaar alleen in de productiefunctie geïnteresseerd is. De principes van het basisniveau worden vermeld in het Bosdecreet van 13 juni 1990 (Bosdecreet 1990) en in het Natuurdecreet (Decreet natuurbehoud 1997). Ze definiëren de basisprincipes (minimumscenario) voor het bosbeheer. Voor de concrete en praktische invulling van de basisrichtlijnen wordt bij AMINAL, afd. Bos & Groen, een interne dienstorder gehanteerd, daterend van 30 juni 1999 (Bos & Groen 1999). De dienstorder privé-bos beschrijft het evaluatiesysteem dat de ambtenaar privé-bos moet volgen bij een aanvraag van een (kap)machtiging en de goedkeuring van een beperkt bosbeheerplan.
- De **Criteria Duurzaam Bosbeheer (CDB)**: Het recentelijk goedgekeurde Besluit van de Vlaamse regering van 27 juni 2003 tot vaststelling van de Criteria Duurzaam Bosbeheer voor bossen gelegen in het Vlaamse Gewest (CDB 2003) bevat de uitwerking van de in het Bosdecreet (Bosdecreet 1990) vermelde Criteria Duurzaam Bosbeheer en in het Natuurdecreet (Decreet natuurbehoud 1997) vermelde natuurgerichte bosbouw. De CDB gaan op heel wat punten verder dan het basisniveau. Ze kunnen op vrijwillige basis worden toegepast in alle bossen. Ze zijn echter wettelijk verplicht in alle openbare bossen en in alle privé-bossen gelegen in het VEN.
De CDB houdt onder andere in dat een uitgebreid bosbeheerplan moet worden opgemaakt. Het beheerplan van de bossen in het VEN moet rekening houden met de **natuurrichtplannen (NRP)**².
Daartegenover staan financiële compensaties (subsidies en vrijstelling van successierechten), zoals geformuleerd in het subsidiebesluit voor bosbeheerders (Subsidiebesluit 2003). Voor volgende maatregelen bestaan subsidies:
 - Bebossing en herbebossing → los van de CDB
(opmerking: voor herbebossing met populier worden geen subsidies meer toegekend, wel voor bebossing van landbouwgronden met populier).
 - Openstelling van het bos → los van de CDB
 - Bevordering van de ecologische bosfunctie → beheerplan volgens CDB
 - Opmaak van een uitgebreid beheerplan → beheerplan volgens CDB
- De **beheervisie openbare bossen** is een intern praktijkgericht beleidsdocument van AMINAL, afd. Bos & Groen, met principes die kunnen worden toegepast in de openbare bossen. Het document is dus niet wettelijk bindend. De beheervisie gaat op een aantal punten nog een stuk verder dan de CDB: onder meer bij open plekken en het aandeel exoten ligt de lat hoger. In de domeinbossen wordt de beheervisie steeds toegepast. Vermits de beheervisie niet juridisch afdwingbaar is, kan in andere (openbare) bossen de beheervisie niet verplicht worden. In de openbare bossen waar AMINAL, afd. Bos & Groen het technisch beheer uitvoert, zullen zij overleggen met de eigenaar om het beheer zoveel mogelijk volgens de beheervisie te kunnen voeren.
Het basisprincipe van de beheervisie bestaat uit het zogenaamde ‘duurzaam multifunctioneel bosbeheer’.

² Een natuurrichtplan is een plan dat aangeeft wat op vlak van natuurbehoud voor een specifiek gebied wordt beoogd en waarin de instrumenten en maatregelen zijn opgenomen die al dan niet projectmatig verlopen, om de beoogde doelstellingen op het vlak van het natuurbehoud te realiseren. Het plan komt tot stand en wordt uitgevoerd met medewerking van eigenaars of grondgebruikers (Decreet natuurbehoud 1997). Een NRP wordt geschreven voor één afgebakend eenvormig gebied van enkele honderden tot duizenden ha, bestaande uit een aaneenschakeling van groen- en bosgebieden en de vergelijkbare bestemmingsgebieden op de ruimtelijke uitvoeringsplannen, de Speciale Beschermingszones, het VEN en het IVON.

Voor het opstellen van de principes van de beheervisie werd uitgegaan van de principes voor natuurgerichte bosbouw (Pro Silva Vlaanderen 1993). De principes zijn te beschouwen als natuurgetrouw bosbeheer waarbij het beheer zo dicht mogelijk tracht aan te sluiten bij de natuurlijke processen van het boscosysteem. Hiervoor worden equivalenten van natuurlijke processen zoals de mozaïekcyclus, natuurlijke verjonging, biomassafluctuaties, verstoringdynamiek en natuurlijke boomsoortensamenstelling toegepast in het beheer van de bossen.

De beheervisie haalt ook aan dat, in de kleine en versnipperde bossen van Vlaanderen nood is aan extra aandacht voor oude bossen, inheemse bomen en struiken en open plekken. Anderzijds moeten sommige natuurlijke processen gereguleerd of tegengegaan worden zoals het homogeniseren van beukenbossen en het verhogen van de stabiliteit (Bos & Groen 2001a).

Een systematisch overzicht van het toepassingsgebied van deze verschillende beheerniveaus is weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1 Overzicht van de toepassingsgebieden van de verschillende beheerniveaus volgens de eigenaar en de beschermingsstatus (VEN = Vlaams Ecologisch Netwerk; SBZ = Speciale beschermingszones, geheel van habitat- en vogelrichtlijngebieden) van het populierenbos. Het basisniveau moet overal toegepast worden (Bos & Groen 2002).

	In VEN	Buiten VEN	
		In SBZ	Buiten SBZ
Domeinbos	Beheervisie	Beheervisie	Beheervisie
Openbaar bos	CDB Beheervisie op vrijwillige basis	CDB Beheervisie op vrijwillige basis	CDB Beheervisie op vrijwillige basis
Privé-bos	CDB	CDB op vrijwillige basis	CDB op vrijwillige basis

Hierna worden de vereisten van de drie beheerniveaus op een rijtje gezet.

1. Het basisniveau

De criteria van het Bosdecreet (1990) en het Natuurdecreet (1997, gewijzigd in 2002) zijn in het kader van het ecologisch beheer van populierenbossen te aanzien als het basisniveau, een minimumscenario waaraan het beheer van ieder populierenbos moet voldoen. De basisprincipes worden concreet ingevuld door een interne dienstorder van Bos & Groen (Bos & Groen 1999), waarin een aantal richtlijnen en criteria zijn omschreven, te hanteren door ambtenaren van het bosbeheer bij het afleveren van kapmachtigingen en de beoordeling van beperkte bosbeheerplannen van privé-boseigenaars. In functie van de populierenbosbouw volgen hier de meest relevante basisprincipes:

A) Basisprincipes uit het Bosdecreet (1990)

1. Bij het beheer van bossen moet altijd rekening worden gehouden met de ecologische functie. Deze zorg bestaat uit:
 - het bevorderen van de autochtone boom- of struiksoorten
 - het stimuleren van uit zichzelf functionerende processen

- het bevorderen van een gevarieerde bosstructuur door onder meer ongelijkjarigheid en ongelijkvormigheid na te streven en te streven naar een voldoende aanwezigheid van oude bomen en dood hout
 - een gepast beheer van alle natuurelementen en van alle landschapsecologisch en cultuurhistorisch waardevolle elementen
 - het beheer ten behoeve van het behoud, de ontwikkeling of herstel van de biologische diversiteit, van populaties van zeldzame soorten of ondersoorten en ten behoeve van de instandhouding, de ontwikkeling of het herstel van habitats of deels natuurlijke ecosystemen
 - het behoud of herstel van de natuurlijke waterhuishouding
 - het beheer gericht op het tegengaan van alle nadelige externe beïnvloeding
2. Het beheer van de bossen heeft tot doel het bosareaal te brengen of te behouden in een bestendige staat van veelzijdige functie.
 3. Voor bossen groter dan 5 ha moet verplicht een beperkt bosbeheerplan opgesteld worden, waarin wordt aangegeven hoe en in welke mate de ecologische functie aan bod komt.

B) Basisprincipes uit het Natuurdecreet (1997, gewijzigd in 2002)

De belangrijkste insteek van het Natuurdecreet is het Stand-still principe, dat stelt dat inheemse bomen of struiken niet mogen worden vervangen door niet-inheemse. Dit betekent dat inheems loofhout niet in populierenbos mag worden omgezet.

C) Richtlijnen uit de dienstorder (Bos & groen 1999)

a) Infrastructuurwerken

1. Reliëfwijziging is in principe niet toegestaan.
2. Aanleg van nieuwe wegen met verharding is in principe niet toegestaan. Aanleg van onverharde wegen wordt beoordeeld in functie van de exploitatie. Versteving van bepaalde wegen met steenslag of dolomiet kan worden toegestaan indien deze werken geen ecologisch nadelige gevolgen hebben.
3. Enkel onderhoud van bestaande drainagegrachten wordt toegelaten. Verdieping van bestaande grachten of aanleg van nieuwe grachten wordt in principe niet toegestaan.

b) Eindkap/kaalkap

1. De maximum aaneengesloten oppervlakte voor kaalkap bedraagt 3 ha voor homogene populierenbossen. Uitzonderlijk kan een aaneengesloten kaalkap van meer dan 3 ha worden toegestaan, gekoppeld aan voorwaarden voor heraanplanting, zoals bijvoorbeeld beplanting met verschillende klonen, omzetting naar minstens 10 % inheems loofhout, behoud van natuurlijke verjonging, ... Deze maatregelen dienen voorzien te worden in een bosbeheerplan, voor zover dit beheerplan wettelijk vereist is.
2. Voor bossen waarin populier als bijmenging is ingeplant, bedraagt de maximum aaneengesloten oppervlakte voor kaalkap 1 ha.
3. Meerdere kaalkappen, maar verspreid over het bos zijn slechts toegestaan indien de onderlinge afstand minstens 100 meter bedraagt. Voor zover een bosbeheerplan wettelijk vereist is, kunnen dergelijke kaalkappen enkel via een bosbeheerplan geregeld worden.
4. De tijd tussen twee opeenvolgende kaalkappen die op minder dan 100 meter van elkaar verwijderd liggen in dezelfde boscijendom dient minimum 3 jaar te bedragen.
5. Indien natuurlijke verjonging reeds aanwezig is, kan opgelegd worden dat deze bij de eindkap gevrijwaard dient te worden, voor zover het gaat om natuurlijke verjonging van gewenste soorten.

6. Bij alle types kappingen kan als voorwaarde opgelegd worden dat bepaalde soorten of bepaalde specifiek omschreven bomen dienen behouden te worden (bijv. in bestanden waar populier als bijmenging werd ingeplant).
7. Ruimen bij vorst of droogte kan worden opgelegd bij kwetsbare bodems.

c) Hakhoutkap

1. Behoud van de onderetage of afzetten van het hakhout voorafgaandelijk aan de eindkap kan als voorwaarde worden opgelegd. Verwijderen (met ontstronken) van de onderetage kan enkel toegestaan worden indien het om hinderlijke soorten gaat (bijv. Amerikaanse vogelkers). Exoten vormen in populierenbossen echter zelden een probleem.
2. Voor hakhout moet een omlooptijd van 8 tot 30 jaar worden gehanteerd. Opslag van populier zelf wordt niet als hakhout beschouwd.

d) Schoontijd

Gedurende de periode 1 april tot 30 juni mag niet worden geëxploiteerd (schoontijd). De woudmeester kan op advies van de boswachter of ambtenaar privé-bos afwijkingen op deze standaardschoontijd toestaan.

Redenen om geen schoontijd toe te passen zijn:

- De toepassing van de schoontijd leidt niet tot een betere bescherming van het ecosysteem tegen verstoring door kapping
- In homogene populierenbossen zonder waardevolle flora of onderetage

Redenen om de schoontijd aan te passen of uit te breiden zijn:

- Beschermen van voorjaarsflora
- Broedgevallen
- Paddentrek
- Zeer drassige gronden
- Kleine landschapselementen
- Bijzondere biotopen

e) Kruidlaag

Wijziging van de kruidlaag en gebruik van herbiciden wordt in principe niet toegestaan. Uitzondering kan zijn het bestrijden van agressieve soorten, zoals bijv. Amerikaanse vogelkers met gebruik van bijv. glyfosaat.

f) Bosverjonging

1. Bij heraanplanting met populier dient de beplanting uitgevoerd te worden ten laatste tijdens het plantseizoen volgend op de kapping.
2. Boomsoortenkeuze: het gebruik van aan de standplaats aangepaste soorten wordt opgelegd. Voor boom- en struiksoorten met beperkt verspreidingsgebied in Vlaanderen is voorafgaand advies van Bos & groen vereist.
3. Om het bosbehoud te verzekeren kan voor populier een maximale plantafstand van 10×10 m worden opgelegd.

2. De Criteria Duurzaam Bosbeheer (CDB 2003)

De Criteria Duurzaam Bosbeheer zijn verplicht te hanteren voor alle populierenbossen in het VEN. Ze omvatten volgende basisprincipes (CDB 2003, Thomaes & Vandekerckhove, 2004):

- Correcte opvolging van bestaande juridische randvoorwaarden
- Waarborgen van de socio-culturele functies
- Waarborgen van de productie- en economische functies
- Behoud en bescherming van het milieu
- Behoud en bescherming van de biodiversiteit
- Planmatig en controleerbaar beheer

De Criteria Duurzaam Bosbeheer die verder gaan dan de richtlijnen van het basisniveau zijn (CDB 2003, Thomaes & Vandekerckhove, 2004):

a) Algemeen

1. Het opstellen van een uitgebreid bosbeheerplan is vereist indien de oppervlakte van het bos > 5 ha.
2. Op minimum 5 % van de oppervlakte wordt maximaal rekening gehouden met natuurontwikkeling. De bestanden kunnen worden geselecteerd op basis van de reeds aanwezige of potentiële natuurwaarde. Economisch waardevolle bosproducten (onder andere de populieren) kunnen worden gevaloriseerd als de soortensamenstelling en structuur niet noemenswaardig worden beïnvloed.

b) Infrastructuurwerken

1. De ontwatering van waterrijke gebieden moet worden tegengegaan. Buiten deze gebieden kunnen bestaande drainagesystemen onderhouden worden indien noodzakelijk. In uitzonderlijke gevallen kan bestaande drainage worden gewijzigd om de andere functies te kunnen optimaliseren.
2. Bodembewerking moet tot een minimum beperkt blijven.

c) Dood hout

Op bosniveau wordt gestreefd naar een volume dood hout, staand of liggend van minstens 4 % van het totale houtvolume, zo goed mogelijk gespreid over alle dimensies en passend binnen de vooruitgang van het beheerplan.

d) Eindkap/kaalkap

1. Kaalslag van meer dan 1 ha is niet toegestaan. Indien grondig gemotiveerd kan meer dan 1 ha gekapt worden voor omvorming of verjonging van homogene populierenbestanden. In het laatste geval dient 30 % te worden omgezet naar inheems loofhout.
2. Bij de exploitatie moet elke vorm van schade aan de productiecapaciteit van de standplaats, de bodem, het overblijvend bestand en de verjonging en ook verstoring van fauna en flora worden vermeden.

e) Biodiversiteit

Alle bestaande natuurelementen genieten bescherming. Voor zeldzame, bedreigde of wettelijk beschermde soorten die in het gebied voorkomen worden de nodige maatregelen genomen om hun voortbestaan en dat van hun woongebied te garanderen, en het noodzakelijke natuurlijke milieu in stand te houden. Bijzondere aandacht moet uitgaan naar randzones en open plekken.

f) Bosverjonging

1. Voor homogene populierenbossen moet een omvormingsplan worden voorzien. Het volstaat om een onderetage van verschillende inheemse houtige gewassen te behouden of op te bouwen. Het is toegestaan deze onderetage als hakhout te beheren en af te zetten vóór de exploitatie van de populieren (soort middelhout).
2. Per bestand worden een aantal bomen geselecteerd (richtcijfer 10 per ha, of minder indien 10 bomen > 10 % van het grondvlak innemen), bij voorkeur inheemse loofbomen (in gemengde bestanden), die blijven staan en hun natuurlijke levenscyclus kunnen doormaken (ontwikkelen tot oude bomen).
3. Op bosniveau gebeurt een omvorming naar 20% gemengde bestanden op basis van inheemse, standplaatsgeschikte soorten.

3. De beheervisie voor openbare bossen (Bos & Groen 2001a)

De beheervisie voor openbare bossen wordt door AMINAL, Afd. Bos & Groen gehanteerd in alle domeinbossen. De belangrijkste criteria uit de beheervisie die verder gaan dan de Criteria Duurzaam Bosbeheer zijn (Bos & Groen 2001a, Thomaes & Vandekerckhove, 2004):

a) Infrastructuurwerken

Bestaande drainages worden momenteel nog wel onderhouden, maar het is de bedoeling dat deze op lange termijn verdwijnen.

b) Eindkap/kaalkap

1. Er worden geen hutoogsten gerealiseerd in waardevolle en kwetsbare vallei- en moerasbossen.
2. Op lange termijn wordt er naar gestreefd om de bedrijfstijden op bestandsniveau achterwege te laten.

c) Bosstructuur en soortensamenstelling

1. In elk bos wordt er naar gestreefd om 5 tot 15 % open plekken te creëren en/of te behouden. Voor bospaden en bosranden wordt een gericht beheer gevoerd.
2. Op lange termijn wordt er naar gestreefd om ten minste 80 % van de totale bosoppervlakte te laten bestaan uit inheemse standplaatsgeschikte boomsoorten.
3. De bosbestanden van gedraineerde gebieden worden langzaam omgevormd of evolueren spontaan naar standplaatsgeschikte bostypes passend bij de herstellende waterhuishouding. Kleine bestanden op bodems met drainageklassen e en f moeten worden omgevormd tot elzenbroek of een natuurtype in de open sfeer.

d) Dood hout

Bij bossen met een belangrijke ecologische functie ligt het streefcijfer hoger dan de 4% dood hout waarnaar in de CDB wordt gestreefd.

4.1.3. Samenvatting

Als basis voor het beslissingsmodel kunnen volgende criteria worden gebruikt:

1) De karakteristieken van het populierenbos:

- ◆ 5 natuurwaardecategorieën
- ◆ 8 vegetatietypes
- ◆ isolatiegraad
- ◆ fauna-insteek

2) De eigendomsstatus van het bos: 3 eigendoms categorieën

3) De beheersdoelstellingen van de boseigenaar: 4 categorieën

4) Wettelijk en beleidsmatig toetsingskader: 3 beheerniveaus

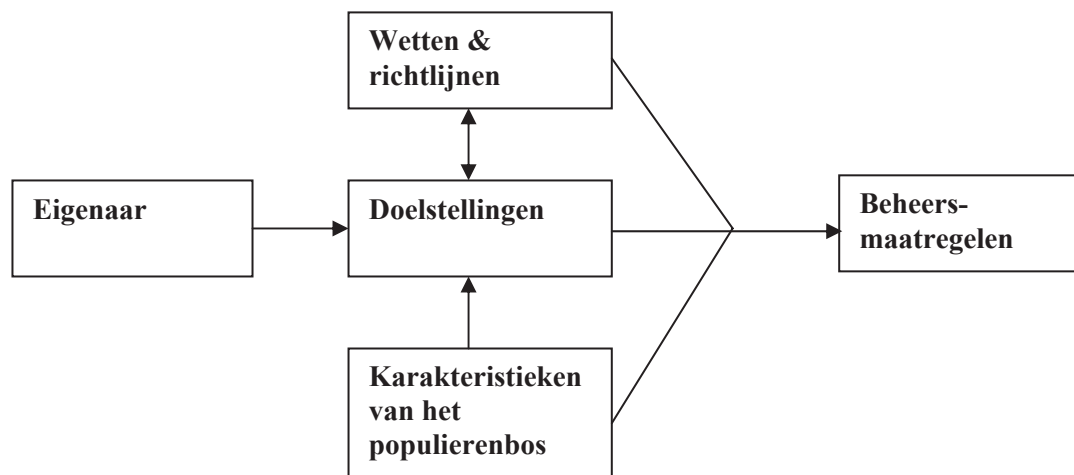
4.2. HET BESLISSINGSMODEL

4.2.1. Basisprincipe

De bedoeling van een beslissingsmodel ter beoordeling van beheermaatregelen voor het optimaliseren van de ecologische waarde van populierenbossen is op een relatief eenvoudige wijze voor ieder bos het juiste pakket van beheermaatregelen te vinden, rekening houdende met de ingangscriteria:

- De karakteristieken van het populierenbos (indeling volgens natuurwaardecategorie, vegetatietype, isolatiegraad en fauna)
- De eigendomsstatus van het populierenbos
- De beheerdoelstellingen van de boseigenaar
- Het wettelijk en beleidsmatig toetsingskader

De logische weg voor deductie van beheermaatregelen is:



4.2.2. Sleutel ter bepaling van het beheertype

Er werd geopteerd om voor het bepalen van het juiste beheer voor een populierenbos te werken met een **hiërarchische dichotome sleutel**, die gebaseerd is op de ingangscriteria.

4.2.2.1. Keuze van de ingangscriteria

De ingangscriteria voor de sleutel werden vertaald in 5 vragen, elk met een aantal keuzemogelijkheden:

- ◆ Ligt het populierenbos binnen het VEN of een SBZ (Speciale Beschermingszone)? Ja / Nee **(2)**
- ◆ Ligt het populierenbos geïsoleerd van oud bos? Ja / Nee **(2)**
- ◆ Wie is de eigenaar van het populierenbos? particulier / openbaar / domeinbos **(3)**
- ◆ Wat is de hoofddoelstelling? natuurbos / multifunctioneel bos / productiebos / open vegetatie **(4)**
- ◆ Wat is de natuurwaarde van het populierenbos? hoge natuurwaarde binnen de bossfeer / matige natuurwaarde met goed ontwikkelde structuur / matige natuurwaarde met zwak ontwikkelde structuur / geringe natuurwaarde / hoge natuurwaarde buiten de bossfeer **(5)**

4.2.2.2. Sleutel

Afhankelijk van de situatie leidt de sleutel naar één van vier verschillende beheertypes met in totaal acht mogelijkheden, die verderop worden besproken. De sleutel, is hieronder weergegeven.

1(0).	Huidige toestand hoge natuurwaarde bos.....	2
	Huidige toestand matige natuurwaarde in bossfeer, met goede structuur....	8
	Huidige toestand matige natuurwaarde in bossfeer, weinig structuur.....	14
	Huidige toestand hoge natuurwaarde buiten bossfeer.....	20
	Huidige toestand geen natuurwaarde.....	23
2(1).	Streefdoel economie primeert.....	3
	Streefdoel zowel economie als natuur.....	5
	Streefdoel natuur primeert.....	Beheertype 2A
3(2).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	Mag wettelijk niet in VEN
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	4
4(3).	Eigenaar particulier.....	Beheertype 3
	Dit doel zal de natuurwaarde doen dalen	
	Eigenaar openbaar.....	Mag wettelijk niet
	Eigenaar domeinbos.....	Mag wettelijk niet
5(2).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	6
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	7
6(5).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4C
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4D
7(5).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4A
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4B
8(1).	Streefdoel economie primeert.....	9
	Streefdoel zowel economie als natuur.....	11
	Streefdoel natuur primeert.....	Beheertype 2A
9(8).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	Mag wettelijk niet in VEN
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	10
10(9).	Eigenaar particulier.....	Beheertype 3
	Eigenaar openbaar.....	Mag wettelijk niet
	Eigenaar domeinbos.....	Mag wettelijk niet
11(8).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	12
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	13
12(11).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4C
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4D
13(11).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4A
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4B
14(1).	Streefdoel economie primeert.....	15
	Streefdoel zowel economie als natuur.....	17
	Streefdoel natuur primeert.....	Beheertype 2B

15(14).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	Mag wettelijk niet in VEN
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	16
16(15).	Eigenaar particulier.....	Beheertype 3
	Eigenaar openbaar.....	Mag wettelijk niet
	Eigenaar domeinbos.....	Mag wettelijk niet
17(14).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	18
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	19
18(17).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4C
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4D
19(17).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4A
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4B
20(1).	Streefdoel economie primeert.....	21
	Streefdoel zowel economie als natuur.....	Beheertype 1
	Streefdoel natuur primeert.....	Beheertype 1
21(20).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	Mag wettelijk niet in VEN
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	22
22(21).	Eigenaar particulier.....	Dit doel zal de natuurwaarde doen dalen
	Eigenaar openbaar.....	Mag wettelijk niet
	Eigenaar domeinbos.....	Mag wettelijk niet
23(1).	Streefdoel economie primeert.....	24
	Streefdoel zowel economie als natuur.....	26
	Streefdoel natuur primeert.....	Beheertype 2B
24(23).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	Mag wettelijk niet in VEN
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	25
25(24).	Eigenaar particulier.....	Beheertype 3
	Eigenaar openbaar.....	Mag wettelijk niet
	Eigenaar domeinbos.....	Mag wettelijk niet
26(23).	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Ja.....	27
	Ligt in het VEN, speciale beschermingszones, in vogel- en/of habitatrichtlijngebied? Nee.....	28
27(26).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4C
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4D
28(26).	Isolatie van oud bos? Geïsoleerd van oud bos.....	Beheertype 4A
	Isolatie van oud bos? Nabij oud bos.....	Beheertype 4B

De **digitale versie** van de sleutel kan worden geraadpleegd op het internet via de website van het INBO (<http://www.inbo.be/>), doorklikken naar **Kenniscentrum / Duurzaam gebruik / Bos / Populier en Natuur**.

Om de sleutel te kunnen gebruiken moet vooraf een **besturingsprogramma** worden geïnstalleerd, dat via onderstaande website vrij van het internet kan worden gedownload:

<http://www.java.com/en/download/index.jsp>

4.2.3. Beheermaatregelen voor de verschillende beheertypes

In totaal zijn er vier verschillende beheertypes met in totaal acht mogelijkheden. Hierna wordt voor elk beheertype een pakket van beheermaatregelen voorgesteld, waarbij telkens verwezen wordt naar de richtlijnen voorgeschreven door de beheerniveaus die van toepassing zijn. Telkens worden ook de vegetatietypes (afgeleid met de TWINSPAN-analyse) vermeld waarop het beheertype van toepassing kan zijn. Voor een overzicht van de vegetatietypes wordt verwezen naar Bijlage 4.

Beheertype 1: Open vegetatie

Populierenbossen die overwegend natuurwaarden bevatten van natuurtypes buiten de bossfeer vormen een aparte categorie. Hier kan herstel van de open vegetatie te verkiezen zijn boven bosbeheer, om te vermijden dat deze waarden op termijn verloren gaan. Het is ook evident dat bij eventuele ontbossing rekening wordt gehouden met alle wettelijke bepalingen wat betreft vergunning, compenserende maatregelen, etc. Twee situaties kunnen onderscheiden worden:

1. Recente bebossingen, waarin nog belangrijke relictten van zeldzame en zeer waardevolle vegetaties (soortenrijk valleigrasland, moeras, natte heide,...) aanwezig zijn of waar de kenmerkende soorten van deze vegetaties nog voldoende in de zaadbank voorkomen. Indien er nog een goede kans is op herstel van de open vegetatie kan daarvoor worden gekozen in plaats van een beheer te voeren dat gericht is op het verder ontwikkelen van het bosecosysteem. De populieren kunnen in dit geval best zo snel mogelijk worden verwijderd en het vroegere beheer (maaibeheer, begrazing, ...) hersteld. Dit geldt voor een aantal populierenbossen van **vegetatietype 1**.
2. Populierenbossen die omwille van de ruimtelijke context in een bepaald gebied niet thuishoren. In een weidevogelgebied is het bijvoorbeeld mogelijk dat de bomen een fysieke barrière vormen en zo het omliggende habitat minder geschikt maken voor belangrijke doelsoorten. Ook vanuit cultuurhistorisch oogpunt kunnen populierenbossen storend zijn, bijvoorbeeld in een traditioneel open landschap. Alleen indien de populierenbossen zelf geen hoge natuurwaarde hebben, kan in dit specifieke geval overwogen worden te ontbossen en een beheer van open terreinen in te stellen. Dit zou zich kunnen voordoen bij populierenbossen behorend tot **vegetatietypes 1 en 5**.

Beheertype 2: Natuurbos

In bepaalde populierenbossen wordt doelbewust gekozen voor een beheer als natuurbos, waarbij het behoud en de ontwikkeling van natuurwaarden centraal staat en commercieel gebruik niet meer van toepassing is. Dit kan zich voordoen bij populierenbossen met een hoge ecologische waarde, maar ook bij populierenbossen met een geringe natuurwaarde.

A) Populierenbossen met hoge natuurwaarde of met matige natuurwaarde maar goed ontwikkelde structuur

Bossen met een goed ontwikkelde vegetatie hebben een prioritaire waarde voor het natuurbehoud. Dit geldt zeker voor vallei- en bronbossen (habitatcode 91E0*, BWK-code Va en Vc) waar populieren zijn ingeplant. Goed ontwikkelde vallei- en bronbossen worden in het eerste natuurrapport trouwens vermeld als uiterst zeldzaam. Het is aangewezen deze bossen als natuurbos te beheren (volgens de beheervisie). Dit geldt vooral voor de populierenbossen van **vegetatietypes 7 en 8** en ook bepaalde populierenbossen behorend tot **vegetatietypes 2 en 6**.

Beheerrichtlijnen

1) Exploitatie

In een natuurbos kan worden gekozen voor een nulbeheer. In bepaalde gevallen is een gericht beheer noodzakelijk. De verschillende mogelijkheden worden hierna beschreven.

2) Omvorming

Het is niet aan te raden de populieren zomaar meteen te verwijderen, omdat de exploitatie schade veroorzaakt aan bodem en vegetatie, het bosklimaat langdurig doorbreekt en verruiging van de vegetatie in de hand kan werken, ten koste van bosgebonden organismen. Bij voorkeur wordt geopteerd voor spontane ontwikkeling of zeer geleidelijke omvorming. In populierenbossen met een waardevolle kruidvegetatie is in de onderetage vaak vrij veel natuurlijke verjonging van inheemse boomsoorten aanwezig. Door sterfte van individuele populieren zullen na verloop van tijd spontaan openingen ontstaan in het kronendak, waar deze inheemse soorten in kunnen doorgroeien. Aangezien cultuurpopulieren zich niet of nauwelijks verjongen zal op die manier een geleidelijke omvorming naar inheems gemengd bos plaatsvinden. Eventueel kan de homogene bovenetage doorbroken worden door individuele bomen te ringen of te vellen en als dood hout in het bos te laten. Indien geen zaadbronnen in de directe omgeving aanwezig zijn kan worden ingeplant met inheemse en standplaatsgeschikte soorten zoals es, Grauwe abeel, Zwarte els, etc. Bij voorkeur wordt in dat geval materiaal van autochtone herkomst gebruikt.

3) Dood hout

Er dient gestreefd naar minstens 4% dood hout. Om het vereiste minimumaandeel dood hout te halen, wordt best zoveel mogelijk gebruik gemaakt van het natuurlijke aanbod dat zich voordoet. Eventueel kan het proces iets worden versneld door een beperkt aantal populieren individueel of in kleine groepen te vellen of te ringen.

4) Herstel van hakhout- of middelhoutbeheer

In het kader van het herstel van middelhout of hakhout is het verantwoord de populieren te kappen. De keuze voor deze zeer arbeidsintensieve beheervormen heeft echter zware beheertechnische consequenties, en wordt dan ook best niet al te lichtzinnig genomen. Enkel

wanneer nog voldoende waardevolle elementen van het vroegere hak- of middelhout aanwezig zijn (waardevolle oude stoven, specifieke vegetatie), er een voldoende grote oppervlakte is om een middelhoutcyclus uit te bouwen (8 tot 10 keer 0,5 tot 1 ha), dit beheer tot verhoging van de plaatselijke natuurwaarde bijdraagt (aanwezigheid of kans op kolonisatie van typische middelhoutsoorten) en men de intentie en mogelijkheden heeft om dit beheer lange tijd te handhaven, is deze keuze te overwegen.

5) Beheer van specifieke habitatelementen

De richtlijn om in elk bos 5 tot 15 % open plekken te creëren en/of te behouden moet met omzichtigheid worden gehanteerd. Zeker in oude bossen is het niet altijd wenselijk om open plekken te creëren en in alluviale bossen zijn van nature maar weinig open plekken aanwezig. Op plaatsen waar een waardevolle bosflora voorkomt, kunnen alleszins beter geen open plekken worden gecreëerd. Het behoud van bestaande open plekken en bospaden met typische lichtminnende soorten wordt best wel verzekerd door een aangepast beheer (periodiek maaien van de open plek en ontwikkeling van een mantelvegetatie door hakhoutbeheer van de overgangszone). Voor het maaitijdstip moet worden gelet op het bloeitijdstip van de doelsoorten. Indien laatbloeiende soorten voorkomen, mag pas laat op het seizoen worden gemaaid.

Voor het in stand houden van mantel- en zoomvegetaties kan in de mantel over een strook van een 10-tal meter breed een hakhoutbeheer worden gevoerd. Het kappen van de mantel dient te gebeuren voor maart (start van de nestperiode voor broedvogels). De omlooptijd kan variëren van 5 tot 10 jaar, afhankelijk van de standplaats. De zoom dient om de 2 tot 3 jaar te worden gemaaid.

Voor de meeste poelen is een voldoende hoge lichtinval belangrijk. Zo nodig dient de struiklaag plaatselijk te worden gekapt.

B) Populierenbossen met geringe natuurwaarde of met matige natuurwaarde en slecht ontwikkelde structuur

Er zijn populierenbossen met geringe tot matige natuurwaarde die binnen natuurgebied zijn gelegen. Vaak gaat het om populierenbossen van slechts enkele decennia oud, waarin weinig of geen typische bosplanten voorkomen en de natuurlijke verjonging van bomen en struiken beperkt is. Hier stelt zich de keuze tussen het laten staan of het kappen van de populieren. Deze afweging is niet altijd eenvoudig en dient goed overwogen te worden: bij kapping, wordt het resultaat van de bosontwikkeling immers teniet gedaan. Soms kan de ruimtelijke context van het gebied echter een kapping verantwoorden. Hiervoor wordt verwezen naar *Beheertype 1*. We beperken ons hier tot de situatie waar gekozen wordt voor verdere ontwikkeling van de bestaande natuurwaarden tot een ecologisch waardevol bos. Dit kan gelden voor populierenbossen behorend tot **vegetatietypes 1, 2, 3, 4 en 5**.

1) Omvorming

Idem als A.

2) Dood hout

Idem als A.

3) Beheer van de onderetage

In geïsoleerde populierenbossen, waar zaadbronnen ontbreken, kan het gebeuren dat weinig of geen spontane verjonging optreedt. Zeker wanneer een dichte grasvegetatie voorkomt, kan dit het geval zijn. Omdat in principe een onderetage onder populier moet worden opgebouwd is het dan beter een onderetage aan te planten, die bestaat uit een menging van inheemse bomen en struiken. Ook hier dient met standplaatsgeschikte en autochtone soorten te worden gewerkt. Geschikte soorten zijn onder meer Hazelaar, Lijsterbes, Gelderse roos, Sleedoorn, es, Zwarte els, meidoorn, Zomereik, wilg,... Het aanplanten gebeurt best niet over de ganse oppervlakte van het bos, maar in een aantal groepjes, omdat anders de natuurlijke vestiging van bomen en struiken wordt verhinderd. Ook het aanplanten van een struikengordel in de randzone, bestaande uit een menging van inheemse bomen en struiken, kan bijdragen tot een verbetering van de bosstructuur, een beter microklimaat in het bos en een hogere biodiversiteit. Soms gebeurt het ook dat zich op vrij korte tijd een dichte onderetage van vlier (en verspreid ook meidoorn) vestigt. Dan kan het gunstig zijn een deel van de vlierstruiken te kappen en de gaten in te planten met andere inheemse loofbomen en struiken van autochtone herkomst. De onderetage kan als hakhout worden beheerd.

Agressieve soorten (bijv. Amerikaanse vogelkers) moeten planmatig worden bestreden. Exoten vormen in populierenbossen echter zelden een probleem.

Beheertype 3: Productiebos

Het beheer van populierenbossen buiten het VEN moet voldoen aan de criteria van het basisniveau (4.1.2.2.3.), wat te beschouwen is als een minimumscenario. Dit kan gelden voor populierenbossen behorend tot **vegetatietypes 1, 2, 3, 4, 5 en 6**.

1) Exploitatie

De exploitatie verdient de grootste aandacht vermits ze de meest ingrijpende maatregel is in de beheercyclus. Veel schade kan worden vermeden indien ze oordeelkundig gebeurt.

Voor kaalkap van homogene populierenbossen moet een maximum aaneengesloten oppervlakte van 3 ha worden gerespecteerd. Hoewel deze 3 ha de standaardnorm is, kunnen uitzonderlijk - afhankelijk van de locatie en de specifieke situatie - aaneengesloten kaalkappen van meer dan 3 ha worden toegestaan, waar dan weliswaar voorwaarden aan gekoppeld worden voor onder meer heraanplant (zie dienstorder Bos & Groen 99/1, p3). Binnen grote boscomplexen moeten de kappingen in ruimte en tijd worden gespreid: de minimale afstand tussen twee gelijktijdige kaalslagen dient 100 m te bedragen, voor kleinere afstanden is een minimale tussentijd van 3 jaar vereist. Handhaving van dit principe draagt bij tot de structuurdiversiteit in het boscomplex (mozaïekstructuur) en zorgt voor een niet-uniforme leeftijdsverdeling.

Naargelang de specifieke omstandigheden kunnen, indien er natuurlijke verjonging of bijmenging met eik aanwezig is, voorwaarden opgelegd worden om deze verjonging te vrijwaren bij eindkap. In sommige gevallen, wanneer er een hakhoutlaag in de onderetage aanwezig is, kan net door gelijktijdig de hakhoutlaag af te zetten, het best schade aan de onderetage vermeden worden.

Het moment van exploitatie is essentieel. Exploitatie kan alleen buiten de wettelijk voorziene schoontijd, die van april tot juni loopt. Indien een waardevolle voorjaarsflora voorkomt, kan de schoontijd worden uitgebreid tot maart. Ook voor vroege en late broedgevallen van zeldzame vogels kan de schoontijd worden verlengd. Op kwetsbare bodems is het beter alleen bij vorst of in de droogste periode van het jaar, zijnde de nazomer (augustus – september) te ruimen.

Bij de exploitatie dient (zeker op natte bodems en in bossen met een waardevolle kruidvegetatie) betreding van het terrein met zware machines zoveel mogelijk vermeden te worden, om schade aan bodem en vegetatie te beperken. Dit kan door zoveel mogelijk gebruik te maken van een uitsleeplier, om de stammen naar de exploitatieweg of bosrand toe te slepen. Bestanden met een breedte van 80-100 meter kunnen op die manier bijna volledig worden geëxploiteerd. Wanneer toch met machines door de bestanden moet worden gereden dient dit met de nodige zorg te gebeuren: het rijgedrag van de bestuurder moet aangepast zijn aan de lokale bodemomstandigheden en er dient gebruik te worden gemaakt van een beperkt aantal vaste uitsleppistes. Bij oordeelkundig gebruik richten de moderne zware harvesters niet meer schade aan dan lichte machines. Machines met rupsbanden zullen de grond minder diep kwetsen dan voertuigen met wielen. Het draaien met een rupsvoertuig moet echter vermeden worden, vermits dit leidt tot het plaatselijk verslepen van de bodem.

Het is aan te bevelen de onderetage af te zetten als hakhout voorafgaandelijk aan de eindkap. Dit gebeurt best al vroeg tijdens de winter. Indien de onderetage wordt afgezet dient er alleszins op gelet dat bij de exploitatie niet over de stobben wordt gereden.

2) Dood hout

Het is aan te raden dode stammen in het bos te laten. Ze hebben geen economische waarde meer en dragen bij tot de biodiversiteit van het populierenbos. Ook het kroonhout kan bij de exploitatie worden achtergelaten. Dood hout vormt immers een geschikt biotoop voor allerlei houtbewonende fungi en insecten. Omdat de afbraak van dood hout wel verruiging in de hand kan werken, wordt best geen dood hout achtergelaten op plaatsen waar een waardevolle vegetatie voorkomt. In functie van de toegankelijkheid van het bestand wordt het kroonhout best gestapeld op hopen of stroken.

3) Bosverjonging

Bij heraanplant met populier moet de beplanting worden uitgevoerd ten laatste tijdens het plantseizoen volgend op de kapping. Om bosbehoud te verzekeren geldt een maximale plantafstand van 10×10 m.

Indien gekozen wordt voor natuurlijke verjonging wordt nagegaan of 5 jaar na exploitatie voldoende natuurlijke verjonging aanwezig is. Zoniet dient de gekapte oppervlakte te worden herbebest.

Beheertype 4: Multifunctioneel bos

Een multifunctioneel bosbeheer tracht economische en ecologische doelstellingen zo goed mogelijk te integreren. Het pakket van geschikte beheermaatregelen verschilt naar gelang de populierenbossen binnen of buiten het VEN liggen en al dan niet geïsoleerd zijn (al dan niet grenzend aan oud bos of een oude houtkant).

A) Geïsoleerde populierenbossen buiten het VEN

Buiten het VEN gelden voor openbare bossen de Criteria Duurzaam Bosbeheer. Voor privé-bossen is beheer volgens de CDB niet verplicht, maar de criteria kunnen wel op vrijwillige basis worden toegepast. Wel geldt voor privé-bos ook hier het basisniveau conform de dienstorder van Bos & Groen 99/1. Dit kan gelden voor populierenbossen uit **alle vegetatietypes**.

1) Exploitatie

De exploitatie verdient de grootste aandacht vermits ze de meest ingrijpende maatregel is in de beheerscyclus. Veel schade kan worden vermeden indien ze oordeelkundig gebeurt. Voor kaalkap van homogene populierenbossen moet een maximum aaneengesloten oppervlakte van 3 ha worden gerespecteerd, voor bossen ingeplant met populier is dit 1 ha. Binnen grote boscomplexen moeten de kappingen in ruimte en tijd worden gespreid: de minimale afstand tussen twee gelijktijdige kaalslagen dient 100 m te bedragen, voor kleinere afstanden is een minimale tussentijd van 3 jaar vereist. Handhaving van dit principe draagt bij tot de structuurdiversiteit in het boscomplex (mozaïekstructuur) en zorgt voor een niet-uniforme leeftijdsverdeling.

Indien natuurlijke verjonging van gewenste soorten (eik, es,...) aanwezig is moet die bij de eindkap worden gevrijwaard. Ook ecologisch waardevolle bomen van deze soorten moeten worden gespaard.

Het moment van exploitatie is essentieel. Exploitatie kan alleen buiten de wettelijk voorziene schoontijd, die van april tot juni loopt. Indien een waardevolle voorjaarsflora voorkomt, dient de schoontijd te worden uitgebreid tot maart. Ook voor vroege en late broedgevallen van zeldzame vogels moet de schoontijd worden verlengd. Op kwetsbare bodems mag alleen bij vorst of in de droogste periode van het jaar, zijnde de nazomer (augustus – september) worden geruimd.

Bij de exploitatie dient (zeker op natte bodems en in bossen met een waardevolle kruidvegetatie) betreding van het terrein met zware machines zoveel mogelijk vermeden te worden, om schade aan bodem en vegetatie te beperken. Dit kan door zoveel mogelijk gebruik te maken van een uitsleeplier, om de stammen naar de exploitatieweg of bosrand toe te slepen. Bestanden met een breedte van 80-100 meter kunnen op die manier bijna volledig worden geëxploiteerd. Wanneer toch met machines door de bestanden moet worden gereden dient dit met de nodige zorg te gebeuren: het rijgedrag van de bestuurder moet aangepast zijn aan de lokale bodemomstandigheden en er dient gebruik te worden gemaakt van een beperkt aantal vaste uitsleeppistes. Bij oordeelkundig gebruik richten de moderne zware harvesters niet meer schade aan dan lichte machines. Machines met rupsbanden zullen de grond minder diep kwetsen dan voertuigen met wielen. Het draaien met een rupsvoertuig moet echter vermeden worden, vermits dit leidt tot het plaatselijk verslempen van de bodem.

Het is aan te bevelen de onderetage af te zetten als hakhout voorafgaandelijk aan de eindkap. Indien de onderetage wordt afgezet dient er alleszins op gelet dat bij de exploitatie niet over de stobben wordt gereden.

2) Dood hout

Het is aan te raden dode stammen in het bos te laten. Ze hebben geen economische waarde meer en dragen bij tot de biodiversiteit van het populierenbos. Ook het kroonhout kan bij de exploitatie worden achtergelaten. Dit gebeurt best niet op plaatsen waar een waardevolle vegetatie voorkomt. In functie van de toegankelijkheid van het bestand wordt het kroonhout best gestapeld op hopen of stroken.

3) Beheer van de onderetage

In geïsoleerde populierenbossen, waar zaadbronnen ontbreken, kan het gebeuren dat weinig of geen spontane verjonging optreedt. Zeker wanneer een dichte grasvegetatie voorkomt, kan dit het geval zijn. Omdat in principe een onderetage onder populier moet worden opgebouwd is het dan beter een onderetage aan te planten, die bestaat uit een menging van standplaatsgeschikte inheemse bomen en struiken. Geschikte soorten zijn onder meer Hazelaar, Lijsterbes, Gelderse roos, Sleedoorn, es, Zwarte els, meidoorn, Zomereik, wilg,... Het aanplanten gebeurt best niet over de ganse oppervlakte van het bos, maar in een aantal groepjes, omdat anders de natuurlijke vestiging van bomen en struiken wordt verhinderd. Ook het aanplanten van een struikengordel in de randzone, bestaande uit een menging van inheemse bomen en struiken, kan bijdragen tot een verbetering van de bosstructuur, een beter microklimaat in het bos en een hogere biodiversiteit. Soms gebeurt het ook dat zich op vrij korte tijd een dichte onderetage van vlier (en marginaal ook meidoorn) vestigt. Dan kan het gunstig zijn een deel van de vlierstruiken te kappen en de gaten in te planten met andere inheemse loofbomen en struiken van autochtone herkomst. De onderetage kan als hakhout worden beheerd.

Agressieve soorten (bijv. Amerikaanse vogelkers) kunnen best planmatig worden bestreden. Exoten vormen in populierenbossen echter zelden een probleem.

4) Beheer van specifieke habitatelementen

Open plekken en bospaden met typische lichtminnende soorten kunnen door middel van een aangepast beheer in stand worden gehouden (periodiek maaien van de open plek en hakhoutbeheer van de overgangszone). Voor het maaitijdstip moet worden gelet op het bloeitijdstip van de doelsoorten. Indien laatbloeiende soorten voorkomen, mag pas laat op het seizoen worden gemaaid.

Voor het in stand houden van mantel- en zoomvegetaties kan in de mantel over een strook van een 10-tal meter breed een hakhoutbeheer worden gevoerd. Het afzetten dient te gebeuren voor maart (start van de nestperiode voor broedvogels). De omlooptijd kan variëren van 5 tot 10 jaar, afhankelijk van de standplaats. Indien een ruigte beoogd wordt dient de zoom om de 2 tot 3 jaar te worden gemaaid. Wanneer grasland beoogd wordt is een jaarlijkse maaibeurt aangewezen (na 15 juni of later al naargelang het type).

Voor poelen is een voldoende hoge lichtinval belangrijk. Zo nodig dient de struiklaag plaatselijk te worden gekapt.

B) Geïsoleerde populierenbossen binnen het VEN

Het beheer komt in grote lijnen overeen met maatregelen van Beheertype 4A, met die restrictie dat binnen het VEN verplicht aan de Criteria Duurzaam Bosbeheer moet worden voldaan. Dit kan gelden voor bossen uit **alle vegetatietypes**.

1) Exploitatie

Idem als A, behalve dat de maximale oppervlakte voor kaalslag 1 hectare bedraagt, met uitzondering voor de directe omvorming van homogene exotenbestanden (criterium 3.3.2).

2) Beheer van de onderetage

Idem als A.

3) Natuurontwikkeling

Op minstens 5 % van de oppervlakte dient maximaal rekening worden gehouden met natuurontwikkeling. Dit kan bijvoorbeeld door een reservaatzone in te stellen, waar niet langer wordt geëxploiteerd. Hiermee kan al geheel of gedeeltelijk worden voldaan aan de verplichting om 10 bomen per ha te laten staan.

4) Beheer van specifieke habitatelementen

Idem als A.

5) Dood hout

Er moet worden gestreefd naar een minimum aandeel van 4 % dood hout of een verdubbeling binnen de eerste 20 jaar indien deze doelstelling niet kan gerealiseerd worden binnen één beheercyclus (20 jaar). Door bij de exploitatie voldoende aandacht te besteden aan staande dode bomen, kunnen deze gemakkelijk worden gespaard.

C) Niet-geïsoleerde populierenbossen buiten het VEN

Buiten het VEN gelden voor openbare bossen de Criteria Duurzaam Bosbeheer. Voor privé-bossen is beheer volgens de CDB niet verplicht, maar de criteria kunnen wel op vrijwillige basis worden toegepast. Wel geldt voor privé-bos ook hier het basisniveau conform de dienstorder van Bos & Groen 99/1. Dit kan gelden voor populierenbossen uit **alle vegetatietypes**.

1) Exploitatie

Idem als A.

2) Dood hout

Idem als A.

3) Beheer van de onderetage

In populierenbossen die in de buurt van oude bossen of houtkanten zijn gelegen of eraan grenzen kan behoorlijk wat verjonging van inheemse soorten voorkomen of op korte termijn worden verwacht. Meestal is het dan ook niet nodig om een onderetage aan te planten en te opteren voor spontane kolonisatie door bomen en struiken. Indien deze toch niet zou optreden, kan alsnog worden geopteerd voor het aanplanten van groepjes inheemse bomen en struiken. Indien geen verjonging aanwezig is: idem als A.

4) Beheer van specifieke habitatelementen

Idem als A.

D) Niet-geïsoleerde populierenbossen binnen het VEN

Het beheer van bossen in het VEN moet aan de Criteria Duurzaam Bosbeheer voldoen. Dit kan gelden voor populierenbossen uit **alle vegetatietypes**.

1) Exploitatie

Idem als A, behalve dat de maximale oppervlakte voor kaalslag 1 hectare bedraagt, met uitzondering voor de directe omvorming van homogene exotenbestanden (criterium 3.3.2).

2) Dood hout

Idem als B.

3) Natuurontwikkeling

Idem als B.

4) Beheer van de onderetage

Idem als C.

5) Beheer van specifieke habitatelementen

Idem als A.

5. ALGEMEEN BESLUIT

Vegetatietypes in populierenbossen

In de Vlaamse populierenbossen komen 8 verschillende vegetatietypes voor (gegevens gebaseerd op de steekproefpunten van de Vlaamse bosinventarisatie):

Type	Aandeel	Oppervlakte in Vlaanderen
1) Grazige type	11 %	2.900 ha
2) Nat type met weinig brandnetel	11 %	2.700 ha
3) Nat type met veel brandnetel	26 %	6.550 ha
4) Speenkruid-brandneteltype	6 %	1.500 ha
5) Soortenarm brandneteltype	8 %	2.050 ha
6) Braam-brandneteltype	23 %	5.700 ha
7) Verzadigd type met brandnetel	7 %	1.800 ha
8) Verzadigd type met braam	8 %	1.900 ha

De types 7 en 8 (15% van de populierenbossen) bevatten een groot aantal bosplanten, waaronder verschillende oud-bossoorten en zijn ecologisch zeer waardevol. Ook de bossen van type 2, waarin veel freatofyten voorkomen, bezitten een hoge ecologische waarde. In type 1 komen overwegend relictvegetaties van graslanden voor, die in bepaalde gevallen herstel verdienen (bijvoorbeeld blauwgraslanden en dottergraslanden die recent werden ingeplant met populier). De populierenbossen die behoren tot een van de overige types (63% van de populierenbossen) hebben in de meeste gevallen een soortenarme vegetatie die door een beperkt aantal ruigtekruiden wordt gedomineerd, terwijl bosplanten relatief zeldzaam zijn.

Uit de bodemkaart blijkt ook dat ruim 20% van de populierenbossen in Vlaanderen op onaangepaste standplaatsen (te nat of te droog) is aangeplant, al is dit mogelijk een overschatting omdat bepaalde zandbodems door bemesting toch tijdelijk geschikt kunnen zijn geworden voor populier.

Bodemfauna van populierenbossen

De bodemfauna van populierenbossen bestaat grotendeels uit bossoorten. Soorten van open habitats komen weinig of niet voor, waaruit kan worden besloten dat populierenbossen een echt bosmilieu hebben.

Oorzaken van soortenarme ruigtevegetaties in populierenbossen

Het feit dat in een groot aantal populierenbossen een soortenarme ruigtevegetatie voorkomt is niet te wijten aan de populier zelf. Metingen wijzen immers uit dat populieren een pH-verhogend effect hebben (vergelijkbaar met es) door het hoog gehalte aan basische kationen (Ca, Mg,...) in het bladstrooisel en aanleiding geven tot de vorming van een actieve mullhumus, waarin basenminnende bosplanten zoals Slanke sleutelbloem goed kunnen kiemen. Boomsoorten zoals Zwarte els en beuk hebben daarentegen eerder een verzurend effect op de bodem. De kruidlaag van een oud essenbestand en een populierenbos van tweede generatie op kalkrijke bodem is sterk vergelijkbaar, wat bevestigt dat populier vergelijkbare gunstige ecologische eigenschappen heeft als es.

De lage soortenrijkdom in veel populierenbossen is te wijten aan de combinatie van een aantal specifieke factoren. Enerzijds spelen historiek en voormalig landgebruik een belangrijke rol. De gemiddelde leeftijd van populierenbossen is zeer laag omdat pas na 1945 massaal populieren werden aangeplant, vaak op voormalige landbouwgronden. De vegetatie heeft dus nog maar weinig tijd gekregen om zich te ontwikkelen en omdat veel bosplanten langzame kolonisatoren zijn, hebben ze nog niet de kans gekregen om zich te vestigen. De voormalige intensieve landbouwgronden zijn bovendien vaak zwaar bemest, zodat een hoge fosforconcentratie in de bodem aanwezig is, wat ruigtekruiden zoals Grote brandnetel sterk bevordert. Zeker in lichtrijke omstandigheden is dit het geval en omdat populieren in een ruim plantverband (tot 10×10 m) worden geplant, en vaak een nog weinig ontwikkelde struiklaag hebben, is de lichtinval in recente populierenbossen meestal hoog.

Bijkomende verklaring is dat veel recente populierenbossen sterk geïsoleerd liggen in landbouwgebied en dus ver verwijderd zijn van de talrijke zaadbronnen die in oude bossen aanwezig zijn. Dit bemoeilijkt de kolonisatie door oud-bosplanten, die meestal over zeer geringe verspreidingscapaciteiten beschikken.

Bovendien bevordert het beheer van populierenbossen de dominantie van ruigtekruiden. De exploitatie gebeurt in regel door middel van kaalslag, waardoor lichtinval en mineralisatie plots toenemen ten gunste van lichtminnende ruigtekruiden. De recente klonen groeien bovendien zeer snel en kunnen al na 15 tot 20 jaar worden gekapt, wat een zeer frequente verstoring van de standplaats inhoudt. In het verleden werden natte standplaatsen ook sterk gedraineerd, wat eveneens tot een toename van de mineralisatie leidt.

Populierenbossen waarin een soortenrijke bosvegetatie voorkomt zijn dan ook meestal oude hakhout- en middelhoutbossen in valleigebieden, die in het recente verleden met populier werden ingeplant. Hierin waren dus voordien al veel bosplanten aanwezig.

Beheersmaatregelen die de ecologische waarde van populierenbossen verhogen

Door middel van een detailstudie kon worden aangetoond dat kaalslag op een beperkte oppervlakte (< 1 ha) inderdaad een negatieve invloed heeft op de kolonisatie en de bedekking van bepaalde schaduwminnende bosplanten (o.a. Speenkruid en Muskuskruid), hoewel de soorten lokaal aanwezig bleven. Daar staat tegenover dat de een aantal meer lichtvereisende bossoorten (o.a. Slanke sleutelbloem en Groot heksenkruid) zich konden uitbreiden en een aantal andere bossoorten (o.a. Wilde kamperfoelie en Boszegge) zich nieuw konden vestigen in de jaren na de kaalslag. Dit is te verklaren door de nog geringe concurrentie door ruigtekruiden (braam en Grote brandnetel) in combinatie met de toegenomen lichtinval gedurende de eerste jaren na de kaalslag. De hakhoutstoven, die voor de exploitatie werden afgezet, schoten na de kaalslag opnieuw uit, waardoor de hoeveelheid invallend licht al na enkele jaren opnieuw sterk zal dalen, zodat de ruigtekruiden opnieuw onderdrukt zullen worden.

In een andere detailstudie kon worden aangetoond dat de aanwezigheid van een onderetage een positief effect heeft op de kolonisatie van het populierenbos door bosplanten. Een onderetage reduceert de hoeveelheid invallend licht op de bosbodem, waardoor lichtminnende ruigtekruiden zoals Grote brandnetel onderdrukt worden en bosplanten zich sneller kunnen uitbreiden door de geringere concurrentie. Dit pleit voor het in stand houden van een onderetage in populierenbossen. Indien geen spontane onderetage voorkomt, kan een onderetage van inheemse bomen en struiken worden aangeplant. Omdat de aangeplante individuen de natuurlijke vestiging van bomen en struiken in zekere mate tegenhoudt, is het

een goede optie alleen enkele groepen aan te planten, zodat ook spontane verjonging een kans krijgt. De onderetage kan met voordeel als hakhout worden beheerd.

Bosplanten kunnen zich in populierenbossen dus handhaven mits het voeren van een correct beheer (aanleggen of behouden van een onderetage en deze beheren als hakhout, afzetten van de stoven voor de exploitatie, geen kaalslagen > 1 ha, geen drainage) ook onder de populieren goed handhaven. Populierenbestanden op percelen die aangekocht worden als reservaat, met de bedoeling het bos te laten ontwikkelen – dus niet in het kader van hooilandherstel, of het herstel van hakhout- of middelhoutbossen – worden dus beter niet gekapt, temeer omdat dit leidt tot zware exploitatieschade.

De aanwezigheid van een onderetage lijkt voor de bodemfauna weinig rol te spelen, ook in bossen zonder onderetage komen hoofdzakelijk bossoorten voor.

6. LITERATUUR

- Adriaens D, Verheyen K, De Keersmaecker L, Hermy M, 2000.** Het kluizenaarsbestaan van *Ornithogalum pyrenaicum* (L.) in het Muizenbos te Ranst. *Dumortiera* 76: 11-17.
- Allegro G & Sciaky R, 2003.** Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* 175: 275-284.
- Andersen H & Ryvarden L, 1999.** Wood inhabiting fungi on *Populus tremula*. *Windhalia* 24: 37-48.
- Arnolds AJM & van Ommering G, 1996.** Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland – Toelichting op de Rode Lijst. Rapport IKC Natuurbeheer 24. Judels en Brinkman bv, Delft. 119 p.
- Barkman JJ, 1958.** On the ecology of cryptogamic epiphytes with special reference to the Netherlands. Assen. PhD. X+202 p.
- Benetka V, Mottl J, Vackova K, Pospiskova M & Dubsky M, 1999.** Estimation of the introgression level in *Populus nigra* L. populations by means of isozyme gene markers. *Sylvae Genetica* 48 (5): 218-223.
- Bergstedt J & Milberg P, 2001.** The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154 (1-2): 105-115.
- Berthelot A, 2002.** Peupliers & campagnes françaises: l'expérience Bourguignonne. *Informations-Forêt* 1: 1-6.
- Biesbrouck B, Es K, Van Landuyt W, Vanhecke L, Hermy M & Van den Bremt P, 2001.** Een ecologisch register voor hogere planten als instrument voor het natuurbehoud in Vlaanderen. Flo.Wer vzw; Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel; Katholieke Universiteit Leuven (KUL); Nationale plantentuin van België, Meise.
- Bock MD & Van Rees KCJ, 2002.** Forest harvesting impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (4): 713-724.
- Bos & Groen, 1997.** De boskartering van het Vlaamse Gewest. Brussel, AMINAL, afd. Bos & Groen.
- Bos & Groen, 1999.** Dienstnota 99/1: Dienstorder privé-bos van 30 juni 1999. Brussel, AMINAL, afd. Bos & Groen, 16 p.
- Bos & Groen, 2000.** De bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Eindverslag. 334 p.
- Bos & Groen, 2001a.** Beheervisie voor openbare bossen. Brussel, AMINAL, afd. Bos & Groen, 98 p.
- Bos & Groen, 2001b.** De Bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Resultaten van de eerste inventarisatie 1997-2000. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 500 p.
- Bos & Groen, 2001c.** Bosreferentielaag, MVG, LIN, AMINAL, afdeling Bos & Groen, uitgave 2001 (OC GIS-Vlaanderen).
- Bos & Groen, 2002.** Besluit Vlaamse regering van XXX betreffende de beheerplannen van de bossen: Vervangt BVR van 4 december 1991 betreffende het vaststellen van de beheerplannen voor de bossen (B.S. 07.03.1992). Voordracht voor het Educatief Bosbouwcentrum Groenendaal, permanente vorming personeel AMINAL, afd. Bos & Groen.
- Bosdecreet, 1990.** Bosdecreet van 13 juni 1990. Belgisch staatsblad van 28/09/1990.
- Bosman W, 1989.** Inventarisatie van de Zwarte populier (*Populus nigra* L.) in het stroomgebied van de Maas. Rapport nr. 1989-4. Directie Bos- en Landschapsbouw. Utrecht.
- Bossuyt B, Hermy M & Deckers J, 1999.** Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 628-638.
- Bouman F, Boesewinkel D, Bregman R, Devente N & Oostermeijer G, 2000.** Verspreiding van zaden. KNNV uitgeverij. 240p.
- Bremer P, 1998.** De ontwikkeling van de flora in de Flevolandse kleibossen. *De Levende Natuur* 99 (4): 153-159.
- Brown AHF & Oosterhuis L, 1981.** The role of buried seeds in coppicewoods. *Biological Conservation* 21: 19-38.
- Brunet J & Von Oheimb G, 1998a.** Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429-438.
- Brunet J & Von Oheimb G, 1998b.** Colonization of secondary woodlands by *Anemone nemorosa*. *Nordic Journal of Botany* 18: 369-377.
- Buis J, 1985.** *Historia Forestis*. Nederlandse Bosgeschiedenis. Twee volumes. Utrecht. 1058p.
- Burken JG & Schnoor JL, 1997.** Uptake and metabolism of Atrazine by Poplar trees. 31: 1399-1496.
- Butaye J, Hermy M, Van Elegem B & Anselin A, 2003.** Populieren en bosvogels: omgeving en leeftijd bepalen broedvogelgemeenschappen. *Natuur.focus* 2 (2): 56-63.
- Butaye J, Jacquemyn H, Dumortier M, Van Camp N, Hermy M & Lust N, 2001.** Ontwikkeling van indicatoren en indices voor de bosplantendiversiteit en de gevolgen van fragmentatie voor de bosplanten in Vlaamse bossen. Eindrapport VLINA99/04. 279 p.
- Carter, Cobham & Lloyd, 1979.** Towards a new landscape. In: Clouston B, Stanfield K. *After the elm*. London. 186 p.
- Casale A, Giachino PM, Allegro G, Della Beffa G & Picco F, 1993.** *Comunità di Carabidae (Coleoptera) in*

ioppeti del Piemonte meridionale. Riv. Piem. St. Nat. 14: 149-170.

Constant P, Eybert MC & Maheo R, 1973. Recherches sur les oiseaux nicheurs dans les plantations de résineux de la forêt de Paimpont (Bretagne). Alauda 41: 371-384.

Cosyns E, Leten M, Hermy M, & Triest L, 1994. Een statistiek van de wilde flora van Vlaanderen. Laboratorium voor algemene plantkunde en natuurbeheer, Vrije Universiteit Brussel.

CDB, 2003. Besluit van de Vlaamse regering van 27 juni 2003 tot vaststelling van de criteria voor duurzaam bosbeheer voor bossen gelegen in het Vlaamse Gewest. Belgisch staatsblad van 10/09/2003.

Crijns AH & Kriellaars FWJ, 1987. Het gemengde landbouwbedrijf op de zandgronden in Noord-Brabant 1800-1885. Tilburg.

Cury JP, 1987. The invertebrate fauna of grassland and its influence on productivity. II. Factors affecting the abundance and composition of the fauna. Grass and Forage Science 42: 197-212.

De Bruyn L, Scheirs J, Thys S & Verhagen R, 2001. Effects of vegetation and soil on species diversity of soil dwelling Diptera in a heathland ecosystem. Journal of Insect Conservation 5: 87-97.

Decreet Natuurbehoud, 1997. Decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu. Belgisch staatsblad van 20/01/1998.

De Keersmaecker L, 1993. Een synekologische evaluatie van de kruidlaag in populierenbossen te Ranst. Afstudeerwerk, Universiteit Gent.

De Keersmaecker L, Martens L, Verheyen K, Hermy M, De Schrijver A & Lust N, 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). Forest Ecology and Management 188: 291-304.

De Keersmaecker L & Muys B, 1995. De kruidvegetatie van populierenbossen. Groene Band 95: 1-25.

De Keersmaecker L, Rogiers N, Lauriks R & De Vos B, 2001. Ecosysteemvisie Bos Vlaanderen, Ruimtelijke uitwerking van de natuurlijke bostypes op basis van bodemgroeperingseenheden en historische boskaarten. Eindverslag van project Vlina C97/06, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.

De Keersmaecker L, Verheyen K & Hermy M, 1999. Verspreiding van Bosanemoon in het Muizenbos (B) als voorbeeld van kolonisatie door oud-bosplanten. De Levende Natuur 100(5): 183-185.

De Keersmaecker L, Verstraeten A & Vandekerckhove K, 2001. Synthesenota over de mogelijkheden van populieren voor ecologisch verantwoorde bosuitbreiding. IBW-rapport. 8p.

Delplanque A, 1998. Les insectes associés aux peupliers, Bruxelles, éditions Memor, 350 p.

De Meirman J, 1995. Verscheidenheid en dichtheid van broedvogels in aanplantingen van populier *Populus x canadensis*: een onderzoek in het Haachts Broek. Oriolus 61: 77-85.

Dohrenbusch V, 1995. Überlegungen zur Optimierung der Strahlungsmessung im Wald. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 166: 109-114.

Dossche T, 1998. Ecologische effecten van bladstrooisel van loofboomsoorten op de ontwikkeling van recent beboste landbouwgronden (Mortagnebos-Zwevegem). Afstudeerwerk, Universiteit Gent.

Dua V, 1986. Onderzoek naar de historische en sociaal-economische achtergronden van de evolutie en variatie inzake lineaire beplantingen en aanverwante landschapselementen in het Land van Waas. Doctoraatsthesis. RUG.

Du Hamel du Monceau HL, 1755. Traité des arbres et arbustes qui se cultivent en France en pleine terre.

Dumortier M, Butaye J, Jacquemyn H, Van Camp N, Lust N & Hermy M, 2002. Predicting vascular plant species richness of fragmented forests in agricultural landscapes in central Belgium. Forest Ecology and Management 158: 85-102.

Durwael L, Roelandt B, De Keersmaecker L & Lust N, 2000. Beschrijving van de natuurtypen in Vlaanderen: bossen. Onderzoek in opdracht van Milieu en Natuurraad. Eindrapport. 121p.

Ellenberg H, 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX. 122p.

FAO, 1985. Breeding poplars for disease resistance. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. 4-13.

Forman RTT, Galli AE & Leck CF, 1976. Forest size and avian diversity in New-Jersey woodlots with some land use implications. Oecologia (Berl.) 26: 1-8.

Gardiner AS, 1968. The reputation of birch for soil improvement. A Literature Review. Forestry Commission Research and Development Paper 67: 1-9.

Giardina CP & Rhoades CC, 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. Forest Ecology and Management 140 (1): 19-28.

Gorissen D, 1999. Subsidies in het kader van het bosdecreet en de verordening (EEG) nr. 2080/92: de cijfers voor 1998 en enkele opvallende trends. De boskrant 29 (2): 22.

Grashof-Bokdam CJ, 1997. Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands : effects of habitat fragmentation. Journal of Vegetation Science 8: 21-28.

- Grashof-Bokdam CJ & Geertsema W, 1998.** The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography* 25: 837-846.
- Handke K & Handke U, 1982.** Ergebnisse sechsjähriger Brutvogel-Bestandesaufnahmen im NSG 'Lampertheimer Althrein', Kr. Bergstrasse (1974-1979). *Zeitschrift f. Vogelkunde und Naturschutz in Hessen, Vogel und Umwelt* 2: 75-124.
- Hendriks AK, 1858.** De houtteelt in de gemeente Voorst. *De Vriend van den Landman* 22: 193-224, 257-270.
- Hendriks JJJ, 1977.** Vegetatiekundige typering van loofbossen op voedselrijke en vaak door menselijke ingrepen beïnvloedde gronden. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 49(2): 79-88.
- Hermey M, 1985.** Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent.
- Hermey M, 1994.** Effects of former land use on plant species diversity pattern in European deciduous woodlands. *Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change*. NATO ASI Series ed. Berlin, Springer. 120: 123-144.
- Hermey M, Honnay O, Firbank L, Grashof-Bokdam C & Lawesson JE, 1999.** An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22.
- Hermey M, Stieperaere H, 1981.** An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). *Vegetatio* 44: 43-49.
- Heydemann B, 1982.** Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoölogischer Sicht. *Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege* 40: 926-943.
- Hill MO, 1979.** TWINSPLAN – a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and systematics*. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hoffmann M, 1993.** Verspreiding, fytosociologie en ecologie van epifyten en epifytengemeenschappen in Oost- en West-Vlaanderen. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent.
- Hondong H, 1994.** Populus. Übersicht über die Arten und Sektionen, Standort und Gesellschaftsanschluss, Gefährdung, Fauna, Epiphyten. *Institut für Landespflege der Universität Freiburg*, 28 p.
- Honnay O, Degroote B & Hermey M, 1998.** Ancient-forest plant species in Western Belgium : a species list and possible ecological mechanisms. *Belgian Journal of Botany* 130 (2): 139-154.
- Honnay O, Hermey M & Coppin P, 1999.** Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73-84.
- Houtzagers G, 1937.** Het geslacht *Populus* in verband met zijn betekenis voor de houtteelt. Wageningen. 266 p.
- Jacobs W & De Bruyn L, 1997.** Collembolen in het bos – een onbekende wereld. *De Boskrant* 4: 118-119.
- Kaufman L & Rousseeuw PJ, 1990.** Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. Wiley, New York. In: Struyf A, Hubert M & Rousseeuw PJ (1997). *Integrating Robust Clustering Techniques in S-PLUS*, Computational Statistics and Data Analysis 26: 17-37.
- Keizer GJ, 2001.** De Interactieve Paddestoelengids. ETI/Kosmos/Natuur & Techniek, Amsterdam.
- Kennedy CEJ & Southwood TRE, 1984.** The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *J. Animal Ecology* 53: 455-478.
- Kent M & Coker P, 1996.** Vegetation description and analysis: a practical approach. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Knol RF, 1997.** Op weg naar duurzaam bos in Flevoland. *Bosbouwvoorlichting* 36: 79-81.
- Laquerbe M, 1999.** Communautés de sous-bois des peupleraies artificielles: relation entre phytomasse, richesse spécifique et perturbations. *Annals of Forest Science* 56: 607-614.
- Laquerbe M, 2000.** Richesse spécifique et phytomasse des sous-bois de peupleraies cultivés en bordure de Garonne (Sud-Ouest de la France). *Annals of Forest Science* 57: 767-776.
- Lauwaars S, Vosman B & Coops H, 2000.** Terugkeer van de Zwarte populier op de oevers van de Rijntakken. *De Levende Natuur* 101: 3-6.
- Leenders KAHW, 1994.** Landscape-change, rural industry and tax-policies in the eastern part of the province North-Brabant, the Netherlands (18 th century). In: Sereno P, Sturani ML, 1998. *Rural landscape between state and local communities in Europe. Past and present. Proceedings of the 16 th session of the Standing European conference for the study of the rural landscape Torino, 12-16 september 1994*. Turin. 131-140.
- Leenders KAHW, 1997.** Cultuur-historisch overzicht van het deelgebied Liempde - Nijnsel van de ruilverkaveling Sint-Oedenrode. Den Haag. 100 p.
- Lemeyne R, 1998.** Agroklimatologie en systeemecologie. *Cursus Universiteit Gent*. 181 p.
- Licht LA, 1994.** Ecolotree buffers strategically planted on Iowa farms for ecological and commercial value. *Working Trees: Farming in the 1990's*, Ottawa, MN.
- Liekens H, 1962.** Studie van de gesteldheid van valleigronden en hun geschiktheid voor de populierenteelt. Doctoraatsthesis KUL. 327 p.
- Lust N, Kongs T, Nachtergale L & De Keersmaecker L, 2001.** Spontaneous ingrowth of tree species in poplar plantations in Flanders. *Annals of Forest Science* 58: 861-868.
- Maes D & Van Dyck H, 1999.** Dagvlinders in Vlaanderen – Ecologie, verspreiding en behoud, Stichting

- Leefmilieu/Antwerpen i.s.m. Instituut voor Natuurbehoud en Vlaamse Vlinderwerkgroep/Brussel. 480p.
- Margot J, 1965.** Evolution de la végétation épiphytique du peuplier en relation avec l'âge et les modifications de l'écorce. Verh. Kon. Acad. Wet. Boek 36: 1-82.
- Martens L, 1997.** Bosvegetatie in relatie tot historiek en chemische bodemeigenschappen in het Muizenbos te Ranst. Afstudeerwerk, Universiteit Gent, 137 p.
- Martin KJ, Posavatz NJ & Myrold DD, 2003.** Nodulation potential of soils from red alder stands covering a wide age range Plant And Soil 254 (1): 187-192.
- McDonald PM, 1999.** Diversity, density, and development of early vegetation in a small clear-cut environment. Forest Ecology and Management. 239: II-+.
- McFerran DM, Montgomery WI & McAdam JH, 1994.** Effects of grazing intensity on heathland vegetation and ground beetle assemblages of the uplands of county Antrim, North-East Ireland. Proc.Roy. Irish Acad. 94B(1): 41-52.
- McLaughlin RA, Pope PE & Hansen EA, 1985.** Nitrogen-fertilization and ground cover in a hybrid poplar plantation – effects on nitrate leaching. Journal of Environmental Quality 14 (2): 241-245.
- Meiresonne L, 1994.** Omvorming van populierenbestanden. De Boskrant 4: 22-25.
- Meiresonne L & De Schrijver A, 2003.** Populieren en stikstof. Bosrevue 3: 10.
- Meiresonne L, Nadezhdin N, Cermak J, Van Slycken J & Ceulemans R, 1999.** Measured sap flow and simulated transpiration from a poplar stand in Flanders (Belgium). Agricultural and Forest Methodology 96: 165-179.
- Meiresonne L, Sampson DA, Kowalski AS, Janssens IA, Nadezhdina N, Cermák J, Van Slycken J & Ceulemans R, 2003.** Water flux estimates from a Belgian Scots pine stand: a comparison of different approaches. Journal of Hydrobiology 207: 230-252.
- Meiresonne L & Van Slycken J, 1996.** Revised yield tables of 'Beaupre' and 'Ghoy'. IBW Bb R. 96.005. 14 p.
- MiNa, 1998.** Advies van de MiNa-raad van 6 oktober 1998 over criteria voor duurzaam bosbeheer.
- MiNa, 2001.** Milieu- en natuurrapport Vlaanderen.
- Muys B, 1992.** Kritische beoordeling van de natuurwaarde van populierenbossen en de gevolgen voor hun aanleg. De boskrant 22: 7-10.
- Muys B, 1993.** Synecologische evaluatie van regenwormactiviteit en strooiselafbraak in de bossen van het Vlaams Gewest als bijdrage tot een duurzaam bosbeheer. Ph doctoraatsthesis. Universiteit Gent. 333p.
- Neiryck J, 1989.** Vergelijkende studie van kleinschalige bostypes in het staatsdomein van Wijnendaele. Afstudeerwerk, Gent, Faculteit Landbouwwetenschappen, 127 p.
- Neiryck J, Roskams P, Langouche D & Overloop S, 2002.** Kritische lasten voor bosgebieden in Vlaanderen. Silva Belgica 6: 24-28.
- Noirfalise A, 1984.** Forêts et stations forestières en Belgique. Presses Agronomiques de Gembloux, 234 p.
- Oneill GJ & Gordon AM, 1994.** The nitrogen filtering capability of Carolina poplar in an artificial riparian zone. Journal of Environmental Quality 23 (6): 1218-1223.
- Opdam PFH & Schotman A, 1986.** De betekenis van structuur en beheer van bossen voor de vogelrijkdom. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 58: 21-33.
- Overloop S & Neiryck J, 2003.** Kritische lasten: grenzen aan verzuring en vermessing. Argus 2: 4-7.
- Paillassa E, 1993.** Un passage délicat pour le peuplier. Forêt-entreprise 90: 23-24.
- Patton DR, 1975.** A diversity index for quantifying habitat edge. Wildlife Society Bulletin 3: 171-173.
- Peterken GF & Game M, 1984.** Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. Journal of Ecology 72: 155-182.
- Philippina J, Kalkhoven J & Opdam P, 1983.** De betekenis van vegetatiekenmerken voor bosvogelgemeenschappen. Het Vogeljaar 31: 74-88.
- Pigott CD, 1971.** Analysis of the response of *Urtica dioica* to phosphate. New Phytologist 70: 953-966.
- Pigott CD, & Taylor K, 1964.** The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. Journal of Ecology 52 (suppl.):175-185.
- Pont B, 1987.** Comparaison de l'avifaune nicheuse d'une ripisylve et de peupleraies de la moyenne vallée du Rhône (île de la platière). Bièvre. 9: 9-16.
- Prater AJ, 1993.** Poplars and wildlife. Quarterly Journal of Forestry 87: 314-318.
- Prins AH, 1997.** Natuurwaarden van het populierenbos ten noordoosten van het Van Tuyll sportpark in Zoetermeer. IBN-rapport. 25 p.
- Pro Silva Vlaanderen, 1993.** Natuurgetrouw bosbeheer wordt onvoldoende gestimuleerd in Vlaanderen. De Boskrant 23(3): 10-11.
- Rackham O, 1986.** The History of the Countryside, Dent & Sons, London. 445p.
- Roelofs H, 1794.** Verhandeling over de hout-teelt, in: Verh. M. t. bev. V. d. lb. XI. 5-68.
- Rotach P, 2003.** Poplars and biodiversity. Paper presented at the 7th *Populus nigra* Network meeting. In: Koskela J, De Vries S, Kejba D & von Wuelisch G, 2003. EUFORGEN *Populus nigra* Network, Report on the seventh meeting and the eighth meeting. 22 p.

- Runge A, 1981.** Pilzsukzession auf Pappelstümpfen. Zeitschrift für Mykologie 48 (1): 133-140.
- Runge A, 1985.** Pilzsukzession während der Finalphase auf Pappelstümpfen. Zeitschrift für Mykologie Band 52: 217-224.
- Runhaar J & Van 't Zelfde M, 1996.** Vergelijkende ecotootypen - natuurdoeltypen. Leiden, CML rapport 128.
- Sanderson RA, Rushton SP, Cherril AJ & Byrne JP, 1995.** Soil, vegetation and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. Journal of Applied Ecology 32: 506-518.
- Schmitz L, 1986.** Avifaunes nicheuse et hivernante des peupleraies de Hesbaye occidentale. Aves 23: 81-120.
- Sioen G & Roskams P, 2003.** Bosvitaliteitsinventaris 2002. Resultaten van de kroonbeoordelingen in het bosvitaliteitsmeetnet. IBW-rapport. 18 p.
- Späth V, 1992.** Naturschutz im wald. Naturschutzbund Deutschland. e.V. Landesverband Baden-Württemberg, Kornwestheim. 52p.
- Späth V & Gerken B, 1985.** Vogelwelt und Waldstruktur. Die vogelgemeinschaften badischer Rheinauenwälder und ihre Beeinflussung durch die Forstwirtschaft. Ornith. Jahrbuch Baden-Württemberg 1: 7-56.
- Stevens RAM, Runhaar J, Udo De Haes HA & Groen CLG, 1987.** Het CLM-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. Landschap 4: 135-150.
- Stieperare H & Fransen K, 1982.** Standaardlijst van de Belgische vaatplanten met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-ecologische groep. Dumortiera 22: 1-44.
- Stortelder A, Van Dort K, Schaminée J & Smits N, 1999.** Beheer van bosranden. Van scherpe grens naar soortenrijke gradiënt. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 87 p.
- Stulens H & Dupae E, 1994.** Over mythische bessen, reuzensalamanders en groene diamanten. Deel I: Fauna en Flora. Vlaamse Landmaatschappij. 94-103.
- Subsidiebesluit, 1997.** Besluit van de Vlaamse regering van 27 juni 2003 betreffende de subsidiëring van beheerders van openbare en privé-bossen. Belgisch staatsblad van 10/09/2003.
- Tack G, Van den Bremt P, Hermy M, 1993.** Bossen van Vlaanderen. Een historische ecologie. Uitgeverij Davidsfonds, Leuven. 320p.
- Thomaes A, 2001.** Verspreiding van oud-bosplanten in jonge bossen: invloed van bodem en competitie, Afstudeerwerk, Universiteit Gent, 153 p.
- Thomaes A & Vandekerckhove K, 2004.** Een vergelijking van beheerriichtlijnen voor bossen en invulling van verschillende beschermingsstatuten aan de hand van bosbeheerriichtlijnen. IBW Bb R:2004.014. In opdracht van AMINAL - Afdeling Natuur en Afdeling Bos en Groen. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.
- Tomialojc L & Wesolowski T, 1990.** Bird communities of the primeval temperate forest of Bialowieza, Poland. Biogeography and ecology of bird communities, Den Haag, SPB Academic Publishing. 141-165.
- Van Audenhove M, 2004.** Diversiteit en ecologie van macrofungi op groot dood populierenhout in Vlaanderen. Afstudeerwerk, Universiteit Gent, 73p.
- Van Beusekom CF, Farjon MJ, Foekema F, Lammers B, de Molenaar JG & Zeeman WPC, 1990.** Handboek: Grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap. Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap (SWNBL).
- Vandekerckhove K, 1998.** Criteria voor de selectie van bosreservaten in functie van een betere kadering van de Vlaamse bosreservaten in een Europees netwerk. 69 p.
- Van den Broeck A, Storme V, Cottrell JE, Boerjan W, Van Bockstaele E, Quataert P & Van Slycken J, 2004.** Gene flow between cultivated poplars and native black poplar (*Populus nigra* L.): a case study along the river Meuse on the Dutch-Belgian border. Forest Ecology and Management 197: 307-310.
- Van den Broeck A, Jochems H, Storme V & Van Looy K, 2002.** Mogelijkheden tot herstel van levensvatbare populaties zwarte populier (*Populus nigra* L.) langsheen de Grensmaas. Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. Eindrapport. 105 p.
- Van den Broeck A & Steenackers M, 1998.** De Zwarte populier Problemen en mogelijkheden van een bedreigde inheemse boomsoort. IBW-rapport. IBWBb.C&Z.98.001.
- Van Elegem B, 1997.** De avifauna van het bos in Vlaanderen. Groene Band 102. 41 p.
- Van Gossom P, Leyman A, Willems L, Butaye J, Lameire S, Ruys E & Van Elegem B, 2001.** Ontwikkeling van een afwegingskader voor bosuitbreiding als scenario voor natuurontwikkeling in valleigebeden. Eindverslag van project Vlina98/02. 323 p.
- Van Landuyt W, Heylen O, Vanhecke L, Van Den Bremt P & Baeté H, 2000.** Verspreiding en evolutie van de botanische kwaliteit van ecotopen: gemeten aan de hand van combinaties van indicatorsoorten uit Florabank. Eindrapport Vlina96/02. Flo.Wer vzw, Instituut voor Natuurbehoud, Nationale plantentuin van België en Universiteit Gent.
- Van Landuyt W, Hoste I, Vanhecke L, Van den Bremt P, Vercruysse W & De Beer D, 2006.** Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van

België & Flo.Wer.

Van Landuyt W, Maes D, Paelinckx D, De Knijf G, Schneiders A & Maelfait JP, 1999. Biotopen. IN: Kuijken E. (red) Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen : cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel.

Van Loy K, Waterinckx M & Van Slycken J, 2002. Populierenbestanden in Vlaanderen: een analyse van de gegevens uit de bosinventaris van het Vlaamse Gewest. *Silva Belgica* 109: 2-6.

Van Miegroet H & Cole DW, 1985. Acidification sources in Red alder and Douglas fir soils – importance of nitrification. *Soil Science Society of America Journal* 49 (5): 1274-1279.

Van Prooyen A, 1794. Verhandeling over de hout-teelt, in: *Verh. M. t. bev. V. d. lb.* XI. 73-101.

Van Puijenbroek FJM, 1969. Onder de voet gelopen. Het ontstaan van een kleinnijverheid in Nederland na 1800. De Brabantse klompenmakerij. Tilburg. Bijdrage Geschiedenis Zuiden van Nederland, nr. 16.

Van Slycken J, 1992. Bosbouw in vallei-ecosystemen. *Groene Band* 87, 28 p.

Van Slycken J, 1997. Hevige roestaantastingen teisteren onze populierenaanplantingen. *De Boskrant* 27 (4): 120-123.

Van Slycken J, 2002. De populierenproblematiek in Vlaanderen. Is er nog een toekomst? *Silva Belgica* 6: 12-15.

Van Slycken J & Vereecken H, 1990. Water supply from the ground water table and the growth of poplar: a case-study. *Agricultural and Forest Meteorology* 50.

Van Slycken J, De Boever L, Meiresonne L & Ponseele K, 2002. Naar een toekomst voor populier in Vlaanderen? IBW-Rapport. IBW.BbIR.2002. 01. 23 p.

Verhaegen JP & Dendal A, 1996. Contribution à l' étude de la diversité biologique dans les peupleraies. *Bull. Soc. Roy. Nat. Mons-Borinage* 59: 1-34.

Verheyen K & Hermy M, 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium *Journal of Ecology* 89: 829-840.

Verheyen K & Hermy M, 2002. Recruitment and growth of forest herbs with different colonization capacity, an experimental approach. In: Verheyen K. The relative importance of seed and recruitment limitation of vascular plants in secondary forest succession. Doctoraatsthesis, K.U.Leuven.

Verstraeten WW, Minnaert M, Meiresonne L, Lemeur R, De Vos B, Van Slycken J, Deckers J, Muys B & Feyen J, 2001. Kwantitatieve analyse van de verdamping van bossen in vergelijking met weide en akkerland. VLINA-9906. 225 p.

Weeda EJ, Westra R, Westra Ch, & Westra T, 1985. Nederlandse ecologische flora; deel I, IVN, p 81-82.

Weih M, Karacic A, Munkert H, Verwijst T & Diekmann M, 2003. Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden).

Zerbe S, 2003. Vegetation and future natural development of plantations with the Black poplar hybrid *Populus x euramericana* Guinier introduced to Central Europe. *Forest Ecology and Management* 179: 293-309.

Zollinger JL & Genoud M, 1979. Etude comparée de l' avifaune de ripisylves et de populicultures aux Grangettes (Vaud.). *Nos oiseaux* 35: 45-64.

BIJLAGEN

De bijlagen bij het rapport kunnen worden gedownload van de website van het INBO (<http://www.inbo.be/>), doorklikken naar **Kenniscentrum / Duurzaam gebruik / Bos / Populier en Natuur**.

De ruwe data kunnen op aanvraag bekomen worden bij de auteurs (arne.verstraeten@inbo.be)