



# VLAAMS IMPULSPROGRAMMA NATUURONTWIKKELING

**Praktijkgericht onderzoek naar kansen en  
belangrijke stuurvariabelen voor  
natuurontwikkeling op gronden met  
voormalig intensief landbouwgebruik:**

**Deel III: Kansen van verbossing versus  
actieve bosaanplant**

VLINA99/02

IBW Bb R 2001.012



Instituut voor Bos- en Wildbeheer

Studie uitgevoerd van 01/12/99 tot 31/12/01 in het kader van het Besluit van de Vlaamse regering tot instelling en organisatie van een Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling van 8 februari 1995.

Wijze van citeren:

volledig rapport:

Van Uytvanck, J. & Decler, K. (red.), 2002. Praktijkgericht onderzoek naar kansen en belangrijke stuurvariabelen voor natuurontwikkeling op gronden met voormalig intensief landbouwgebruik. Eindverslag VLINA 99/02: studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma voor Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor Natuurbehoud. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.08

dit deel:

Verstraeten A., Vandekerckhove K. en De Keersmaecker L., 2001. Praktijkgericht onderzoek naar kansen en belangrijke stuurvariabelen voor natuurontwikkeling op gronden met voormalig intensief landbouwgebruik. Deel III : kansen van spontane verbossing versus actieve bosaanplant. Eindverslag van project VLINA 99/02, 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. IBW Bb R 2001.012.

# INHOUD

<b>SITUERING VAN HET ONDERZOEK</b>	6
<b>OPBOUW VAN DE STUDIE</b>	8
<b>I SPONTANE VERBOSSING : EEN LITERATUURSTUDIE</b>	9
1.1. Inleiding	9
1.2. Het verloop van kolonisatie en successie op akkerlanden (Leps & Prach, 1990)	12
1.3. Kenmerken van pioniersoorten	14
1.4. Factoren die een rol spelen in de spontane verbossing op akkerland	16
1.4.1. Zaadverspreiding	16
1.4.2. Standplaatskarakteristieken	20
1.4.3. Zaadpredatie	23
1.4.4. Kieming van het zaad	23
1.4.5. Invloed van aanwezige grassen en kruiden	24
1.4.6. Begrazing	25
1.5. Voor- en nadelen van spontane verbossing t.o.v. aanplanting	26
1.5.1. Boomsoortengarnituur	26
1.5.2. Kwaliteit van de verjonging	27
1.5.3. Concurrentie van grassen en kruiden	28
1.5.4. Het tot stand komen van een 'bosaspect' en een bosklimaat	28
1.5.5. Bestandsstructuur	28
1.5.6. Bodem en humuskwaliteit	29
1.5.7. Financiële aspecten	29
1.5.8. Natuurwaarde	31
1.6. Conclusie	31
<b>II METHODIEK VAN HET ONDERZOEK</b>	33
2.1. Selectie van de proeflocaties	33
2.2. Onderzoek van de bodemfauna	33
2.3. Het vegetatieonderzoek	34
2.4. Het bodemonderzoek	37
<b>III CASE-STUDIES</b>	39
3.1. Locaties op zandgronden	39
3.1.1. Heidebos (Moerbeke-Waas) en Stropersbos (Kemzeke)	39
3.1.1.1. Proefopzet	40
3.1.1.2. De referentiebestanden	41

3.1.1.3. Het spontane bos	42
3.1.1.4. De aanplanting	46
3.1.1.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting	47
3.1.1.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud	47
3.1.2. De Hutte (Houthalen-Helchteren)	49
3.1.2.1. Proefopzet	49
3.1.2.2. Het referentiebos	49
3.1.2.3. De spontaan verboste terreinen	51
3.1.2.4. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud	54
3.2. Locaties op rijke leem- en zandleemgronden	56
3.2.1. Het Bos 't Ename	56
3.2.1.1. Proefopzet	57
3.2.1.2. De referentiebossen	57
3.2.1.3. Het spontane bos	61
3.2.1.4. De aanplanting	64
3.2.1.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting	65
3.2.1.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud	65
3.2.2. Spontaan bos te Sint-Maria-Oudenhove	67
3.2.2.1. Proefopzet	67
3.2.2.2. Het referentiebos	68
3.2.2.3. Het spontane bos	68
3.2.2.4. Conclusies voor bosbeheer <b>en natuurbehoud</b>	71
3.2.3. De Rodeberg (Westouter)	62
3.2.3.1. Proefopzet	73
3.2.3.2. Het referentiebos	73
3.2.3.3. Het spontane bos	73
3.2.3.4. De aanplanting	75
3.2.3.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting	76
3.2.3.6. Conclusies voor bosbeheer <b>en natuurbehoud</b>	76
3.2.4. Het Alserbos (St-Martens-Voeren)	78
3.2.4.1. Proefopzet	78
3.2.4.2. De oude bosgedeelten	79
3.2.4.3. De spontaan verboste percelen	79
3.2.4.4. De aanplantingen	84
3.2.4.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplantingen	87
3.2.4.6. Conclusies voor bosbeheer <i>en natuurbehoud</i>	88
3.2.5. Het Altenbroek ('s Gravenvoeren/Noorbeek)	89
3.2.5.1. Proefopzet	90
3.2.5.2. De oude bosgedeelten	90
3.2.5.3. Het referentiebos	90
3.2.5.4. De spontane bosgedeelten	91
3.2.5.5. Conclusies voor bosbeheer <i>en natuurbehoud</i>	93
3.3. Locaties op alluviale gronden	94
3.3.1. De vallei van de Grote Nete (Westerlo)	94
3.3.1.1. Proefopzet	94
3.3.1.2. Het spontane bos	95
3.3.1.3. De aanplanting met Populier (Populus cv)	98
3.3.1.4. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting	99
3.3.1.5. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud	99
3.3.2. Slikken en schorren	99
3.4. Locaties op kunstmatige bodems	100

<b>IV</b>	<b>ALGEMENE BESPREKING VAN DE CASE-STUDIES</b>	102
4.1.	Soortenrijkdom	102
4.1.1.	Kruidachtige soorten	102
4.1.1.1.	algemene soortenrijkdom kruidachtige soorten	102
4.1.1.2.	soorten van bossen (sensu lato : inclusief soorten van kapvlaktes)	102
4.1.2.	Bomen en struiken	105
4.2.	Het spontane bos op de verschillende bodemtypes	106
4.2.1.	Verbossingen op arme zandbodems	106
4.2.2.	Verbossingen op rijke leembodems	107
4.2.3.	Verbossingen op alluviale bodems	108
<b>V</b>	<b>TOELICHTING BIJ DE GIS-DATABANK</b>	109
5.1.	Opbouw van de databank	109
5.2.	Enkele statistische gegevens over de spontane bossen in de databank	111
5.2.1.	Aantal, oppervlakte en ligging	111
5.2.2.	Voormalig grondgebruik	112
5.2.3.	Leeftijd	112
5.2.4.	Eigenaars	113
5.2.5.	Mate van isolatie	114
<b>VI</b>	<b>ALGEMEEN BESLUIT</b>	115
<b>VII</b>	<b>NIET-TECHNISCHE SAMENVATTING</b>	117
<b>VIII</b>	<b>GEciteerde literatuur</b>	122
<b>IX</b>	<b>EVALUATIE VAN HET ONDERZOEK</b>	128
	<b>BIJLAGEN</b>	135

# SITUERING VAN HET ONDERZOEK

Deze studie kadert in het Vlina-project "Praktijkgericht onderzoek naar kansen en belangrijke stuurvariabelen voor natuurontwikkeling op gronden met voormalig intensief landbouwgebruik" (Aminal/Natuur/Vlina 99/02). Dit project omvat volgende deelonderzoeken :

Algemeen deel :

Het opmaken van een "state of the art" van de natuurontwikkeling op voormalige akkers en zeer soortenarme, voedselrijke graslanden in Vlaanderen, aan de hand van een uitgebreide enquête onder terreinbeherende instanties (IN).

**Gedetailleerd deel :**

Het uitwerken van een beperkt aantal case-studies waar meer in detail wordt gekeken naar :

- eventuele zaadvoorraden (beperkt tot soortenarme graslanden (IN i.s.m. RUGroningen).
- Het belang van spontane bosontwikkeling versus actieve bosaanplant voor de ontwikkelingskansen van hoogwaardige natuur (IBW).
- De vestigingskansen voor doelsoorten onder de ongewervelde fauna (KBIN).

Het IBW staat in voor de coordinatie en praktische realisatie van het tweede thema van het gedetailleerd deel.

Bij een uitgangssituatie van landbouwgrond wordt in de praktijk - binnen bosbouwkringen maar ook binnen natuureservaten - meer gekozen voor bosaanplant dan voor spontane bosontwikkeling. Hierrond bestaat zowel in natuur- als bosbouwkringen controverse en discussie. De voor- en nadelen zowel vanuit bosbouwkundig als vanuit natuurbehoudsoogpunt zijn onvoldoende gedocumenteerd met Vlaams onderzoek.

Een eerste doelstelling van het onderzoek is dan ook het verwerven van een beter algemeen inzicht in de karakteristieken en de natuurwaarde van spontane bossen op voormalige landbouwgronden. Er wordt gezocht naar factoren die een belangrijke rol spelen gedurende het verloop van het verbossingsproces en die aan de basis liggen van het welslagen of het mislukken ervan.

Een tweede doelstelling is na te gaan in hoeverre spontane verbossing verschilt van actieve bosaanplant. Dit gebeurt door op een aantal locaties spontane bossen en aanplantingen onder gelijkaardige groeiomstandigheden te vergelijken. Er wordt onderzocht wat de verschillen zijn in vegetatiestructuur, soortensamenstelling van de kruidlaag en entomofauna (in het kader van thema 3) tussen gebieden die spontaan zijn verbost en stukken die actief werden bebost. Daaraan wordt een evaluatie gekoppeld naar huidige en potentiële natuurwaarde, onder meer door te vergelijken met de natuurwaarde van oudere bossen in het gebied. Dit is naast een wetenschappelijk ook een beleidsgericht objectief, omdat bosuitbreiding een belangrijke 'topic' is in het Vlaamse beleid, en verbossing hier vaak een interessant en ondergewaardeerd alternatief kan vormen voor arbeids- en kostenintensieve bebossing, en er zoals aan een aanplanting ook een subsidie is gekoppeld aan het inrichten van een spontaan bos.

Een derde doelstelling van dit project is de uitbouw van een databank van het huidige spontane bosareaal in Vlaanderen. Er wordt een GIS-laag aangemaakt, waarin alle gekende spontane bossen zijn opgenomen, met daaraan gekoppeld alle gegevens die over een terrein verzameld zijn. Het is de

bedoeling dat deze databank permanent wordt bijgewerkt en een instrument kan vormen bij het beleid inzake spontane bosontwikkeling.

# OPBOUW VAN DE STUDIE

Deze studie bestaat uit drie min of meer afzonderlijke gedeeltes, die elk een van de hoofddoelstellingen vertegenwoordigen, zijnde een literatuurstudie, een uitgebreid onderzoek aan de hand van meerdere veldsituaties en de uitbouw van een databank.

Het eerste hoofdstuk omvat de literatuurstudie. De toestand van het spontane bos in Vlaanderen wordt hierin besproken. Voorts wordt een algemeen overzicht gegeven van de stand van zaken met betrekking tot het onderzoek in en rond spontane bossen in Vlaanderen en elders in de wereld. Het verloop van de vegetatieontwikkeling in een spontane verbossing, de factoren die het verbossingsproces sturen en de aard van de soorten die men in spontane bossen kan aantreffen komen uitgebreid aan bod. Tenslotte worden de gekende voor- en nadelen van een spontane verbossing in verhouding tot een aanplanting besproken.

In het tweede hoofdstuk wordt de gebruikte methodiek bij het veldonderzoek beschreven. Dit omvat de manier waarop de locaties zijn geselecteerd, het algemeen concept van de proefopzet, de keuze van de verschillende variabelen en de manier waarop ze gemeten zijn. Ook op de verwerking en analyse van de verzamelde gegevens wordt dieper ingegaan.

In het derde hoofdstuk worden de verschillende proeflocaties als afzonderlijke case-studies besproken. Telkens wordt een beschrijving gegeven van het gebied en van de verschillende locaties waar een proefvlak werd gekozen. Er volgt een detailanalyse aan de hand van de vegetatie- en structuuroptnames en een evaluatie van de huidige en potentiële natuurwaarde van de spontane en aangeplante bossen op die plaats.

In een vierde hoofdstuk worden algemene conclusies getrokken aan de hand van de verschillende onderzochte locaties. Er worden besluiten geformuleerd omtrent de voor- en nadelen van spontane verbossing op basis van de onderzoeksresultaten.

Tenslotte wordt in het vijfde hoofdstuk een nadere toelichting gegeven bij de GIS-databank. Er wordt uitgelegd hoe de structuur van de databank is opgebouwd en welke informatie er in te vinden is. Hierbij wordt ook een samenvatting gegeven van de toestand van het spontane bos in Vlaanderen dat tot op heden gekend is.



# HOOFDSTUK 1 : SPONTANE VERBOSSING : EEN LITERATUURSTUDIE

## *1.1. Inleiding*

Bossen behoren tot de meest biodiverse ecosystemen op aarde. Door hun complexe structuur bieden ze een geschikte leefruimte aan een onschatbaar aantal verschillende levensvormen. Ze vervullen tal van uiterst belangrijke functies en zijn essentieel voor de instandhouding van onze biosfeer. Het spreekt voor zich dat de bossen onze bescherming verdienen, maar een blik in het verleden toont dat men daar vroeger anders over dacht. Uit de geschriften van Julius Caesar valt op te maken dat Vlaanderen 2000 jaar geleden een zeer bosrijk gebied was. Maar de komst van de Romeinen betekende de start van een serie opeenvolgende ontginningen, waardoor de huidige bosindex is teruggevallen op ongeveer 12,4% (Tack *et al.*, 1993). Uit een recente studie van historisch kaartmateriaal blijkt dat de voorbije twee eeuwen het Vlaamse bosareaal vrij constant is gebleven rond 150.000 ha (De Keersmaeker *et al.*, 2001). Veel bossen zijn in de loop van deze periode echter gekapt, terwijl in andere gebieden nieuwe bossen zijn bijgekomen. Het gevolg is dat het merendeel van onze bossen van zeer jonge leeftijd is. De studie toont ook dat de bosoppervlakte meer en meer versnipperd raakt, waardoor het leefgebied van een groot aantal planten- en diersoorten op veel plaatsen te klein is geworden om nog een levensvatbare populatie te kunnen herbergen. Veel soorten zijn dan ook lokaal al verdwenen of met uitsterven bedreigd.

Om onze bossen en hun bedreigde bewoners te redden is een snelle en gerichte aanpak noodzakelijk, zowel door behoudsgerichte als herstelgerichte maatregelen. De Vlaamse overheid heeft inmiddels beslist dat er een uitbreiding van het bosareaal moet komen. Het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen voorziet tegen 2007 in de realisatie van ten minste 10.000 ha ecologisch verantwoorde bosuitbreiding, naast 10.000 ha bosuitbreiding op landbouwgronden als maatregel in het kader van het Europese plattelandsontwikkelingsbeleid (POP). Voor het tweede punt is sinds 1996 door Bos en Groen een specifieke regeling uitgewerkt voor het toekennen van subsidies aan grondeigenaars die hun landbouwgronden willen bebossen (Bos & Groen, 1996, 2001). Daarnaast werd in 2001 een bosuitbreidingscel opgericht, die zich bezighoudt met de bosuitbreidingsproblematiek. Aanbeveling in de beleidskeuze is op lange termijn een aandeel van 30% bos te verwezenlijken, uiterlijk tegen 2100.

Bosuitbreiding is alleen mogelijk wanneer daar de benodigde ruimte voor gevonden wordt, en in een klein gebied als Vlaanderen is dat geen eenvoudige zaak. Een groot deel van de oppervlakte is immers al onherroepelijk verloren voor bebossing, want ingenomen door industrie en verstedelijking. Wil de bosuitbreiding zo goed mogelijk bijdragen aan het behoud van de bestaande natuurwaarden, dan impliceert dit dat de nieuwe bossen zo veel mogelijk moeten aansluiten bij de bestaande boscomplexen, dat sterk versnipperde natuurgebieden opnieuw verbonden worden tot een groter geheel en dat waardevolle open terreinen niet bebost worden. Dit maakt uiteraard de terreinkeuze nog beperkter. Bij nadere beschouwing blijkt de hoofdmoot van de gronden die voor bebossing in aanmerking komen in gebruik te zijn door de landbouwsector. Dikwijls gaat het om intensieve graslanden of akkerlanden. Gemiddeld is de kwaliteit van deze bodems hoog, omdat vroeger voor de landbouw in regel de betere bodems werden geselecteerd, met een goede textuur en een gunstige waterhuishouding. Veel graslanden en akkerlanden bezitten daarnaast een hoog nutriëntengehalte, omdat ze door bemesting zijn aangerijkt met voedingselementen. Door deze

eigenschappen zijn de bodems niet alleen ideaal voor de landbouw, maar vormen ze ook een geschikte standplaats voor bossen.

Na selectie van de terreinen stelt zich de vraag op welke manier de bosuitbreiding zal gerealiseerd worden. De gronden kunnen via aanplanting kunstmatig worden bebost, maar het is ook mogelijk de natuur haar vrije loop te laten en gebruik te maken van een spontane verbossing. Tot op heden was de keuze tussen beide snel gemaakt : bosuitbreiding geschiedt in Vlaanderen vrijwel uitsluitend door aanplanting. Spontane bossen zijn bij ons een zeldzaam verschijnsel en waar ze voorkomen gaat het meestal om zeer jonge bossen (Hermy, 1985). Dit heeft meerdere redenen :

- Allereerst wordt, door de schaarse beschikbaarheid van gronden in Vlaanderen, het braak liggen van gronden waarop economisch rendabele landbouw mogelijk is, als maatschappelijk onaanvaardbaar aanzien en gelijkgesteld met verwaarlozing. Ook de fase van verruiging, die een spontane bosontwikkeling vaak voorafgaat, stelt in dit kader problemen, want de massale groei van soorten als Akkerdistel (*Cirsium arvense*) of Kale jonker (*Cirsium palustre*) die zich in bepaalde gevallen kan voordoen, staat momenteel - en deels onterecht - in een zeer slecht daglicht.
- Een tweede reden is dat het fenomeen van spontane verbossing nog haast niet werd onderzocht, op ecologisch noch economisch vlak. Bovendien is aan verbossing een belangrijke toevalsfactor verbonden : het is niet zeker of er verbossing zal optreden en hoe die er naar soortensamenstelling gaat uitzien. Een aanplanting biedt zekerheid en is daardoor economisch aantrekkelijker dan een spontane verbossing. De grondeigenaar heeft dan immers de mogelijkheid tot het kiezen van een of meerdere boomsoorten, waarvan de groeiverwachtingen en de winst op termijn vrij goed gekend zijn. Bovendien kan de ontwikkeling van het boombestand op de voet worden gevolgd en zonodig bijgestuurd, zijn de stammen door de uniforme structuur van het bestand eenvoudig te exploiteren, enz.
- Een derde reden is dat de subsidieregeling voor bosuitbreiding op landbouwgronden het gebruik maken van spontane verbossing niet aanmoedigt. Sinds 1991 wordt door Bos & Groen een subsidie toegekend aan grondeigenaars die terreinen wensen te bebossen (Besluit van de Vlaamse regering van 29 april 1991 betreffende de subsidiëring van de eigenaars van privé-bossen en de erkenning van bosgroeperingen van privé-boseigenaars)<sup>(1)</sup>. De regeling is geldig voor zowel aanplanting, bezaaiing als spontane verbossing, maar in het geval van een spontane verbossing is het toekennen van de subsidie afhankelijk van het succes van de verjonging : een minimale bezetting van 2.500 zaailingen per ha is vereist. Bovendien wordt de grootte van de subsidie bepaald door de boomsoorten die zich spontaan komen vestigen (zie Tabel 1). Aangezien beide parameters, dichtheid en boomsoortensamenstelling van de verjonging, pas enkele jaren na de start van de verbossing kunnen worden geëvalueerd, kan de subsidie niet onmiddellijk worden verleend, wat in het geval van een aanplanting (voor 60%) wel mogelijk is. De nieuwe subsidieregeling, die in de loop van 2002 van kracht zal worden, is nog altijd op hetzelfde principe gebaseerd. Het verschil is dat de toegekende bedragen voor enkele soorten zijn opgetrokken (Zomereik, Winterreik, Beuk, Berk en Zwarte els), maar dat anderzijds een aantal soorten niet meer worden gesubsidieerd (zie tabel 1).

---

(1) : <http://www.ebg.be/>

Voor de bebossing van landbouwgronden bestaat er sinds kort ook een speciale Europese subsidie in het kader van het Europese Plattelandsontwikkelingsbeleid. Deze subsidieregeling ondersteunt enkel het aanplanten en niet het spontaan verbossen (zie Tabel 1).

Tabel 1 : Klassieke subsidieregeling (1991) en nieuwe subsidieregeling (2002) van Bos &amp; Groen en Europese subsidieregeling voor bebossing van Landbouwgronden (Gorissen, mond.med).

Klasse	Klassieke regeling Bos & Groen (1991)	Nieuwe regeling Bos & Groen (2002)	Europese regeling voor bebossing LB-gronden (2002)
I	Zomereik Wintereik Es	Zomereik Wintereik	Zomereik Wintereik
	<b>Subsidie (in euro) 2500</b>	<b>3200</b>	<b>3700</b>
II	Beuk Boskers Haagbeuk Esdoorn spp Linde spp Olm spp*	Es Beuk	Es Beuk
	<b>Subsidie (in euro) 2000</b>	<b>2500</b>	<b>3000</b>
III	Moeraseik Amerikaanse eik Tamme kastanje Walnoot Zwarte els Berk Wilg* Zwarte populier* Witte abeel Trilpopulier Grauwe abeel Grove den	Boskers Zwarte els Linde spp Haagbeuk Berk	Boskers Zwarte els Linde spp Haagbeuk Berk
	<b>Subsidie (in euro) 1500</b>	<b>2000</b>	<b>2500</b>
IV	Valse acacia Taxus Jeneverbes Corsicaanse pijn Douglas Lork Grauwe els Populier met onderetage	Olm spp* Gewone esdoorn Trilpopulier Grove den Wilg* Grauwe abeel	Olm spp* Gewone esdoorn Trilpopulier Grove den Wilg* Grauwe abeel
	<b>Subsidie (in euro) 1000</b>	<b>1500</b>	<b>2000</b>
V	Populier zonder onderetage	-	Walnoot Witte abeel Valse acacia Lork Amerikaanse eik Tamme kastanje
	<b>Subsidie (in euro) 500</b>	-	<b>1500</b>
VI			Populier met onderetage Corsicaanse den Douglas
	<b>Subsidie (in euro) -</b>	-	<b>1000</b>
VII			Populier zonder onderetage
	<b>Subsidie (in euro) -</b>	-	<b>875</b>

\* : vergt een voorafgaandelijk advies van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

De bedragen zijn duidelijk hoger dan bij de regeling door Bos & Groen en bovendien wordt hier ook het aanplanten van exoten nog gesubsidieerd. Waar beide nieuwe regelingen het aanplanten van een onderetage van 10 tot 25% met begeleidende boom- en struiksoorten subsidiëren met een bedrag van 495,79 euro, voorziet alleen de Europese regeling nog bijkomend in een onderhoudssubsidie voor inheemse boomsoorten, die voor

loofhout, naaldhout en populier respectievelijk 1.750 euro/ha, 875 euro/ha en 1.100 euro/ha bedraagt. Dit alles stimuleert dus zeker niet het gebruik van spontane verbossing op voormalige landbouwgronden.

Omwille van voorgaande en andere redenen opteren zowel particulieren als de overheid bijna uitsluitend voor de kunstmatige bebossing van landbouwgronden. Hooguit wordt de groei van spontane zaailingen tussen de aanplantingen geduld of aangemoedigd door bijvoorbeeld gebruik te maken van een ruim plantverband.

Maar de vraag stelt zich of het toch niet beter is gebruik te maken van spontane verbossing. Het blijft een feit dat het aanplanten van bossen, naast een grote investering, zeer arbeidsintensief is. Plantgoed van hoge kwaliteit is duur, en er zijn meestal nog bijkomende uitgaven voor vrijstelling, verzorging en bescherming tegen wild van de jonge bomen. De tijdsduur waarbinnen het nieuwe bos wordt gerealiseerd is een ander aspect, dat in het voordeel lijkt te spreken van een aanplanting. Het is een feit dat op verlaten akkerlanden soms zeer snel een dichte natuurlijke verjonging tot stand kan komen (Werner & Harbeck, 1982; Leps & Prach, 1990). Maar dit is niet overal zo, soms verloopt de bosontwikkeling zeer langzaam (Kerr *et al*, 1996). Ook op een aantal baggergronden werd vastgesteld dat het decennia lang kan duren eer het terrein volledig door bomen en struiken is ingenomen (De Vos, 1994). Een aspect dat naast het economisch en het tijdsaspect ook belangrijk is en aan belang wint, is de verwachte natuurwaarde van het bos. Het meer aandacht schenken aan de rol van bossen in het natuurbehoud is dan ook een van de voorname doelstellingen bij de geplande ecologisch verantwoorde bosuitbreiding. Het klinkt logisch dat een spontaan bos, waaraan een grotere natuurlijksheidsgraad reeds inherent is, ook een hogere natuurwaarde kan bezitten dan een uniform ogende aanplanting. Tot nu toe is er echter weinig studie verricht om na te gaan in hoeverre dit wel klopt, zeker op langere termijn.

Het is een feit dat het succes van een spontane verbossing op voormalige landbouwgronden nogal wisselt naar gelang de plaats en de heersende omstandigheden. Vaak is dit niet makkelijk te verklaren, want de factoren die een rol spelen in het verloop van het verbossingsproces zijn talrijk. Een gedegen kennis van die factoren is dus een eerste vereiste om ons een idee te kunnen vormen van de situaties waar een aanplanting dan wel een spontane verbossing tot de beste resultaten leidt.

## ***1.2. Het verloop van kolonisatie en successie op akkerlanden (Leps & Prach, 1990)***

Een akkerland dat niet langer in gebruik is zal zelden lang onbegroeid blijven liggen. Na korte tijd zal het door allerlei plantensoorten worden gekoloniseerd, terwijl tal van diersoorten er gelijktijdig hun intrek nemen. Dit fenomeen is een vorm van primaire successie, een natuurlijk proces dat op alle recent vrijgekomen habitats plaatsgrijpt.

De primaire successie op verlaten landbouwgronden is een proces van lange duur. Het is een evolutie waarin verschillende fasen zijn te onderscheiden, die in een min of meer vaste volgorde verlopen. Bijna altijd vestigen eenjarige kruiden zich als eerste pioniers. De kruidvegetatie kan zeer gevarieerd zijn, zoals blijkt uit de combinatie van een aantal studies in voormalig Tsjechoslovakije door Osbornová *et al.* (1990). De door hen gepresenteerde soortenlijst bevat vele ook bij ons algemeen voorkomende plantensoorten, wat duidt op het kosmopolitische karakter van de pioniers, in overeenstemming met hun snelle zaadverspreiding en lage groeivereisten (zie Tabel 2).

Tabel 2 : Lijst van kruiden, grassen en struiken, die in voormalig Tsjechoslovakije typisch in verlaten akkerlanden te vinden zijn. De soorten met een sterretje (\*) komen ook in Vlaanderen vrij algemeen voor (Osbornová et al., 1990).

* <i>Achillea millefolium</i>	Gewoon duizendblad	* <i>Melilotus officinalis</i>	Citroengele honingklaver
<i>Agropyron repens</i>		* <i>Papaver rhoeas</i>	Grote klaproos
* <i>Arrhenaterium elatius</i>	Gewone glanshaver	* <i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine bevernel
* <i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet	<i>Poa angustifolia</i>	
<i>Carduus acanthoides</i>		* <i>Prunus spinosa</i>	Sleedoorn
* <i>Chenopodium album</i>	Melganzevoet	* <i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem
* <i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel	* <i>Rosa canina</i>	Hondroos
<i>Coronilla varia</i>		* <i>Stellaria media</i>	Vogelmuur
* <i>Crataegus spp</i>	Meidoorn	* <i>Valeriana officinalis</i>	Echte valeriaan
* <i>Dactylis glomerata</i>	Gewone kropaar	* <i>Veronica agrestis</i>	Akkerereprijs
* <i>Daucus carota</i>	Peen	* <i>Veronica arvensis</i>	Veldereprijs
* <i>Festuca pratensis</i>	Beemdlangbloem	* <i>Veronica persica</i>	Grote ereprijs
* <i>Festuca rubra</i>	Rood zwenkgras	<i>Veronica polita</i>	
<i>Festuca rupicola</i>		<i>Veronica sublobata</i>	
* <i>Fragaria viridis</i>	Heuvelaardbei	<i>Vicia angustifolia</i>	
<i>Galium album</i>		* <i>Vicia cracca</i>	Vogelwikke
* <i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	* <i>Vicia hirsuta</i>	Ringelwikke
* <i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	* <i>Vicia sepium</i>	Heggewikke
* <i>Hypericum perforatum</i>	St-Janskruid	<i>Vicia tenuifolia</i>	
* <i>Lactuca serriola</i>	Kompassla	* <i>Vicia tetrasperma</i>	Vierzadige wikke

Een hoge diversiteit is niet altijd de regel, soms kunnen een of meer eenjarigen plots een sterk dominante positie verwerven en een vrij homogene laag vormen, die onder bepaalde omstandigheden jarenlang kan standhouden (De Vos, 1994). Vaak is de dominantie echter van korte duur en verdwijnen de soorten net zo snel als ze gekomen zijn (zie Fig. 1).

De plaats van de eenjarigen zal in de meeste gevallen spoedig door tweejarige soorten worden ingenomen. In een nog verdere fase zullen meer en meer overblijvende planten verschijnen. Het zijn soorten die dankzij gespecialiseerde organen, zoals knollen, bollen en wortelstokken, ondergronds kunnen doorleven, om zo de periode tussen twee vegetatie seizoenen te overbruggen. Elke winter sterven de bovengrondse delen af, om aan het begin van ieder nieuw groeiseizoen opnieuw uit te schieten en op die manier kunnen ze gedurende meerdere jaren overleven. Door middel van uitlopers kunnen zij zich via de overblijvende organen ook vegetatief voortplanten en horizontaal uitbreiden.

Geleidelijk aan zullen ook houtachtige soorten hun intrede maken op het terrein. Dit stadium is het begin van de eigenlijke bosontwikkeling. In bepaalde gevallen treedt deze fase erg snel in, soms al in het eerste of tweede jaar na de stopzetting van het landbouwgebruik (Werner & Harbeck, 1982). Op andere plaatsen kan het echter veel langer duren eer de

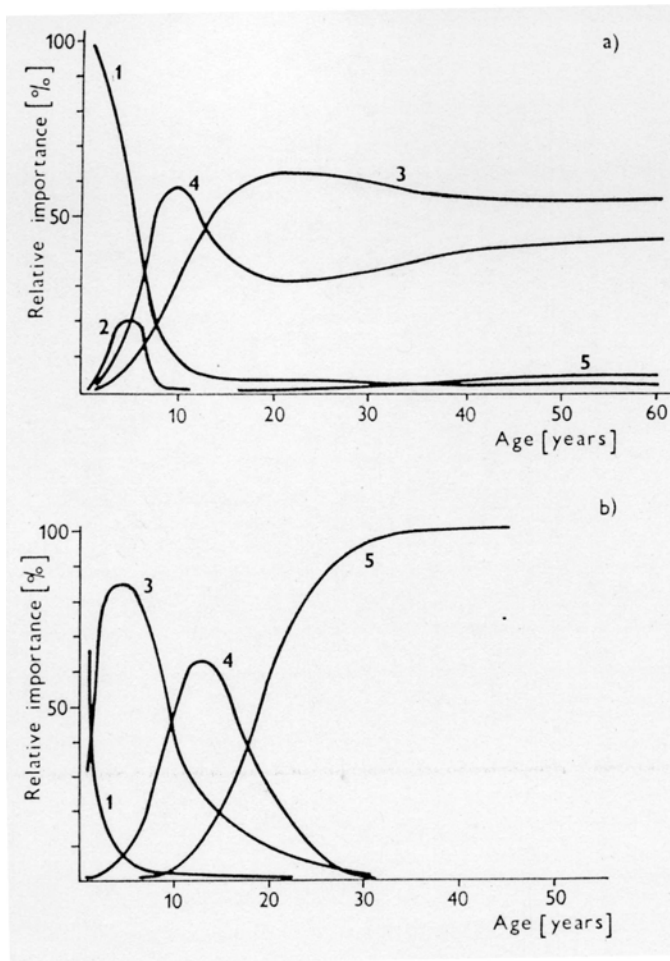


Fig. 1 : Veranderingen in de categorie van dominante levensvormen doorheen het verloop van het kolonisatieproces op akkerlanden, op een extreem droge (a) en een vochtige (b) standplaats (Leps & Prach, 1990). Verklaring : 1=eenjarigen; 2=tweejarigen; 3=overblijvende soorten (forbs); 4=overblijvende soorten (graminoids); 5=houtachtige soorten.

bosontwikkeling aanvangt, omdat allerlei factoren, zoals bijvoorbeeld vochtgebrek de vestiging van boomsoorten kunnen vertragen en zelfs onmogelijk maken (zie Fig. 1a). Wanneer bomen en struiken erin geslaagd zijn de standplaats te koloniseren, zal op de meeste plaatsen uiteindelijk een bos ontstaan. Vermits de soorten spontaan gevestigd zijn, zal dit in vele gevallen in grote lijnen overeenkomen met het typische climaxbos voor het gebied, hoewel toevalsfactoren een grote rol spelen in de bepaling van de uiteindelijke soortensamenstelling van het bos.

### 1.3. Kenmerken van pioniersoorten

Binnenin het bos heerst een typisch gebufferd 'bosklimaat', doordat de vegetatie een milderend effect heeft op de klimaatsschommelingen op de standplaats. Maar op de open vlakte is het klimaat veel extremer dan binnenin het bos en soorten met zaden die aan dergelijke omstandigheden zijn aangepast, zullen met meer succes de nieuwe standplaats kunnen bereiken, er kiemen en er als zaailing overleven (Smith & Olff, 1998). De vegetatie die zich in eerste instantie op verlaten landbouwgronden vestigt, bestaat dan ook uit een aantal soorten met gelijkaardige eigenschappen. Algemeen worden deze aangepaste soorten pioniersoorten genoemd, of soorten met een R-strategie (Grime, 1979). Het zijn ruderaal soorten met een

competitief karakter, die in grote lijnen gekarakteriseerd worden door volgende kenmerken :

- **Klimaatsvereisten**

Pioniersoorten stellen gemiddeld maar weinig eisen aan het klimaat. Ze zijn in staat te overleven onder zeer uiteenlopende groeiomstandigheden. Vaak zijn ze vorstresistent en kunnen ze langdurige droogtes, sterke instraling en constante wind trotseren. Soorten van alluviale gebieden weerstaan zonder moeite gedurende zekere tijd een overstroming en kunnen zelfs een plotse centimetersdikke slibafzetting overgroeien (Walker & Chapin, 1986). De hoge tolerantie ten aanzien van het klimaat verklaart ook waarom heel wat pioniersoorten een uitgestrekt verspreidingsgebied hebben.

- **Bodemvereisten**

De voedingsvereisten van pioniersoorten zijn over het algemeen laag. Ze kunnen de bodemreserves op een efficiënte wijze ontsluiten en hebben een hoge capaciteit om ze te benutten. Daardoor zijn ze in staat op een zeer divers aanbod van bodemtypes te groeien.

- **Lichtbehoeften**

Pioniersoorten zijn in hoofdzaak lichtminnende en dus weinig schaduwtolerante soorten. Hierdoor voelen ze zich uitstekend thuis in open terrein, waar de instraling hoog is, maar kwijnen ze weg bij overmatige overscherming.

- **Concurrentiekracht**

Pioniersoorten beschikken slechts over een geringe concurrentiekracht. In de loop van de evolutie worden ze dan ook vrij gemakkelijk onderdrukt en verdrongen door meereisende soorten.

- **Groei**

De meeste pionierboomsoorten hebben een uitzonderlijk snelle jeugdgroei, met een vroege culminatie van de aanwas en een zeer grote snelheid van biomassa-accumulatie.

- **Fructificatie**

Pionierboomsoorten bereiken al op zeer jonge leeftijd het stadium van de vruchtbaarheid. In het vrije veld zijn Berk (*Betula spp*) en Populier (*Populus spp*) al na 10 tot 15 jaar geslachtsrijp, Grove den (*Pinus sylvestris*) na 15 tot 20 jaar. Tevens kennen zij een bijna jaarlijkse fructificatie, met vorming van grote hoeveelheden zaad. Sommige soorten zoals Wilgen (*Salix spp*) hebben daarnaast ook nog een hoog vegetatief reproductievermogen.

- **Zaadkenmerken**

Pioniersoorten hebben over het algemeen lichte zaden, voorzien van gespecialiseerde organen, waardoor ze gemakkelijk over grote afstanden verspreid worden. Meestal maken ze gebruik van wind, water of dieren voor hun verspreiding.

- **Levensverwachting**

De meeste pionierboomsoorten hebben een geringe levensverwachting, hetgeen volgt uit hun snelle groei en ontwikkeling. Zo worden Berk (*Betula spp*) en Zwarte els (*Alnus glutinosa*) zelden veel ouder dan 100 jaar.

Samengevat bestaat de strategie van pioniersoorten er dus in om zeer snel een standplaats te bezetten, dan maximaal te profiteren van de daar aanwezige nutriënten voor hun snelle groei en zo vlug mogelijk te zorgen

voor nageslacht door massaal zaden te produceren, vooraleer meer competitieve soorten hen verdringen.

In bijna alle gevallen wordt vastgesteld dat de kolonisatie van verlaten landbouwgronden gebeurt door pioniersoorten, waarbij aanvankelijk in hoofdzaak kortlevende kruidachtige soorten en geleidelijk aan meer en meer overblijvende planten en uiteindelijk bomen en struiken domineren. Niet noodzakelijk komen alle hoger genoemde fasen in de successie voor (Leps & Prach, 1990). Na de ontwikkeling van een eenjarige kruidvegetatie kan bijvoorbeeld direct verjonging van bomen en struiken tot stand komen. De successie verloopt ook zelden gelijkmatig over de oppervlakte van het terrein. Kiemplanten kunnen een perceel homogeen bedekken, maar dat komt zeer weinig voor. Dikwijls zijn alleenstaande zaailingen te zien, maar in vele gevallen wordt vastgesteld dat individuen geclusterd voorkomen en verspreide groepjes vormen, soms van één soort, maar dikwijls ook bestaande uit meerdere soorten (Li & Wilson, 1998). Het is ook mogelijk dat op een deel van de oppervlakte van een perceel al volop verjonging van houtachtige gewassen te zien is, terwijl een ander gedeelte nog door kruiden wordt gedomineerd. De verschillende stadia van de successie kunnen dus door elkaar voorkomen, wat vooral in de aanvangsjaren zorgt voor een zeer onregelmatige ruimtelijke structuur van de spontane vegetatie. Zowel in het horizontaal als in het vertikaal vlak kunnen de verschillen erg groot zijn. De reden van die heterogeniteit is dat de snelheid en de manier, waarop de kolonisatie en de ontwikkeling van de vegetatie in de beginfase verlopen, voor een groot stuk door een aantal zeer verscheiden ecologische factoren wordt bepaald. En vermits die factoren op geen enkele plaats hetzelfde zijn, zal de evolutie niet alleen lokaal sterk variëren, maar meer nog van plaats tot plaats en van regio tot regio. Dit heeft voor gevolg dat de structuur en de soortensamenstelling van een spontaan bos op langere termijn hoogst onvoorspelbaar zijn (Myster, 1993).

## ***1.4. Factoren die een rol spelen in de spontane verbossing op akkerland***

Tot de factoren die de spontane bosontwikkeling op verlaten landbouwgronden bepalen, behoren in ieder geval de karakteristieken van de standplaats, maar ook toevallige gebeurtenissen kunnen een fundamentele wending geven aan het verloop van het proces (Leps & Prach, 1990; Lichter, 2000). Het is zonder twijfel moeilijk om precies uit te maken hoe groot de invloed van één welbepaalde factor is, aangezien ze alle gelijktijdig kunnen inwerken. Het feit dat er ook nog tal van ongekende factoren bestaan, maakt dat het verwerven van een volledig inzicht in het proces van spontane bosontwikkeling niet eenvoudig is. Hierna worden de voornaamste factoren waarover in de literatuur gegevens te vinden zijn wat meer in detail besproken, maar een volledige lijst kan dit in geen geval zijn.

### ***1.4.1. Zaadverspreiding***

De kolonisatie van verlaten akkerlanden kan soms grotendeels gebeuren door zaden die al gedurende zekere tijd in de bodem aanwezig zijn (Leps & Prach, 1990). Sommige zaden kunnen jarenlang in de bodem overleven en wachten tot wanneer de omstandigheden gunstig zijn om te kiemen. Dit is het geval voor veel eenjarige kruiden. De meeste houtachtige planten hebben echter kortlevende zaden (Hermy & Van Cotthem, 1985), waardoor ze zo goed als geen zaadbank hebben in akkerlanden. Dit betekent dat de eigenlijke bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden dient te geschieden door recent aangevoerd zaad, afkomstig van bomen en struiken in de nabijheid, of door uitlopers van moederbomen aan de rand van het perceel.



## Fysische factoren

De snelheid van kolonisatie zal sterk bepaald worden door de afstand tussen het terrein en de potentiële zaadbomen en -struiken. Hoe meer geïsoleerd een perceel is gelegen, hoe langer het duurt eer de verbossing op gang komt. Een andere factor is het aantal individuen dat elke zaadbron telt (Myster & Pickett, 1992b). Het is logisch dat een aangrenzend bosbestand voor meer bezaaiing zal zorgen dan een enkele boom aan de rand van het perceel. In Nederland werd vastgesteld dat de meeste verlaten landbouwgronden binnen 30 jaar volledig gekoloniseerd worden door bomen en struiken, mits er binnen een straal van 100 m voldoende zaadbronnen aanwezig zijn (Smit, 1996). Naast de afstand en het aantal zaadbronnen zullen ook de dominante windrichting en de windsnelheid van belang zijn (Greene & Johnson, 1996). In alluviale gebieden waar het waterpeil van de rivier niet door de mens wordt gecontroleerd, is de kolonisatie door plantensoorten ook sterk afhankelijk van de veranderlijke waterstand. Factoren als de frequentie, het tijdstip en de duur van droogteperiodes enerzijds, en pieken in de waterstand die een overstroming tot gevolg hebben anderzijds, spelen een belangrijke rol. In de periode van zaadverspreiding kunnen zaden met het overstromingswater mee landinwaarts worden gevoerd. Boomsoorten die zich bij ons op die manier verspreiden zijn Wilg (*Salix spp*), Zwarte populier (*Populus nigra*) en cultivars van Populier (*Populus cv*), waarvoor in hoofdzaak de maand juni van belang is (Johnson, 1994; Lauwaars *et al.*, 2000). Regulering van het waterpeil door de mens kan de noodzakelijke dynamiek echter sterk doen afnemen en de verspreiding van de boomsoorten ernstig belemmeren (Fenner *et al.*, 1985).

## Verschillen in zaadverspreidingstechniek (Hermý & Van Cotthem, 1985; Bouman *et al.*, 2000)

Van zeer groot belang voor het kolonisationsucces zijn een aantal individuele verschillen tussen de plantensoorten op het gebied van de voortplanting, zoals vruchtbaarheid, productiviteit, zaadgewicht en vooral de manier van zaadverspreiding. Het ligt voor de hand dat de beste verspreiders het eerst in staat zullen zijn een vrijgekomen landoppervlakte te bereiken en er zich te vestigen. Soorten die jaarlijks een grote hoeveelheid kiemkrachtige zaden produceren en die deze zaden bovendien snel over grote afstanden weten te verplaatsen hebben de grootste kansen. Tot die goede verspreiders behoren voornamelijk soorten die gebruik maken van wind (anemochoren), water (hydrochoren) of dieren (zoöchoren) voor hun verspreiding. Niet te vergeten is ook de mens, die via transport van bijvoorbeeld cultuurzaaigoed heel wat akkeronkruiden verspreidt, wat antropochorie wordt genoemd. Tabel 3 geeft een overzicht van de zaadverspreidingstechniek en het tijdstip van de zaadval van een aantal boomsoorten, met de afstand die het zaad kan overbruggen.

De meeste windverspreiders, zoals Wilg (*Salix spp*), Berk (*Betula spp*) en Populier (*Populus spp*), hebben zeer lichte zaden met speciale vlieginrichtingen, die ervoor zorgen dat het erg gemakkelijk wordt gedragen door de wind. Bij de Berk zijn dit vliezige zaadvleugels, Populier en Wilg zijn beide voorzien van zeer fijn zaadpluis. Het zaad is daardoor in staat grote afstanden te overbruggen en soms worden jonge populieren, berken en wilgen zelfs op meerdere kilometers afstand van de moederbomen aangetroffen (Peeters *et al.*, 1996). Andere windverspreiders, zoals Linde (*Tilia spp*) en Es (*Fraxinus excelsior*), hebben echter zwaardere zaden, die slechts enkele tientallen meters ver worden meegevoerd.

Het zaad van soorten die door het water verspreid worden is eveneens bijzonder uitgerust, vaak met luchtkussens, zoals bij Zwarte els (*Alnus glutinosa*), Dotterbloem (*Caltha palustris*) en de meeste zeggesoorten (*Carex spp*). Andere hydrochoren hebben een zaadhuid die ondoorlaatbaar is voor water en niet of nauwelijks te bevochtigen is, zoals bij Kale jonker (*Cirsium palustre*), Moerasvergeet-mij-nietje (*Myosotis scorpioides*) en

Tabel 3 : Zaadverspreidingstechniek, tijdstip van zaadval en verspreidingsafstand voor een aantal boomsoorten, gerangschikt volgens afnemende dispersiecapaciteit (o.a. Weeda *et al.*, 1985).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Periode	Zaadverspreiding	
			Techniek	Afstand (grootteorde)
Berk	<i>Betula spp</i>	herfst-winter	wind	1 km
Wilg	<i>Salix spp</i>	juni-juli	wind, water	1 km
Populier	<i>Populus spp</i>	mei-juli	wind, water	1 km
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	herfst-winter	water, vogels	1 km
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i>	voorjaar	wind	1 km
Haagbeuk	<i>Carpinus betulus</i>	herfst-winter	wind, vogels	100 m
Olm	<i>Ulmus spp</i>	juni-juli	wind	100 m
Eik	<i>Quercus spp</i>	oktober-november	dieren	100 m
Boskers	<i>Prunus avium</i>	juli-augustus	vogels	100 m
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	september	dieren	10 m
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	september-oktober	dieren	10 m
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	oktober	dieren	10 m
Okkernoot	<i>Juglans regia</i>	september-oktober	dieren	10 m
Es	<i>Fraxinus excelsior</i>	augustus-september	wind	10 m
Linde	<i>Tilia spp</i>	winter	wind	10 m

Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*). Door deze aanpassingen kan het zaad blijven drijven en ver met de stroming worden meegevoerd.

Ook dieren kunnen bijdragen tot de verspreiding van plantensoorten en dus tot een versnelde bosontwikkeling. Sommige zaden zijn voorzien van fijne weerhaakjes of een kleverig laagje. Het is dan mogelijk dat ze aan de vacht van dieren blijven haken of kleven en dus uitwendig worden meegevoerd, wat het geval is bij onder andere Kleefkruid (*Galium aparine*), Geel nagelkruid (*Geum urbanum*) en Klit (*Arctium spp*). Zaad van andere soorten zit verpakt in een smakelijk omhulsel dat graag door dieren gegeten wordt. De zaden van bijvoorbeeld Braam (*Rubus fruticosus*), Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), Boskers (*Prunus avium*) en Rode bes (*Ribes rubrum*) worden samen met de vrucht geconsumeerd en in hun geheel doorgeslikt. Via de uitwerpselen kunnen ze op andere plaatsen terecht komen, vaak ver weg van de moederbomen. Vooral vogels kunnen op die manier een wezenlijke bijdrage leveren tot de snelle verspreiding van zaden (McClanahan & Wolfe, 1993). Niet alle gevonden zaden worden ook dadelijk opgegeten. Muizen en eekhoorns bijvoorbeeld leggen wintervoorraden aan, waarbij ze zwaardere zaden over een relatief korte afstand verplaatsen en tegelijkertijd op een voor het zaad gunstige diepte begraven. Wanneer het achtergelaten zaad vergeten wordt, is de kans groot dat het op die plaats ontkiemt. Dit gebeurt vaak met zaden van Eik (*Quercus spp*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en Hazelaar (*Corylus avellana*). Feit is dat de zaadverspreiding door dieren eveneens afhankelijk is van de mate waarin het perceel geïsoleerd is van andere bosgebieden, waarin deze dieren leven (Grashof-Bokdam, 1997). Dieren transporteren en consumeren dus levende zaden, waardoor zij de ruimtelijke verdeling van de zaden op het terrein mee bepalen.

Verschillen in zaadverspreidingswijze kunnen aldus zorgen voor een zekere heterogeniteit in het ruimtelijk vlak. Zo werd door Walker *et al.* (2000) in Engeland vastgesteld dat de twee dominante boomsoorten in het door hen onderzochte perceel, zijnde Zomereik (*Quercus robur*) en Es (*Fraxinus excelsior*) ruimtelijk een andere positie innamen afhankelijk van hun zaadverspreidingswijze. De zaden van Zomereik worden door dieren frequent over vrij lange afstand verplaatst, terwijl het relatief zware zaad van de Es slechts over korte afstand door de wind wordt meegevoerd. Dit resulteerde in een dominantie van Es aan de randen van het perceel en van Zomereik in het centrum van het perceel (zie Fig. 2).

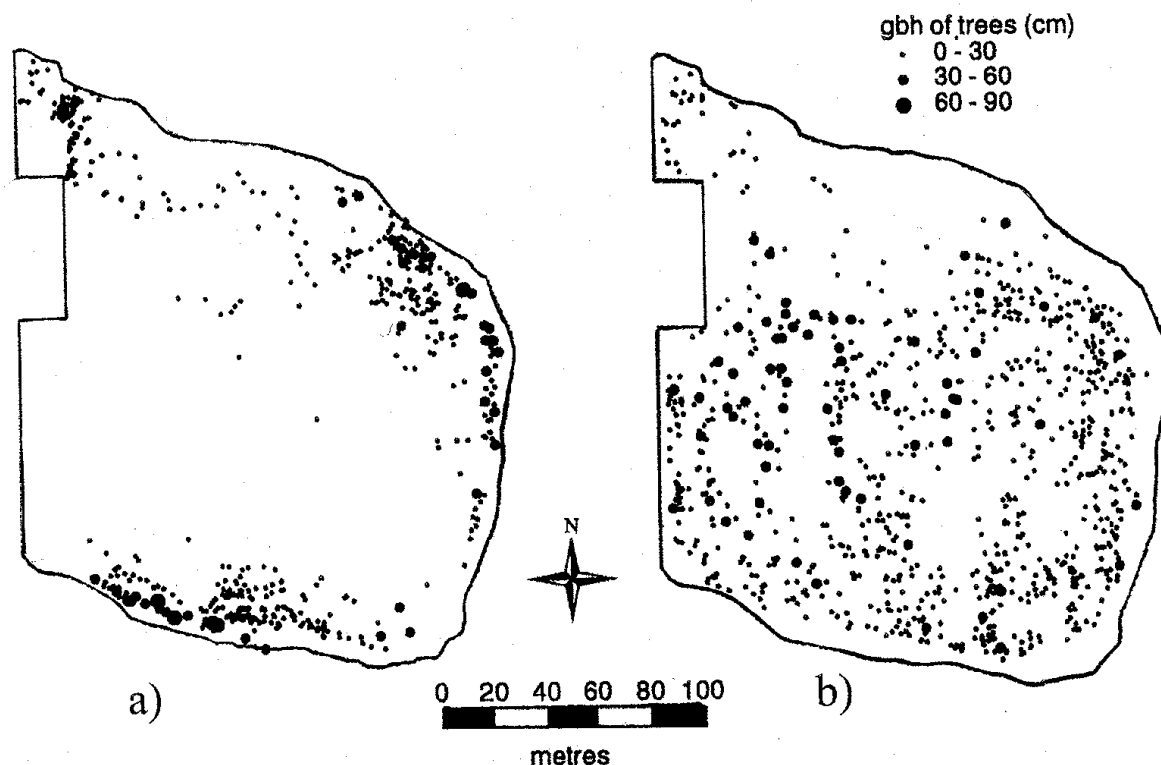


Fig. 2 : Ruimtelijke verdeling van a) Es (*Fraxinus excelsior*) en b) Zomereik (*Quercus robur*) in een spontane verbossing van 38 jaar oud op een door bos omringd voormalig akkerland in Groot-Brittannië (Walker et al., 2000).

Opgemerkt moet worden dat bij soorten als eik en Beuk de zaadproductie van jaar tot jaar sterk kan wisselen. Slechts om de 5 tot 10 jaar komt een goed zaadjaar voor, waardoor deze soorten nog extra beperkt zijn in hun kolonisatiecapaciteiten.

Dit alles toont dat soorten van het geslacht berk, wilg en populier de grootste kansen hebben om een nieuw vrijgekomen perceel te koloniseren (zie Tabel 3). Het valt dan ook te verwachten dat zij op verafgelegen terreinen veelal de boomlaag van een spontane verbossing zullen domineren. Alleen indien het terrein in de nabijheid van een bos gelegen is, zullen soorten als Es, Beuk en Hazelaar zich snel kunnen vestigen, terwijl een aangrenzende waterloop door de aanvoer van zaad voor de kolonisatie door Zwarte els kan zorgen.

Maar bij het in acht nemen van de zaadverspreidingswijze mag niet vergeten worden dat ook het tijdstip waarop het gebruik van een landbouwperceel wordt stopgezet belangrijk is. Indien het perceel nog bewerkt wordt tot wanneer de periode van zaadzetting voorbij is, dan zal er pas het volgende jaar een succesvolle bezaaiing kunnen gebeuren, terwijl dit bij stopzetting in het voorjaar nog hetzelfde jaar mogelijk is. Aangezien het tijdstip van de zaadval tussen soorten onderling verschilt (zie Tabel 3), kan het precieze moment waarop het terrein beschikbaar komt cruciaal zijn voor de soortensamenstelling van de boomlaag van het jonge bos.

Uit dit alles blijkt dat vele verspreidingsfactoren bepalen of een soort erin slaagt een standplaats te koloniseren. Dit houdt in dat de zaadverspreiding in hoge mate geleid wordt door het toeval (Gill & Marks, 1991) en de zaden vaak zeer onregelmatig verdeeld zijn over de oppervlakte van het terrein.

### 1.4.2. *Standplaatskarakteristieken*

De verspreiding van zaden is slechts een beginvoorwaarde voor een geslaagde spontane verbossing. Om een standplaats ook effectief te kunnen koloniseren moeten de plantensoorten er in staat zijn te overleven, en dit wordt opnieuw door heel wat factoren bepaald.

#### Klimaat

Op een akkerland dat gelegen is in een open landschap, waar geen beschutting van omringende bomen aanwezig is, heersen klimaatsomstandigheden die sterk afwijken van die in het bos (Johnson, 1994). Typisch voor een open vlakte zijn de grotere dagelijkse temperatuurschommelingen, doordat de naakte bodem 's nachts sneller afkoelt en overdag sneller opwarmt dan in het bos. Ook door de loop van de seizoenen heen komen meer extreme temperaturen voor, met een grotere kans op vorst in de winter en hitte in de zomer. Een ander gegeven is de grotere instraling van de zon, omdat er geen overscherming is. In het veld zal ook meer neerslag rechtstreeks op de bodem terecht komen, waar in het bos een groot deel gecapteerd wordt door de boomkronen, en van daaruit gedeeltelijk weer verdampt of afvloeit via de stam. Sneeuw en ijs, die in het bos eveneens grotendeels door het kronendak worden opgevangen, komen in het veld volledig op de bodem terecht. Tenslotte is er de hogere windsnelheid, die in het bos wordt afgeremd omdat de bomen als windscherm fungeren. Bij dit alles hoort de bedenking dat veel verlaten akkers niet in een volstrekt open vlakte liggen. Vaak wordt een perceel begrensd door een rij populieren of knotwilgen, of is het daar volledig door omringd. Sommige akkerlanden grenzen aan bos of vormen zelfs een echte enclave binnenin gesloten bos. Uiteraard levert dit een veel meer beschutte toestand op dan een geïsoleerd perceel in een open landschap. In de praktijk zal elke situatie verschillen, waardoor ook de klimatologische omstandigheden telkens anders zijn. Dit heeft gevolgen voor de boomsoorten die zich op het perceel kunnen vestigen. In het geval van een geïsoleerde akker zullen dat eerder stress-tolerante pioniersoorten zijn, omwille van de extreme condities en de grote afstand tot potentiële zaadbronnen. Voor een bos enclave is de kans vrij groot dat ook meereisende bomen en struiken zich van bij het begin kunnen vestigen, op voorwaarde dat de bodemkwaliteit aan de voor hen noodzakelijke groeiomstandigheden voldoet.

#### Bodem

Tal van bodemkenmerken zullen mee bepalen of een plantensoort op een bepaalde plaats kan groeien.

Een eerste ruwe parameter is de voedselrijkdom van de bodem. De voor plantengroei essentiële bodemelementen zijn fosfor, stikstof, kalium, calcium en magnesium, naast tal van sporenelementen. Bij een tekort aan een ervan treden gebreksziekten op en wordt, afhankelijk van de eisen van de soort, de groei beperkt of zelfs onmogelijk. Te hoge concentraties van bepaalde elementen kunnen dan weer toxisch werken. Het totaal gehalte van elk voedingselement in de bodem is dus van belang, maar meer nog de individuele opneembaarheid, die afhangt van de fysico-chemische eigenschappen van de bodem.

Een tweede belangrijke parameter is het vochtgehalte van de bodem (Leps & Prach, 1990; Lichter, 2000). De vochtvoorziening is een heel delicaat gegeven, zeker voor de overleving van zaailingen in het eerste levensjaar. Er moet voldoende vocht beschikbaar zijn voor de kieming en voor de groei van het wortelstelsel, die in het begin nog heel traag is. Het voorkomen van een aanhoudende droogte kan fataal zijn voor kiemende zaden en jonge zaailingen (Johnson, 1994; Lichter, 2000). Anderzijds kunnen ook te lange overstromingsperiodes voor een hoge sterfte zorgen.

De pH speelt een belangrijke rol in de mobiliteit van verschillende metalen zoals ijzer, aluminium, zink, enz., die de planten maar in zeer geringe hoeveelheden nodig hebben. Onder neutrale of basische omstandigheden zijn de meeste metalen stevig gebonden aan het bodemcomplex en weinig plantopneembaar. Onder zure omstandigheden verhoogt hun mobiliteit en kunnen concentraties in de bodemoplossing worden bereikt die toxisch zijn. Vooral aluminium gaat dan snel een remmende invloed hebben op de plantengroei, mogelijk doordat de opname van andere noodzakelijke elementen zoals calcium en magnesium verhinderd wordt (Goransson & Eldhuset, 1995; Kidd & Proctor, 2000). Ook de kieming van vele bosplanten en van bomen wordt hierdoor geremd in zuur milieu (Falkengren-Grerup & Tyler, 1993; Thomaes, 2001b). Nu is het zo dat de meeste landbouwgronden een pH hebben van tenminste 5, wat vrij hoog is in vergelijking met een doorsnee bosbodem in ons land (Muys & Van Elegem, 1996). Grote problemen met metaaltoxiciteit zijn dan ook niet dadelijk te verwachten.

De opneembaarheid van voedingselementen hangt ook samen met de uitwisselingscapaciteit van het bodemcomplex (CEC). Veel kationen zijn gebonden aan kleideeltjes of organisch materiaal. Via vervanging door protonen kunnen ze van daaruit in de bodemoplossing terecht komen en opneembaar worden voor de planten. Dit betekent dat de textuur en meer bepaald het kleigehalte van de bodem samen met het percentage organisch materiaal van belang zullen zijn voor de mate van mogelijke uitwisseling. In vergelijking met bosbodems bevatten landbouwgronden over het algemeen een vrij hoog percentage organisch materiaal, zeker in de diepere bodemlagen (Muys & Van Elegem, 1996). Een andere factor van belang voor de beschikbaarheid van voedingselementen in de bodem is de activiteit van micro-organismen en grotere dieren, zoals regenwormen. Samen met de natuurlijke erosie bepalen zij de snelheid van de afbraakprocessen, waardoor nutriënten vrijkomen. Door de goede kwaliteit van de humus in landbouwgronden is het aantal regenwormen meestal hoog en zijn de bodems voldoende verlucht om een hoge afbraaksnelheid te vertonen. Van nature komen er grote variaties voor in de beschikbaarheid van voedingselementen in bodems. Er is bijvoorbeeld een duidelijk verschil tussen arme zandgronden en rijke leemgronden. Bij landbouwgronden dient echter rekening te worden gehouden met de bijkomende bemesting. Er bestaan grote verschillen in de gebruikte hoeveelheden mest. Zo wordt op graslanden veel minder bemest dan op akkerlanden. Ook verschilt de gebruikte hoeveelheid mest sterk naar gelang de teelt. Bij maïs wordt bijvoorbeeld veel meer toegediend dan bij de meeste andere graangewassen en groenten. In alluviale gebieden, waar gewoonlijk weinig akkerlanden, maar wel graslanden gelegen zijn, dient ook rekening te worden gehouden met de frequentie van eventuele overstromingen. Die kunnen geregeld een hoeveelheid voedselrijk slib aanvoeren, waardoor de bodemvruchtbaarheid op peil gehouden wordt. Ook de tijdsfactor speelt een belangrijke rol, zeker bij vergelijking van akkerlanden die vóór en ná de Tweede Wereldoorlog zijn verlaten. Voor WO II werd bijna uitsluitend dierlijke mest gebruikt, en dit op beperkte schaal. Door de massale introductie van kunstmest en een toename van het gebruik van dierlijke mest zijn recente landbouwgronden veel zwaarder bemest, waardoor bijna alle voedingselementen in veel grotere hoeveelheden aanwezig zijn dan in de meeste bosgronden (Muys & Van Elegem, 1996). Zelfs na zeer lange tijd zijn de effecten van een vroeger landbouwgebruik in een bosbodem aanwezig. Zo bleek uit een Frans onderzoek dat de delta  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -verhouding na 100 jaar bebossing nog altijd hoger is dan in oude bossen (Koerner *et al.*, 1997 en 1999).

Verschillen in voedingstoestand van een bodem zullen zich uiten in de soortensamenstelling en in de manier waarop de vegetatie zich ontwikkelt. De nutriëntenrijke situatie maakt landbouwgronden niet alleen geschikt voor pioniers, maar ook voor meereisende boomsoorten, zoals Linde (*Tilia spp*), Boskers (*Prunus avium*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Olm (*Ulmus spp*) en Populier (*Populus cv*). Een hoge voedselbeschikbaarheid betekent echter niet noodzakelijk dat de bosontwikkeling ook sneller zal verlopen dan op armere

gronden. Vaak wordt het tegengestelde vastgesteld en blijft de invasie van bomen en struiken langdurig uit, omdat zich op een rijke bodem de eerste jaren een dichte vegetatie van eenjarige kruiden kan vestigen (Smith & Olff, 1998). Deze planten zijn ruderaal soorten (R-strategen), die snel grote hoeveelheden voedingselementen kunnen opnemen. Pas wanneer de hoeveelheid aan beschikbare nutriënten uiteindelijk daalt zullen de ruderaal soorten in aantal verminderen en krijgen de overblijvende soorten en houtachtige planten meer kansen, een van de verklaringen voor de natuurlijke successie (Leps & Prach, 1990). Toch zal het effect van een vroegere bemesting nog vele decennia te zien zijn in de vegetatiesamenstelling van een bos (Koerner *et al.*, 1997). Een te hoge stikstofconcentratie kan ook een negatieve invloed hebben op de ontwikkeling van mycorrhizen. Daarom zullen sterk van mycorrhizatie afhankelijke boomsoorten, zoals de Grove den (*Pinus sylvestris*) en andere naaldboomsoorten minder goed in staat zijn zich op rijkere bodems te vestigen (Muys & Van Elegen, 1996).

Verder is de aanwezigheid van bepaalde herbiciden van belang, zeker kort na de stopzetting van het landgebruik. Herbiciden zoals atrazine worden in de niet-biologische landbouw nog steeds op grote schaal aangewend ter bestrijding van akkeronkruiden. Sommige van deze stoffen worden maar langzaam door de micro-organismen in de bodem afgebroken. Aldus kunnen ze nog jarenlang hun giftige werking behouden en de vestiging en groei van planten remmen.

Uit dit alles blijkt dat de toestand van de bodem in hoge mate bepaalt welke soorten er kunnen groeien en hoe snel ze dat doen. Alleen soorten die aan de heersende omstandigheden zijn aangepast kunnen zich permanent vestigen, waardoor voor elke combinatie van standplaatsfactoren een specifieke vegetatie kan voorkomen, ook ecologische soortengroepen genoemd (Ellenberg, 1996). Samen met de standplaatsfactoren zal het verspreidingsgebied van de soorten de vegetatie bepalen die typisch is voor een gebied, ook de Potentieel Natuurlijke Vegetatie genoemd (Hardtle, 1995). Een goed voorbeeld is de vergelijking tussen droge voedselarme zandgronden en de rijke gronden in de leemstreek. Op de droge stuifzanden van de Hoge Veluwe komt in een eerste fase bijna altijd een Grove dennenbos tot stand, dat uiteindelijk evolueert naar een Eiken-Berkenbos (Fanta, 1982). Andere soorten die in deze bossen vaak worden aangetroffen zijn Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en Sporkehout (*Frangula alnus*) (Clerkx & Van Hees, 1999). Het soortenpalet is daar van nature uit dus zeer beperkt, door de hoge droogtestress en de schaarse beschikbaarheid van voedingsstoffen. De omstandigheden op rijke leembodems zijn over het algemeen gunstiger voor plantengroei, waardoor de boomsoortengarnituur er veel gevarieerder is.

### Microreliëf

Het microreliëf kan een rol spelen in de manier waarop een standplaats door planten wordt gekoloniseerd (Leps & Prach, 1990). Op terreinen met een concave vorm kan een groter aantal zaden achterblijven dan op vlakke terreinen of terreinen met een convexe vorm (Jumpponen *et al.*, 1999). De verklaring is dat de oneffenheden en depressies in het terrein werken als een soort zaadvanger. Zaden worden door de wind of door afstromend regenwater horizontaal verplaatst. In een depressie zal de windsnelheid lager zijn en wordt de stroomsnelheid van water vertraagd of komt het tot stilstand. De zaden kunnen dan bezinken, met een accumulatie tot gevolg. Kleine depressies zijn vaak ook vochtiger dan de omringende bodem, waardoor ze vooral op drogere standplaatsen een voordeel bieden aan kiemende zaden. Hoe groter de oneffenheid van een bodem, hoe groter de kans dat zaden erin achterblijven, doordat ze blijven steken in een scheurtje of kleine holte. Via percolerend regenwater kunnen de zaden dan verder worden meegevoerd naar een voor de kieming gunstige diepte.

Landbouwgronden zijn bij ons, met uitzondering van het Vlaamse Heuvelland en de Voerstreek, meestal op vlakke bodems gelegen en vertonen vaak geen uitgesproken reliëfverschillen. Op microschaal kan de variatie echter wel groot zijn als gevolg van bodembewerkingen. Voor de kolonisatie van een akkerland is vooral de toestand waarin het terrein wordt achtergelaten van groot belang. Indien er op het laatst geploegd werd, dan zullen er vele kleine oneffenheden in het terrein aanwezig zijn en vormt de bodem tevens een gunstig kiembed voor zaailingen van bomen en planten. Uit experimenten is inmiddels gebleken dat grondbewerkingen inderdaad een positief effect kunnen hebben op de vestiging van bomen en struiken (Peeters *et al.*, 1996; Van den Berg & Oosterbaan, 1997).

### 1.4.3. Zaadpredatie

Voor heel wat organismen in het bos maken zaden van bomen en struiken deel uit van hun dagelijks menu. Dit is zo voor vele soorten vertebraten, zoals muizen, eekhoorns en everzwijnen, maar ook voor bepaalde vogelsoorten (Vlaamse gaaien, vinken, mezen, enz.). Vooral muizen kunnen op verlaten akkers in relatief grote aantallen voorkomen. Uit onderzoek is gebleken dat muizen belangrijke zaadpredatoren zijn, en tot 85 % van alle inkomende zaden kunnen verorberen (Gill & Marks, 1991). Daardoor kunnen zij een sterk remmende invloed hebben op de vestiging van zaailingen in graslanden en akkers (Smit, 1996). De predatie van het zaad is hierbij sterk gebonden aan de structuur van de reeds gevestigde vegetatie op het terrein. Waar zaden onder een kruidlaag terechtkomen maken zij minder kans dan in een open stuk (Gill & Marks, 1991; Rousset & Lepart, 2000). Dit is te verklaren door het feit dat de muizen zich bij voorkeur op die meer beschutte plaatsen schuilhouden en ook daar hun voedsel zoeken. Een ander feit is dat bepaalde zaden liever gegeten worden dan andere. Factoren als de taatheid van het omhulsel, de smaak, de voedingswaarde en de aanwezigheid van bepaalde gifstoffen spelen daarin mee. Door die selectieve consumptie kunnen dieren de relatieve abundantie van de verschillende soorten zaden op het akkerland bepalen (Gill & Marks, 1991) en hebben zij een rechtstreekse invloed op de soortensamenstelling van de vegetatie.

### 1.4.4. Kieming van het zaad

Tussen het tijdstip waarop het zaad op de bodem terechtkomt en de eigenlijke kieming van het zaad kan soms een lange tijdsperiode liggen. Vaak zal ook een groot aandeel van de zaden er niet in slagen te kiemen. De factoren die dit bepalen zijn divers en verre van allemaal gekend. Sommige zaden hebben een intense koudeperiode nodig vooraleer zij kunnen kiemen, een fenomeen dat vernalisatie wordt genoemd. De aanwezigheid van voldoende bodemvocht (zie hoger) en de juiste temperatuur zijn alleszins essentieel voor heel wat soorten. De structuur en de doorlaatbaarheid van de bodem kunnen ook belangrijk zijn, omdat er voldoende zuurstof moet aanwezig zijn. In geval van overvloedige neerslag moet een te veel aan water snel kunnen worden afgevoerd, wat in verdichte bodems problemen kan opleveren. Hoewel voor de meeste soorten de kieming onafhankelijk is van licht, kan voor enkele soorten een zekere overscherming noodzakelijk zijn. Zaden van de Weymouthden (*Pinus strobus*) bijvoorbeeld, kiemen beter onder een lichte beschaduwing dan in het volle licht (Smith, 1951). Ook de Grove den (*Pinus sylvestris*) lijkt gewoonlijk beter onder een licht scherm te verjongen (Van den Berg & Oosterbaan, 1997). Daarentegen zal het licht na het ontvouwen van de kiembladeren bijzonder belangrijk worden, omdat dan de assimilatie op gang komt en de plant op fotosynthese is aangewezen. Zaden en jonge kiemplanten zijn ook zeer gevoelig voor schimmelaantastingen. Soms kunnen ze een groot percentage doen verloren gaan. Een voorbeeld is de witziekte (*Sphaerotheca*), die onder zaailingen van Zomereik (*Quercus robur*) en Tamme kastanje (*Castanea sativa*) huis kan houden.

Het moet gezegd dat zaad van pionierboomsoorten over het algemeen een hoge kiemkracht heeft. De zaadkieming gebeurt bij pioniersoorten ook meestal relatief snel na de verspreiding van het zaad, al bestaan er toch grote verschillen. Bij Populier (*Populus spp*) en Wilg (*Salix spp*) bijvoorbeeld volgt de kieming al zeer kort na de zaadval, terwijl zaden van Berk (*Betula spp*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) eerst nog overwinteren. Het blijft echter zo dat ook op dit vlak de pioniersoorten een streepje voor hebben op de meereisende soorten en dus een grotere kans maken om zich als eerste op een terrein te vestigen.

#### 1.4.5. Invloed van aanwezige grassen en kruiden

Vrij snel nadat een landbouwgrond verlaten wordt, zullen grassen en eenjarige kruiden de vrijgekomen standplaats koloniseren, waardoor er steeds minder open ruimte resteert. Afhankelijk van de voedselrijkdom van de standplaats zal een min of meer dichte vegetatie ontstaan. Deze planten kunnen met de jonge zaailingen van bomen en struiken in competitie treden voor licht (bovengrondse competitie) en voor water en mineralen (ondergrondse competitie). Het relatief belang van beide zal afhangen van de boomsoort en van het beschouwde gebied. Zeker vlak na de kieming kan competitie cruciaal zijn, maar ook nog een hele tijd daarna. Op plaatsen waar een zeer dichte kruidvegetatie aanwezig is werd een duidelijke groeireductie bij de zaailingen vastgesteld (Gill & Marks, 1991). Het is zelfs mogelijk dat de vestiging van boomsoorten tientallen jaren lang tegengehouden wordt (De Vos, 1994; Peeters *et al.*, 1996). Ook de introductie van exotische plantensoorten kan soms verstrekkende gevolgen hebben. In Amerika werd vastgesteld dat een ingevoerde soort (*Celastrus orbiculatus*) 30 jaar na stopzetting van de akkerbouw nog steeds domineerde en de ontwikkeling van het natuurlijke bosstype verhinderde (Fike & Niering, 1999). Bepaalde naburige planten kunnen ook rechtstreeks een remmende invloed hebben op de kieming, door de uitscheiding van stoffen die de kieming inhiberen, een verschijnsel dat allelopathie wordt genoemd (Horsely, 1977; Myster & Pickett, 1992a).

Niet alleen rechtstreekse beïnvloeding door de planten speelt een rol in het verhinderen van de bosontwikkeling. Het strooisel van bepaalde kruidachtigen, zoals Echte guldenroede (*Solidago virgaurea*), kan een fysische barrière vormen voor zaden van bomen en struiken (Myster, 1994). Hierdoor zal een deel van de zaden niet kunnen kiemen en dus verloren gaan. Daar tegenover staat dat ook andere planten hetzelfde probleem ondervinden, waardoor de concurrentie voor de bomen die er wel in slagen zich te vestigen kleiner is. Alzo wordt soms toch een onrechtstreeks positief effect van strooisel geconstateerd (Facelli & Pickett, 1991).

Een kruidvegetatie kan ook op andere manieren een positieve invloed hebben op de vestiging van bomen en struiken, en meermaals werd, in vergelijking met een naakte bodem, een hoger opkomstpercentage genoteerd (Rousset & Lepart, 2000). Een voorbeeld is de bescherming die ze biedt bij het optreden van vorst-dooicycli tijdens de kieming. Het aanwezige bodemvocht zal bij afwisselende vorst en dooi de oppervlakkige bodemlaag beurtelings doen uitzetten en weer doen inkrimpen. Door deze bewegingen kunnen zaden die al op een voor de kieming gunstige diepte in de bodem zitten opnieuw aan de oppervlakte worden gebracht. Ook heel jonge zaailingen kunnen op die manier ontworteld worden. Dit effect is belangrijker in het open veld dan op plaatsen waar een kruidvegetatie staat, want de aanwezige planten kunnen met hun wortels de bodem ietwat fixeren, en vermits hun bladerdak tevens een zeker isolerend effect heeft, zullen de krimp- en uitzettingsverschijnselen daar geringer zijn (Buell *et al.*, 1971). Dit facilitatieproces heeft voor gevolg dat planten van dezelfde soort preferentieel in elkaars nabijheid zullen groeien en vaak in groepjes bijeen staan (Li & Wilson, 1998).



### 1.4.6. *Begrazing*

In en rond een bos komen tal van herbivore dieren voor. Dit kunnen wilde knaagdieren of zoogdieren zijn, gelijk muizen, konijnen, reeën, edelherten of wilde zwijnen, maar ook door de mens geïntroduceerde grazers, meestal hoefdieren, zoals runderen, schapen, geiten of paarden. Ook tal van kleinere organismen, denk aan slakken, rupsen, bladluizen, enz. voeden zich met delen van kruidachtige planten of met de bladeren, knoppen en jonge twijgen van struiken en bomen. Sommige grote grazers versmaden zelfs de schors van jonge bomen niet. De wenselijkheid van begrazing in bossen staat recent zeer ter discussie (Vera, 1997; Van Beusekom, 1998; Baeté & Vandekerkhove, 2001). Begrazing veroorzaakt immers schade aan individuele zaailingen, met misvormingen (= 'vormsnoei-effecten') en eventueel het afsterven tot gevolg.

Voor zaailingen net na de kieming kan predatie door muizen of woelmuizen zeer belangrijk zijn (Ostfeld & Canham, 1993; Ostfeld *et al.*, 1997). De plaats waar de zaailingen terechtkomen speelt hierbij een grote rol, precies zoals het bij de zaden was. Zaailingen die onder het scherm van andere planten opgroeien zullen een veel kleinere kans hebben op overleving dan vrijstaande zaailingen, opnieuw omdat veel insecten en knaagdieren op of in de buurt van de reeds gevestigde planten leven, waar zij veiliger zijn voor carnivoren (Gill & Marks, 1991). De zaailingen worden door muizen niet alleen geconsumeerd, maar vaak ook gewoon ontworteld of afgebeten bij het zoeken naar zaden (Sork, 1987).

Oudere zaailingen zullen vooral schade ondervinden van grotere dieren. Het valt aan te nemen dat het al dan niet groeien onder een kruidlaag hier minder een rol zal spelen en de schade meer gelijk verdeeld zal zijn over de oppervlakte, omdat grotere dieren minder te vrezen hebben van roofdieren. Toch kunnen zaailingen die onder gevestigde struiken opgroeien min of meer beschermd worden tegen grote grazers, omdat ze aan het zicht onttrokken worden of moeilijk te bereiken zijn, wat resulteert in een effect dat tegengesteld is als hetgeen bij de knaagdieren en de invertebraten werd genoteerd (Rousset & Lepart, 2000).

De invloed van begrazing is niet voor alle gevestigde plantensoorten even groot. Bepaalde insecten zijn gebonden aan een of meerdere waardplanten en beschadigen alleen die specifieke soorten (Bach, 2001). Net zoals de zaden worden de kiemplanten niet allemaal even graag gegeten, door de aanwezigheid van gifstoffen, doornen, enz. Kielland & Bryant (1998) stelden in Alaska vast dat elanden de bladeren van Wilg (*Salix spp*) prefereren boven die van Els (*Alnus spp*), waardoor de elzen in de primaire successie bevoordeeld zijn. De selectieve consumptie van kiemplanten wijzigt dus het relatieve aandeel van de soorten, wat een directe invloed heeft op de soortensamenstelling van het bos in latere ontwikkelingsfasen. Naast de soortensamenstelling wordt ook de structuur van de vegetatie beïnvloed door begrazing (Myster & Pickett, 1992b). Het afbijten van bladeren en takken kan bijvoorbeeld zorgen voor een gereduceerde hoogte en dichtheid van het jonge kronendak (Kielland & Bryant, 1998). De meer open kroonstructuur die zo ontstaat gaat samen met gewijzigde groeiomstandigheden op de bosbodem, zoals een verhoogde lichtintensiteit, een lagere relatieve vochtigheid, een hogere bodemtemperatuur en veranderingen in de koolstof- en stikstofconcentratie, en deze veranderingen hebben op hun beurt een effect op de soortensamenstelling van de kruidlaag.

Van cruciaal belang is de intensiteit van de begrazing, zijnde het aantal dieren per ha en de tijdsduur van de begrazing. Een matige graasdruk zal logischerwijs voor een beperkte uitval zorgen. Dit is niet noodzakelijk erg, vermits er onder de verjonging sowieso altijd een natuurlijke stamtalvermindering plaats heeft. Maar er zijn aanwijzingen dat vanaf een bepaalde drempelwaarde de negatieve effecten meer dan lineair toenemen

(Putman, 1996). Rousset & Lepart (2000) stelden na 1 maand intensieve begrazing door schapen al 44 % mortaliteit vast bij experimenteel geplante eikenzaailingen. Op plaatsen waar de begrazingsdruk hoog en constant is kan de jaarlijkse verjonging op korte tijd grotendeels vernietigd worden, wat spontane bosontwikkeling zo goed als onmogelijk maakt (Van Wieren *et al.*, 1997).

Begrazing kan ook positief werken. Zoals vermeld kan een ruigtevegetatie van concurrentiekrachtige kruiden of grassen de vestiging van bomen en struiken decennia lang verhinderen. Onder een matig intensieve begrazing is de kans groot dat een beperkt aantal zaailingen er toch in slaagt zich te vestigen. Begrazing kan ook zorgen voor een hogere structuurdiversiteit in het bos, met open plekken en meer gesloten stukken. Een goed voorbeeld vormen de wilde zwijnen. Door hun gewroet zal de structuur van de bodem gevarieerder worden, wat de vestigingskansen van planten verhoogt (Groot Bruinderink *et al.*, 1997). Voorwaarde is opnieuw dat de dichtheid aan wilde zwijnen laag blijft, vermits anders de hoge wroetdynamiek veeleer verstorend werkt.

De hier besproken factoren zullen elk op hun eigen manier het proces van spontane verbossing beïnvloeden, het uiteindelijke succes van de verbossing hangt af van hun gecombineerd effect. Toch zullen - deels afhankelijk van het toeval - niet alle factoren een even grote rol spelen. Als uitermate belangrijk worden zaadverspreiding, kiemingsvereisten en predatie van zaad en kiemplanten door dieren aangeduid, maar onder meer ook isolatie, infectie door schimmels, aanwezigheid van strooisel, fysieke beschadiging en competitie hebben een aanzienlijke invloed (Myster, 1993, Walker *et al.*, 2000).

## ***1.5. Voor- en nadelen van spontane verbossing t.o.v. aanplanting***

De vraag stelt zich wat de mogelijke voor- en nadelen zijn van een spontane verbossing op voormalige landbouwgronden in vergelijking met een aanplanting. Er zijn in ieder geval een aantal duidelijke verschillen tussen beide wegen die leiden naar het bos. Hierna worden enkele aspecten meer in detail besproken.

### ***1.5.1. Boomsoortengarnituur***

Bij een spontane bosontwikkeling moet men tevreden zijn met de soorten die zich van nature op de standplaats kunnen vestigen. Hoewel de voedingstoestand van een intensieve landbouwgrond voldoet aan de eisen van meereisende soorten zoals Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Boskers (*Prunus avium*), Olm (*Ulmus spp*) of Linde (*Tilia spp*), zullen deze boomsoorten zich enkel kunnen handhaven indien de omstandigheden op de standplaats voldoende beschut zijn. Dat maakt dat het toch vrijwel altijd pioniersoorten zijn die erin slagen als eerste de standplaats te koloniseren. De meest voorkomende in onze streken zijn Wilg (*Salix spp*), Berk (*Betula spp*), Trilpopulier (*Populus tremula*), Zwarte els (*Alnus glutinosa*), Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), Grove den (*Pinus sylvestris*) en Lork (*Larix spp*). Vermits de laatste twee sterk afhankelijk zijn van mycorhyzen voor hun groei, zullen zij al minder kans maken dan de andere, wat het soortenpakket in de verjonging nog kleiner maakt. Alleen op de betere standplaatsen, zoals in de leemstreek, die in of nabij oud bos of krachtige zaadbomen zijn gelegen, worden eventueel ook meereisende soorten in relevante aantallen aangetroffen. Feit is wel dat een spontane verbossing zelden of nooit zal bestaan uit één enkele boomsoort. Meestal echter zullen ofwel Berk ofwel

Boswilg (of een menging van beide) de verjonging sterk domineren, waardoor een vrij homogene bosopslag ontstaat, waarin later eventueel meereisende soorten kunnen verschijnen.

Een aanplanting levert de mogelijkheid om de boomsoortenkeuze af te stemmen op de persoonlijke doelstellingen van de boseigenaar. Om te kunnen komen tot een ecologisch waardevol systeem dient men volgens Muys & Van Elegem (1996) de boomsoortenkeuze bij het bebossen van landbouwgronden steeds goed te overwegen.

Veel privé-boseigenaars willen in de eerste plaats snel een zo hoog mogelijke economische waarde bereiken. Om die reden worden vaak snelgroeiende exoten aangeplant, zoals Populier (*Populus cv*), of climaxsoorten als Eik (*Quercus spp*), Beuk (*Fagus sylvatica*) of Es (*Fraxinus excelsior*). Soorten met geringe stam- of houtkwaliteit zoals Berk (*Betula spp*) en Wilg (*Salix spp*) worden zelden door particulieren geapprecieerd. Aanplantingen zijn vaak ook homogeen, bestaande uit slechts één enkele boomsoort, wat naar biodiversiteit toe zeker een minpunt is. Ten onrechte, want ook een soortenrijk groepsgewijs gemengd bestand kan economisch rendabel worden uitgebaat. Een aanplanting met een beperkt aantal soorten biedt echter het belangrijke voordeel dat ze beheerstechnisch veel beter werkbaar is.

De doelstelling van de boseigenaar hoeft evenwel niet altijd ten volle economisch gericht te zijn. Een aanplanting biedt ook de mogelijkheid om bij de boomsoortenkeuze rekening te houden met criteria als het behoud van moeilijk te verjongen autochtone boomsoorten, het benaderen van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie, het bieden van onderdak en voedsel aan bepaalde diersoorten, of zelfs louter landschapsesthetische overwegingen.

### 1.5.2. *Kwaliteit van de verjonging*

In het geval van een geslaagde spontane verbossing zal er binnen de verjonging een sterke natuurlijke selectie plaatsvinden. Het is geen zeldzaamheid bij een volledige bezetting 200.000 tot 400.000 zaailingen per ha aan te treffen en zelfs stamtallen van meer dan 2 miljoen komen voor (Lust, 1998). Omdat er uiteindelijk in een bos maar plaats is voor 100 tot 500 volwassen bomen per hectare zullen alleen de sterkste exemplaren overleven. De genetisch minst aangepaste en minst krachtige boompjes zijn tot afsterven gedoemd. Deze zware selectie houdt echter nog geen garantie in voor een goede hout- en stamkwaliteit van de bomen in het volgroeide bestand. Kerr *et al.* (1996) stelden bij vergelijking vast dat de houtproductie in een spontane verbossing inferieur was aan die in aanplantingen. Hier is op termijn selectie op stamkwaliteit nodig via gerichte dunningen (toekomstbomen). Wel een zekerheid is dat de spontane zaailingen afkomstig zijn van ecotypes en standplaatsrassen waarvan de ecologische eisen aangepast zijn aan de bodem en het lokaal klimaat. Deze adaptatie biedt niet alleen het voordeel dat lokale genetische bronnen worden behouden, maar ook een grotere stabiliteit van het bosbestand en een grotere resistentie tegenover ziektes en aantastingen.

Bij een aanplanting worden nooit dergelijke hoge stamtallen gebruikt. Bij de meeste boomsoorten is een plantverband van 1,25x1,25 m tot 2x2 m gebruikelijk, overeenstemmend met respectievelijk 6400 en 2500 bomen per hectare. Populieren worden zelfs nog veel ruimer geplant : verbanden van 8x8 m (156 bomen/ha) tot 10x10 m (100 bomen/ha) zijn heel gewoon. Derhalve is een sterke natuurlijke selectie in aanplantingen niet mogelijk. Dit kan gedeeltelijk gecompenseerd worden door vooraf een strenge selectie uit te voeren, bij de keuze het plantgoed. Soms wordt van genetisch veredeld teeltmateriaal gebruik gemaakt, zoals bij Populier (*Populus cv*) vaak het geval is. Criteria zijn onder meer ziekteresistentie, vorm, groeikracht en houtkwaliteit, maar bijvoorbeeld ook de herkomst (autochtone bomen en

struiken). Autochtoon of streekeigen materiaal biedt in regel een hogere garantie voor het welslagen van de bebossing, omdat de soorten beter zijn aangepast aan de standplaatseigenschappen. Het probleem is dat zuiver autochtoon plantmateriaal in Vlaanderen zeldzaam is geworden, door het massaal invoeren van vreemde planten in recente tijden, die de streekeigen soorten hebben verdrongen of ermee gekruist zijn (Thomaes, 2001a).

### 1.5.3. Concurrentie van grassen en kruiden

Bij een spontane verbossing kan, zoals eerder vermeld, de concurrentie door een aanwezige gras- of kruidvegetatie een belangrijke invloed hebben op de snelheid waarmee de bosontwikkeling verloopt. Bij een aanplanting zal dit veel minder het geval zijn, aangezien de bomen bij aanvang al een zekere grootte hebben, en dus niet van nul af aan moeten beginnen. Een aanplanting laat bovendien toe de bomen nadien op een vrij eenvoudige manier vrij te stellen, wat bij een spontane verbossing moeilijker is door de onregelmatige structuur van de verjonging. Uiteraard bestaat in beide gevallen de mogelijkheid om vooraf een aanwezige concurrentiekrachtige vegetatie te bestrijden. Smit (1996) toonde aan dat het verwijderen van een grasvegetatie de opkomst van spontane zaailingen sterk kan bevorderen. Ook indien men in een aanplanting snel een bijkomende natuurlijke verjonging wil stimuleren kan vegetatiebestrijding interessant zijn. De uitvoering vooraf kan gebeuren aan de hand van een bodembewerking. Maatregelen als ploegen of pluggen van het terrein kunnen de opkomst van grassen aanzienlijk verlagen. In Nederland is uit proeven op grasland ook gebleken dat het volledig afgraven van de toplaag tot een snellere bosontwikkeling leidt (Peeters *et al.*, 1999).

### 1.5.4. Het tot stand komen van een 'bosaspect' en een bosklimaat

In bepaalde gevallen duurt het lang vooraleer op een verlaten terrein een spontane vegetatie met het uitzicht en het klimaat van een bos tot stand komt, zeker op minder geschikte standplaatsen of locaties die ver van potentiële zaadbronnen gelegen zijn. Naar verwachting gaat de ontwikkeling sneller bij een bebossing, waar de bomen in theorie al binnen het jaar na het beschikbaar komen van een terrein kunnen worden geplant. Zelfs indien er dadelijk spontane verbossing optreedt, hebben aangeplante bomen een zekere groeivoorsprong, omdat het gebruikte plantgoed al 1 of meer jaren oud is. Dit maakt dat bij snelgroeiende boomsoorten, zoals Wilg (*Salix spp*) en Populier (*Populus cv*), het bos na 10 tot 15 jaar wel degelijk reeds als bos ervaren wordt.

### 1.5.5. Bestandsstructuur

Een jong spontaan bos kan soms een zeer homogene structuur hebben. Dit is het geval indien, door een samenloop van omstandigheden, een boomsoort zich massaal en gelijktijdig over de ganse oppervlakte weet te verjongen, een situatie die zich kan handhaven wanneer de groeicondities op het terrein overall uniform zijn. In regel echter bezitten jonge spontane verbossingen een heterogene structuur, zowel in het horizontaal als in het vertikaal vlak (Leps & Prach, 1990). Dit komt omdat de verjonging meestal pleksgewijs tot stand komt, en in hoge mate wordt bepaald door het toeval. De verdeling van de zaadval over een terrein is sterk afhankelijk van het aantal en de plaats van potentiële zaadbronnen en van de overheersende windrichting (Greene & Johnson, 1996). Langsheen een bosrand of een houtkant is logischerwijs meer bezaaiing te verwachten dan langs een directe grens met een akkerland of een weiland. Randbomen kunnen ook vegetatieve uitlopers vormen. Walker *et al.* (2000) stelden vast dat verschillen in zaadverspreidingstechniek mee verantwoordelijk waren voor ruimtelijke verschillen in de distributie van de boomsoorten op een terrein. Meestal zijn de omstandigheden op het veld ook plaatselijk sterk wisselend,

waardoor het zaad op de ene plaats wel succesvol zal kiemen en op andere plaatsen niet. Alzo verschijnen er verspreide groepjes met zaailingen van een of meerdere soorten, gescheiden door kleinere en grotere open plekken. Daarbij komt het feit dat de planten zelf de heterogeniteit nog in de hand werken. Binnenin de groepjes helpen de bomen en struiken elkaar te overleven, door het gunstiger groeimilieu dat zij gaandeweg scheppen, zoals een verhoogde beschikbaarheid van de bodemreserves (Li & Wilson, 1998). Zodoende groeien groepjes van bomen en struiken meer en meer uit, terwijl in de open plekken verder verjonging tot stand kan komen, en op termijn kan een bos met een complexe leeftijdsstructuur en met meerdere etages ontstaan.

Bebossingen zijn veel homogener, omdat het bijna altijd om een volplanting gaat, die in één keer gebeurt, volgens een vast plantverband. Eventueel kan meer structuur verkregen worden door een aantal plekken open te laten of door groepen of stroken in verschillende fasen aan te planten. De rijke natuurlijke structuur van een spontaan bos zal evenwel zelden of nooit bereikt worden, tenzij misschien na lange tijd.

### 1.5.6. Bodem en humuskwaliteit

Boomsorten hebben een belangrijke invloed op de ontwikkeling van de humuskwaliteit. Soorten met een snelle strooiselafbraak werken het ontstaan van een milde mullhumus in de hand. Voorbeelden zijn Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Boskers (*Prunus avium*), Linde (*Tilia spp*), Olm (*Ulmus spp*), Grauwe abeel (*Populus canescens*), maar ook Populier (*Populus cv*), Berk (*Betula spp*) en Wilg (*Salix spp*). Soorten waarvan de bladeren veel inhoudsstoffen bevatten, bijvoorbeeld Zomereik (*Quercus robur*) en Wintereik (*Quercus petraea*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en de meeste naaldboomsoorten, hebben meestal een trage strooiselafbraak, wat aanleiding geeft tot de vorming van een zure moder- of morhumus. Ecologisch gezien is dit verschil belangrijk, want de verzuring kan een vermindering van de bodemvruchtbaarheid tot gevolg hebben (Muys, 1995). Thomaes (2001b) stelde vast dat de kieming van veel bosplantensoorten wordt geremd in zuur milieu. Op termijn kan verzuring leiden tot een sterke achteruitgang of zelfs de verdwijning van basenminnende soorten (Bauwens, 2001).

Bij een spontane verbossing is de kans groot dat in het begin vanzelf een gunstige mullhumus ontstaat, vermits het bladstrooisel van de meeste pionierboomsoorten goed afbreekbaar is. Pionierboomsoorten vormen echter nog maar het eerste stadium van de natuurlijke bossuccessie. Ze worden in regel vrij snel opgevolgd door soorten als Eik en Beuk, die een verzurend strooisel hebben, waardoor de initieel gunstige situatie alsnog naar een zuurder milieu zal evolueren.

Bij een aanplanting moet veel aandacht gaan naar de boomsoortenkeuze, opdat geen verzuring zou optreden en een goede mullhumus zou gevormd worden. In het verleden is hieraan te weinig aandacht besteed, wat - naast het belangrijke effect van zure deposities - mee heeft bijgedragen tot de algemene verzuring van de bosbodems in Vlaanderen. Muys & Van Elegem (1996) geven daarom de voorkeur aan meereisende boomsoorten met een goed afbrekend strooisel boven pioniersoorten, omdat zij niet alleen geen verzuring teweeg brengen, maar ook een hogere levensverwachting hebben.

### 1.5.7. Financiële aspecten

#### Aanplantingskosten

Indien er voldoende natuurlijk verjonging tot stand komt is een spontane verbossing bij de aanvang uiteraard goedkoper dan een aanplanting, vermits er niet geïnvesteerd hoeft te worden in plantgoed en het planten van de

bomen zelf. Zo worden momenteel de kosten voor de aanplanting van 1 ha Zomereik of Zwarte els (1.600 bomen/ha) met een onderetage van struiken (400 struiken/ha) op respectievelijk 3.723,36 euro en 2.999,51 euro geschat (Gorissen, mond.med), wat een hoog bedrag is.

### Kosten voor bescherming tegen wildvraat

Een eventuele afrastering tegen wild kan - afhankelijk van het gebruikte materiaal - hoge kosten met zich meebrengen. Zo kostte de omheining van 1 ha bos met houten palen en kippengaas in 1998 ongeveer 2.068,67 euro (Leyssens, 1998). Het is zo dat een afrastering tegen wild vaak wordt geplaatst om jonge aanplantingen te beschermen. Ze kan evenwel ook noodzakelijk zijn om het succes van een spontane verjonging te garanderen (Leyssens, mond. med.).

Individuele bescherming door middel van een plastic spiraal kost ongeveer 0,32 euro per boom, wat voor een aanplanting in een verband van 2x2 m (2.500 bomen/ha) neerkomt op 800 euro. Voor een spontane verbossing is individuele bescherming bijna onbegonnen werk, gezien de zeer hoge stamtallen (>50.000 bomen/ha) die kunnen voorkomen.

### Kosten voor verzorging

De geschatte kosten voor het vrijstellen en inboeten in de 3 jaren volgend op de aanplanting bedragen voor 1 ha Zomereik of Zwarte els (1.600 bomen/ha) met een onderetage van struiken (400 struiken/ha) respectievelijk 911,26 euro en 875,06 euro (Gorissen, mond.med).

De verzorging van 1 ha Populier bestemd voor fineerhout brengt naar schatting volgende kosten met zich mee : 49,58 euro voor onkruidbestrijding, 51,71 euro voor inboeten en 1.065,94 euro voor 3 snoei beurten (Gorissen & Schepens, 1997).

Bij een spontane verbossing zijn de kosten voor verzorging niet van tevoren in te schatten, omdat ze afhangen van de stamkwaliteit van de spontane bomen. Te verwachten is wel dat door de gemiddeld hogere stamtallen en de onregelmatige structuur van het bestand de kosten hoger zullen zijn dan die voor een aanplanting (Leyssens, 1998).

### Opbrengst aan houtproducten

In de meeste gevallen zal de eerste generatie van een spontaan bos uit pioniersoorten bestaan, die een gemiddeld lage hout- en stamkwaliteit en geringe levensverwachting hebben. Ze kunnen dus vlug worden gekapt, maar zullen per volume-eenheid een vrij lage opbrengst geven. Ook bij een aanplanting wordt vaak de voorkeur gegeven aan snel groeiende pioniers als de Populier (*Populus cv*), die al na 15 tot 20 jaar een opbrengst geven. In geval van dergelijke korte rotatietijden zal een ander aspect belangrijk worden, namelijk het tijdsverlies. Het is zo dat het soms meerdere jaren duurt vooraleer een spontane verbossing op gang komt, waar aangeplante bomen bovendien een groeivoorsprong van 2 tot 3 jaar hebben. Zelfs als het totale verschil maar 5 jaar bedraagt, betekent dit na 20 jaar een verlies van 25%.

Een aanplanting biedt echter ook de mogelijkheid om gebruik te maken van meereisende boomsoorten en langere rotatietijden. In dat geval zal naast het effect van het tijdsverlies ook de prijs die men voor het hout krijgt een rol spelen. Volgend abstract en sterk vereenvoudigd voorbeeld ter vergelijking van een spontaan Berkenbos en een aanplanting met Zomereik illustreert dit.

Stel dat 1 ha Zomereik gedurende 120 jaar op stam wordt gelaten en dat de gemiddelde groei over die periode 5 m<sup>3</sup> per ha bedraagt. Het hout wordt voor 20% verkocht als brandhout aan 25 euro per m<sup>3</sup> en voor 80% als fineerhout

aan 150 euro per m<sup>3</sup>. De totale opbrengst van de Zomereiken bedraagt dan  $5 \cdot (0,2 \cdot 25 + 0,8 \cdot 150) \cdot 120 = 75.000$  euro.

Het Berkenbos kan over diezelfde periode 3 maal worden gekapt, maar heeft telkens 5 jaar nodig om opnieuw tot de volle aanwas van gemiddeld 10 m<sup>3</sup> per ha te komen. Alles wordt als papierhout verkocht, waarvoor de houtprijs 25 euro per m<sup>3</sup> is. In dat geval bedraagt de totale opbrengst  $10 \cdot 25 \cdot 3 \cdot (40 - 5) = 26.250$  euro.

De aanplanting met Zomereik levert dus 48.750 euro per ha meer op dan de spontane verbossing met Berk, wat de uitgespaarde aanplantingskosten meer dan compenseert. In dit voorbeeld bestaat het spontane bos geheel uit Berk. Het is evenwel mogelijk dat dadelijk, of na verloop van zekere tijd, meereisende soorten deel gaan uitmaken van het spontane bos, waardoor het verschil in opbrengst kleiner wordt.

### 1.5.8. Natuurwaarde

Het gebruik van spontane verbossing is geen garantie voor een hogere rijkdom aan bosplantensoorten, louter omdat het om een natuurlijk proces gaat (Kerr *et al.*, 1996). Bosplanten hebben een beperkte verspreidingscapaciteit, zodat een geïsoleerd perceel maar langzaam wordt gekoloniseerd, ongeacht of het om een aanplanting dan wel om een spontane verbossing gaat.

De hoge structuurdiversiteit die soms in de beginfase van een spontane verbossing voorkomt, kan evenwel interessant zijn. Met name vlinders stellen structuurrijke vegetaties zeer op prijs en vinden er zowel plekjes om te zonnebaden, om beschutting te zoeken bij slechte weersomstandigheden en om uit te kijken naar een partner (Maes & Van Dyck, 1999). Algemeen wordt ook aangenomen dat de aanwezige lichtminnende kruidvegetatie langer zal stand houden in een spontane verbossing dan in een aanplanting, omdat bij eerstgenoemde gedurende langere tijd open plekken kunnen voorkomen. De veelheid aan bloeiende planten die een vegetatie met ruigtekruiden kan tellen is voor veel insecten belangrijk. De meeste soorten leggen hun eieren af op een of meerdere waardplanten die typisch zijn voor pionier- en ruigtevegetaties, planten waarmee de rupsen en larven zich voeden. Voorbeelden zijn Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Kale jonker (*Cirsium palustre*), Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*), Gewone bereklauw (*Heracleum sphondylium*), Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) en tal van grassoorten. Bovendien vormen de bloemen van deze soorten een waardevolle nectarbron voor de volwassen insecten.

## 1.6. Conclusie

Uit het voorgaande kan worden besloten dat er zowel aan aanplanting als aan spontane verbossing een aantal voor- en nadelen zijn verbonden (zie Tabel 4).

Een aanplanting is bosbouwtechnisch aantrekkelijk omdat ze zekerheid biedt. Het bos wordt snel gerealiseerd en de vrije boomsoortenkeuze laat toe een voorspelling te maken van de kosten en opbrengsten op lange termijn. Door de meer homogene structuur is een aanplanting beheerstechnisch beter werkbaar. Door de gecontroleerde ontwikkeling van het bestand is ook een betere stamkwaliteit te verwachten. Nadeel zijn evenwel de hoge kosten voor het plantsoen en het aanplanten zelf. Aanplanten is ook bijzonder arbeidsintensief. Een ander negatief punt is het artificiële uitzicht van vele aanplantingen. Hoewel door menging, gebruik van streekeigen boomsoorten, vrijwaren van open plekken en afzien van een strikt plantverband een meer natuurlijk beeld te bereiken valt, gebeurt dit in de praktijk weinig.

Tabel 4 : Voor- en nadelen van spontane verbossing versus bebossing.

Voor- en nadelen van ACTIEVE BOSANPLANT	Voor- en nadelen van SPONTANE VERBOSSING
<ul style="list-style-type: none"> <li>* Biedt zekerheid : <ul style="list-style-type: none"> <li>- snelle realisatie van het bos</li> <li>- voorspelbare winstverwachtingen</li> </ul> </li> <li>* Vrije boomsoortenkeuze</li> <li>* Meer homogeen en dus beheerstechnisch beter werkbaar</li> <li>* Betere stamkwaliteit te verwachten</li> <li>* Duur en arbeidsintensief</li> <li>* Selectie dient te gebeuren op kwekerijniveau</li> <li>* Vaak een artificieel karakter</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Risicovoller : toevalsfactoren spelen een grote rol in de bezaaiing en het welslagen van de verbossing</li> <li>* Boomsoorten zijn aangepast aan de standplaats (PNV)</li> <li>* Soms vrij homogeen, vaak meer gevarieerde structuur en boomsoortensamenstelling</li> <li>* Op marginale gronden aanvankelijk meestal pioniersoorten met geringere houtkwaliteit</li> <li>* Aanleg is kosteloos, verzorgingskosten hangen af van de dichtheid van de verjonging en de stamkwaliteit</li> <li>* Meer natuurlijke selectiemogelijkheden</li> <li>* Hogere natuurwaarde ?</li> </ul>

Een spontane verbossing houdt risico's in, omdat de kolonisatie door bomen en struiken van een groot aantal toevalsfactoren afhankelijk is en soms lang kan uitblijven, zeker wanneer het terrein een sterk geïsoleerde ligging heeft. Toch is een spontaan bos vaak meer gevarieerd, zowel wat de boomsoortensamenstelling als de structuur van het bestand betreft. In sommige gevallen ontstaat een homogeen pionierbos, maar meestal zijn er wel plekken die gedurende langere tijd open blijven en waar zich struweel kan ontwikkelen. Meestal vertoont de verdeling van de soorten ook een zekere heterogeniteit in het horizontaal vlak, doordat een clustering optreedt rond zaadbomen aan de randen van het perceel. Omdat het zaad afkomstig is van bomen uit de directe omgeving zijn de boomsoorten gewoonlijk goed aan de standplaats aangepast. Het vaak hoge uitgangsstamantal laat ook een ruime natuurlijke selectie toe, een proces dat eventueel via selectieve dunningen kan worden gestuurd. Verder zijn er aanwijzingen dat de natuurwaarde van een spontaan bos hoger kan zijn dan die van een aanplanting, door de inherente natuurlijkheidsgraad de soms meer gevarieerde ruimtelijke structuur. Zeker is dat een spontane verbossing bij de aanvang veel minder financiële middelen en arbeid vereist. Vermits op de armere bodems in een eerste fase vaak pionierboomsoorten als Berk (*Betula spp*) en Boswilg (*Salix caprea*) domineren, kan de verwachte houtopbrengst daar aanvankelijk wel lager zijn dan voor een aanplanting. Op de rijkere leembodems is het evenwel mogelijk dat meereisende soorten, zoals Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Boskers (*Prunus avium*) of Zomereik (*Quercus robur*), dadelijk een groot aandeel in de menging verwerven, zodat zelfs een gelijkwaardige opbrengst tot de mogelijkheden behoort.

We kunnen dus besluiten dat bebossing vanuit beheerstechnische en productiegerichte doelstellingen (voorspelbaarheid en gerichte aanpak en planning) nog steeds te verkiezen is. Dit betekent evenwel niet dat het economisch het interessantst is gezien de zeer hoge aanplantingskosten. Spontane verbossing is, in het kader van bosuitbreiding waarbij soortensamenstelling en productie niet prioritair zijn, te verkiezen vanwege de hogere structuurvariatie, het natuurlijker uitzicht en de lage aanlegkosten. Evenwel dient rekening gehouden te worden met de sterke afhankelijkheid van toevalsfactoren.



# HOOFDSTUK 2 : METHODIEK VAN HET ONDERZOEK

## *2.1. Selectie van de proeflocaties*

Op basis van het algemeen deel van het onderzoek en via rondvraag en prospectie werd een selectie gemaakt van terreinen waar een vergelijking kan worden gemaakt tussen actieve bosaanplant en spontane bosontwikkeling. Er werd gezocht naar representatieve voorbeelden van be/verbossing op alluviale bodems, rijkere leemgronden en zandbodems, omdat dit de drie in Vlaanderen meest voorkomende bodemtypes zijn. Voor elk van deze bodemcondities werden één of meerdere case-studies uitgewerkt.

Hierbij werden volgende selectiecriteria vooropgesteld :

- Terreinen waar het proces van bosontwikkeling reeds geruime tijd aan de gang is;
- Terreinen waar binnen hetzelfde gebied/bodemstreek de vergelijking mogelijk is tussen aanplant en spontane ontwikkeling;
- Gebieden waar de effecten van aanpalend bos of zaadbomen op spontane bosontwikkeling kan worden onderzocht.

Vanuit het luik entomofauna werden volgende bijkomende preferenties vooropgesteld :

- Enclaves van voormalig landbouwgebied binnen of rechtstreeks grenzend aan bestaande natuurgebieden met potentiële bronpopulaties;
- Grotere natuurontwikkelingszones waar randeffecten vermoedelijk beperkt zijn (in vergelijking met kleinere gebieden);
- Gebieden waar reeds uit vroegere studies informatie voorhanden is m.b.t. potentiële bronpopulaties;
- Gebieden met percelen in verschillende stadia van ontwikkeling.

Uiteindelijk konden 8 locaties voor het onderzoek worden geselecteerd (zie Tabel 5). Het is zo dat alle locaties aan het merendeel van de gestelde voorwaarden voldoen. Toch bleek het zeer moeilijk om de eerste voorwaarde te vervullen : gebieden die al gedurende lange tijd spontaan verbossen, zonder menselijke tussenkomst. Oude spontane bossen zijn zeer zeldzaam en een aantal van de onderzochte spontane bossen zijn daarom noodgedwongen nog vrij jong. In 2 van de 8 gevallen kwam geen aanplanting in de buurt van de spontane verbossing voor, zodat het maken van een vergelijking niet mogelijk was. Ook kon maar zelden eerdere onderzoeksinformatie over een gebied worden gevonden.

## *2.2. Onderzoek van de bodemfauna*

Uit de 8 locaties werden er 2 geselecteerd waar met behulp van bodemvallen een onderzoek van de Entomofauna werd uitgevoerd (KBIN). Dit gebeurde te Ename en in het Heidebos/Stropersbos. Dit zijn grote en geïsoleerde natuurgebieden, waarvan bovendien al de meeste bruikbare onderzoeksinformatie beschikbaar was.

Voor de methodiek die gevolgd werd bij de bemonstering van de bodemfauna wordt verwezen naar het gedeelte van het eindverslag dat hiervoor door het KBIN werd opgemaakt.

Tabel 5 : Overzicht van de proeflocaties voor het vegetatieonderzoek.

<u>Bodemtype</u>	<u>Plaats en beschrijving</u>
<b>ZAND</b>	<p><b>1. Het Heidebos (Moerbeke-Waas/Wachtebeke) en Het Stropersbos (Kemzeke)</b> Akkerenclave van 1 ha, spontaan verbost met berk sinds 1996 (Heidebos) en een aanplanting van 1 ha met gemengd loofhout uit 1998 (Stropersbos), beide gelegen in oud Grove dennenbos en op vergelijkbare bodem.</p> <p><b>2. De Hutte (Houthalen)</b> 15 ha spontaan bos in diverse evolutiestadia (1970-1985), evenwel op minder bemeste grond.</p>
<b>LEEM</b>	<p><b>3. Bos 't Ename (Ename)</b> 2 ha spontane verbossing en 2 ha bebossing op akkerland uit 1995-1996. Beide grenzen aan het oude bosgedeelte van het Bos 't Ename.</p> <p><b>4. Sint-Maria-Oudenhove (Lierde)</b> 1 ha spontaan wilgenbos uit 1986, wel aan de randen beplant met inheemse bomen en struiken.</p> <p><b>5. De Rodeberg (Westouter)</b> Akkerenclave van 1,5 ha, deels aangeplant, deels spontaan verbost na mislukte inzaai met berk, beide in 1992.</p> <p><b>6. Het Alserbos (St-Martens-Voeren)</b> 15 ha spontaan bos en 15 ha aangeplant op akkerlanden en weilanden, daterend van 1984.</p> <p><b>7. Het Altenbroek ('s Gravenvoeren/Noorbeek)</b> 10 ha spontane verbossing uit 1996 op akker- en weilanden, waarop een extensieve begrazing met Gallowayrunderen geschiedt.</p>
<b>ALLUVIAAL</b>	<p><b>8. Vallei van de Grote Nete (Westerlo)</b> Spontaan wilgenstruweel van 1 ha met aangrenzend een populierenaanplanting, beide daterend van ca. 1975.</p>

### *2.3. Het vegetatieonderzoek*

Het vegetatieonderzoek gebeurde op elk van de 8 geselecteerde locaties. De bemonstering werd eenmalig uitgevoerd, gedurende de maanden mei, juni en juli 2001.

Voor het onderzoek van de kruidlaag werd gebruik gemaakt van vierkante proefvlakken. De grootte van de proefvlakken bedroeg 8 × 8 meter of 16 × 16 meter, naar gelang de grootte van het bos het toeliet of de heterogeniteit van de vegetatie dit vereiste. In ieder spontaan bos of aanplanting werd minstens 1 proefvlak uitgezet, maar indien de structuur of soortensamenstelling van de vegetatie in het horizontaal vlak duidelijke verschillen vertoonde, werden meer proefvlakken gekozen. In elk geval werd ook rond elke plaats waar bodemvallen voor het entomofaunaproject zijn uitgezet een proefvlak gelegd. Ook indien een spontaan bos of een aanplanting aan ouder bos grensde, werd daarin een proefvlak gelegd, omdat dit oudere bos kan fungeren als migratiebron van soorten en dus een mogelijk beeld toont van de toekomstige vegetatie in het jonge bos. Om dezelfde reden ging ook speciale aandacht naar de aanwezigheid van zaadbomen aan de rand van ieder proefterrein. In totaal komt het aantal proefvlakken op 32. Te

Ename werd gebruik gemaakt van een meer gedetailleerde proefopzet, waarbij aan de proefvlakken 2 transecten zijn gekoppeld. Meer details hierover zijn te vinden in het hoofdstuk waarin de case-study rond de proeflocatie te Ename wordt behandeld (cf. 3.2.1).

Het centraal punt van de grote proefvlakken werd telkens gekozen op 20 meter van de rand van het perceel om randeffecten te vermijden. De proefvlakken werden zodanig gekozen dat verschillen in omgevingsvariabelen (historiek, leeftijd, isolatie, bodemeigenschappen, enz.) tussen het spontane bos en de aanplanting waarmee vergeleken werd zo beperkt mogelijk waren.

In ieder proefvlak werd een opname van de vegetatie uitgevoerd. Die bestond uit het noteren van de aanwezigheid van alle plantensoorten en het schatten van hun bedekking. Voor de bedekkingen werd gebruik gemaakt van de indeling in klassen volgens de bedekkingsschaal van Londo (zie Tabel 6). Het aantal individuen per soort werd hierbij niet genoteerd.

Tabel 6 : Bedekkingsschaal van Londo.

Symbol	Bedekking (%)
.1	<1
.2	1 tot 3
.4	3 tot 5
1-	5 tot 10
1+	10 tot 15
2	15 tot 25
3	25 tot 35
4	35 tot 45
5	45 tot 55
6	55 tot 65
7	65 tot 75
8	75 tot 85
9	85 tot 95
10	95 tot 100

Voor de beschrijving van de bestandsstructuur werd voor de uniformiteit gebruik gemaakt van de methodiek die ook bij de Bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest is gevolgd (Bos & Groen, 1998). Die bestaat erin rond het centrum van ieder proefvlak 4 cirkelplots uit te zetten met een verschillende diameter (zie Fig. 3).

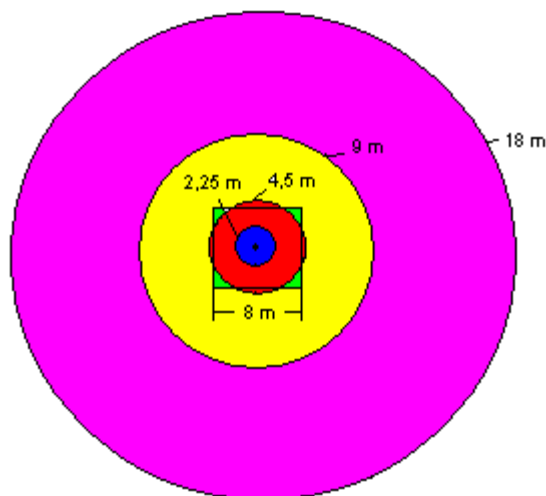


Fig. 3 : Cirkelplots ter karakterisatie van de bestandsstructuur, rond een 8 x 8 m proefvlak.

In de kleinste proefcirkel ( $R = 2,25$  m) werden van elke soort alle zaailingen geteld die kleiner zijn dan 2 meter. Hierbij werd van een indeling in 4 klassen gebruik gemaakt (zie Tabel 7). De zaailingen werden ook ingedeeld in 4 hoogteklassen (zie Tabel 8) en ook de manier waarop ze verdeeld zijn in de horizontale ruimte werd opgenomen (zie Tabel 9).

Tabel 7 : Aantalsklassen voor getelde zaailingen.

Symbol	Aantal zaailingen
Exact aantal	<10
B	10 tot 20
C	20 tot 40
D	>40

Tabel 8 : Hoogteklassen gebruikt voor indeling van zaailingen.

Hoogteklasse	Naam
0	niet bepaald
1	0-49 cm
2	50-99 cm
3	100-149 cm
4	150-199 cm

Tabel 9 : Verdelingsklassen gebruikt voor zaailingen.

Verdelings-klasse	Naam
0	niet bepaald
1	verspreid
2	groepsgewijs
3	homogeen

In de tweede proefcirkel ( $R = 4,5$  m) werden enkel bomen en struiken met een omtrek kleiner dan 22 cm en een hoogte van meer dan 2 meter opgenomen. Van iedere boom werd de exacte diameter op borsthoogte bepaald en er werd genoteerd of de boom dood of levend was.

In de derde proefcirkel ( $R = 9$  m) werden de jonge bomen bemonsterd, met een diameter tussen 22 en 122 cm. De grootste proefcirkel ( $R = 18$  m) diende om de oude bomen, met diameter groter dan 122 cm, te inventariseren. Voor de bomen in de cirkels 3 en 4 werden dezelfde parameters bepaald, namelijk de diameter op borsthoogte, de hoogte en de vitaliteit (levend of dood).

Het werken met 4 proefcirkels was uiteraard alleen nodig indien het bos al een voldoende hoge leeftijd had bereikt. Bij jonge en zeer jonge bestanden kon meestal volstaan worden met 2 of 3 cirkels, soms zelfs met alleen de kleinste cirkel. In een aantal bossen werden de zaailingen in het ganse proefvlak geteld, omdat een aantal soorten zeer verspreid voorkwamen en met de bemonstering in de kleinste cirkel niet zouden teruggevonden worden.

Vervolgens werd ook de totale bedekking van de kruidlaag, de struiklaag en de boomlaag ingeschat. Voor de kruidlaag kon die ter controle vergeleken worden met de som van de bedekking van de individuele soorten. Uit de gegevens van de 3 grootste proefcirkels werden ook het stamtaal (bomen/ha) en het grondvlak ( $m^2/ha$ ) berekend.

Aanvullend bij het vegetatieonderzoek werden ook centraal in ieder proefvlak twee digitale foto's genomen met een fish-eye-lens. Deze foto's werden

naderhand verwerkt met het programma Hemiview, Canopy Analysis Software, Versie 2.1 (1998). Dit liet toe de dichtheid van het kronendak te bepalen en daardoor ook de lichthoeveelheid op de bosbodem in te schatten. Ook een schatting van de Leaf Area Index (LAI) was hiermee mogelijk.

## 2.4. *Het bodemonderzoek*

Omdat de standplaats zonder uitzondering een zeer belangrijke factor is in de verklaring van de soortensamenstelling van een vegetatie, werd besloten ook bodemstalen te nemen. Dit gebeurde op 7 van de 8 locaties, alleen in het Altenbroek werden geen stalen genomen. In ieder proefvlak werd at random 10 keer een volume grond uitgestoken met een guts, waarna de inhoud tot een mengmonster werd gecombineerd. De staalname gebeurde in de oppervlakkige bodemlaag, tussen 5 en 20 cm diepte, omdat de eigenschappen van die laag het meest van belang zijn voor de vestiging van planten.

Naast de bodemstaalname werd ook een profielboring uitgevoerd, om te kijken op welke diepte de gley- of roestverschijnselen beginnen. Dit geeft een idee van de hoogste stand van de grondwatertafel, die voor plantengroei belangrijk is. Er werd geboord tot op een maximale diepte van 75 cm.

In het laboratorium van het IBW werden vervolgens voor elk bodemstaal de pH-CaCl<sub>2</sub>, het organische stikstofgehalte, het totaal fosforgehalte, het totaal gehalte aan organische koolstof en de textuursamenstelling van de bodem bepaald. In het Laboratorium voor Bosbouw te Gontrode werd bijkomend het gehalte aan plantopneembaar P en Ca gemeten.

De bepaling van pH-CaCl<sub>2</sub> wordt tegenwoordig geprefereerd boven de pH-H<sub>2</sub>O. De reden is dat de bepaling stabiel is en minder afhankelijk is van de recente bemesting die op de bodems heeft plaatsgevonden (Hendershot *et al.*, 2000). Bovendien zou de pH-CaCl<sub>2</sub> het best de situatie in de bodem onder veldomstandigheden weergeven. Door de toevoeging van het zout ligt de gemeten pH 0,5 eenheden lager dan bij de meting in zuiver water.

Het stikstofgehalte werd bepaald met de methode van Kjeldahl (natte oxidatie). De methode die hier gebruikt is, geeft de som van de organische en de ammoniakale stikstof, de stikstof aanwezig als nitriet en/of nitraat wordt niet mee bepaald (McGill & Figueiredo, 2000).

De meting van het totaal fosforgehalte gebeurde met een ICP-AES Liberty Series II.

Voor de bepaling van plantopneembaar P en Ca werd telkens een 1/5 extractie met ammoniumacetaat-EDTA uitgevoerd. Voor de meting van P werd het extract vervolgens gekleurd door toevoeging van 3 ml + 1 ml Scheel I en II en 2 ml Scheel III. De bepaling gebeurde colorimetrisch, met een CARY 50 instrument, aan de hand van een standaardcurve en een blanco per staal (kleur van het extract zelf). Ca werd bepaald door Atoomabsorptie.

Voor de bepaling van het totaal gehalte aan organische koolstof werd een SSM-5000A Solid sample combustion unit in combinatie met een TOC-VCS/TOC-VCP analyzer gebruikt (merk Shimadzu). Deze toestellen zijn in staat op efficiënte wijze moeilijk afbreekbare en onoplosbare macromoleculaire organische componenten te oxideren, waardoor een zeer volledige bepaling van het koolstofgehalte mogelijk is.

De textuur van elk bodemstaal werd gekarakteriseerd door de percentages van de fracties zand (> 50 µm), leem (2 tot 50 µm) en klei (< 2 µm) te bepalen. Deze fracties werd gemeten door middel van laserdiffractie, met een Coulter LS 200. Dit toestel kan deeltjes bepalen met een grootte van 0,4 µm tot 2000

$\mu\text{m}$ . Er 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.

## HOOFDSTUK 3 : CASE-STUDIES

### 3.1. Locaties op zandgronden

#### 3.1.1. Heidebos (Moerbeke-Waas/Wachtebeke) en Stropersbos (Kemzeke)

Het Heidebos is gelegen op het grondgebied van de gemeenten Moerbeke-Waas en Wachtebeke. Het is een groot aaneengesloten natuurgebied, gelegen op de zuidelijke helft van de Vlaamse Hoge Zandrug. Grote delen van het gebied staan al op de Ferrariskaart (1775) als bos ingekleurd en zijn vermoedelijk tot op heden altijd bebost gebleven. In de loop van de 19de eeuw werd op een groot deel van de oppervlakte begonnen met het natuurlijke vegetatietype, zijnde een afwisseling van zuur eiken-berkenbos (*Quercus-Betulinum*) en droge heide met Pijpestrootje (*Molinia caerulea*), te vervangen door homogene naaldhoutaanplantingen van Grove den (*Pinus sylvestris*), Corsikaanse den (*Pinus nigra*) en Fijnspar (*Picea abies*). Tijdens WO II werd door de Duitse bezetters een klein gedeelte tijdelijk ontbost voor de aanleg van een militair vliegveld, de rest bleef evenwel van kapping gespaard. Het gaat om een gedeelte van het bos ten oosten van de huidige waterwinningsas, geheel op het Moerbeekse grondgebied tot aan de bebouwing op Terwestvaart te Moerbeke. Kort daarna werd dit stuk heraangeplant. In de jaren 1960 werd de Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) in het gebied geïntroduceerd. Deze soort heeft zich sindsdien exponentieel uitgebreid en maakt plaatselijk elke verjonging van andere bomen en struiken onmogelijk. Toch zijn in het gebied nog vele natuurwaarden aanwezig en in 1996 werden 160 ha officieel erkend als natuurreservaat, in eigendom van Natuurpunt vzw. Het huidige beheer voorziet in een geleidelijke omvorming van de homogene naaldboombestanden naar gemengd loofhout, waarbij zo veel mogelijk gebruik wordt gemaakt van natuurlijke verjonging. De Amerikaanse vogelkers wordt bestreden door de stammen dicht bij de grond af te zetten en de stobben in te smeren met glyfosaat, doch met wisselend succes. Daarnaast bevordert men het herstel van de resterende heidevegetatie, aan de hand van een extensieve begrazing met 8 Gallowayrunderen op een oppervlakte van 94 ha. Centraal in het oude bosgedeelte van het Heidebos ligt een verlaten akkerlandenclave van ongeveer 1 ha groot, die tot en met 1995 werd bebouwd en het jaar nadien in het reservaat werd geïntegreerd (zie Fig. 4). Het perceel is rechthoekig en is aan vier zijden begrensd door oude bestanden van Grove den. Sinds de aankoop wordt op het terrein een nulbeheer gevoerd, waardoor een spontane verbossing op gang is kunnen komen. Het perceel valt ook buiten het vermelde begrazingsblok. De bodem wordt gekenmerkt door de bodemseries Zag en Zbg. Dit zijn zeer droge zandgronden, waaraan bovendien snel water wordt onttrokken door een plaatselijke grondwaterwinning tot op 7 meter diepte, langsheen een as die het bos in het midden doorkruist.

In het Heidebos zelf en in de omgeving errond kon nergens een jonge aanplanting voor een vergelijkende studie van de vegetatie gevonden worden. Daarom diende verderop een aanplanting op geschikt terrein te worden gezocht, zijnde een terrein met gelijkaardige bodemkarakteristieken en gebruiksgeschiedenis, dat eveneens in oud bos gelegen was. De dichtstbijzijnde aanplanting die aan deze voorwaarden voldeed, werd gevonden in het Stropersbos te Kemzeke, ongeveer 14 km ten noordoosten van het Heidebos gelegen (zie Fig. 5). Het Stropersbos situeert zich net als het Heidebos op delen van de Vlaamse Hoge Zandrug en heeft bijna identieke bodemeigenschappen. De aanplanting is 1 ha groot en gebeurde in 1998 met gemengd loofhout, eveneens op voormalig akkerland. Het perceel is aan 3 zijden omringd door Grove dennenbestanden van ongeveer dezelfde leeftijd als die in het Heidebos. Hoewel de bodemkaart de series Zag en Zcp vermeldt,

zijn de bodems merkbaar vochtiger dan die in het Heidebos omdat hier minder intensief aan grondwaterwinning wordt gedaan.



Fig. 4 : Ligging van het spontaan beboste perceel in het Heidebos (Moerbeke-Waas/Wachtebeke).

### 3.1.1.1. Proefopzet

Voor de vergelijkende vegetatiestudie werden in totaal 6 proefvlakken van  $8 \times 8$  m gebruikt, waarin de vegetatie en de structuur van het boombestand werden opgenomen. Zowel in de aanplanting als in het spontane bosgedeelte werden telkens 2 proefvlakken gekozen, in het aangrenzende Grove dennenbos telkens 1 als referentie.

De proefvlakken in het Heidebos bevinden zich op ongeveer 40 m ten noorden van de toegangsweg (zie Fig. 4). De proefvlakken 14 en 15 liggen op 20 m van de grens tussen het spontane bos en het referentiebos, proefvlak 16 op 10 m van de grens.

In het Stropersbos ligt 1 proefvlak (17) in het verlengde van de toegangsweg, op 20 m afstand (zie Fig. 5). De andere 2 proefvlakken (18 en 19) bevinden zich 30 m zuidelijker, aan weerszijden van de grens tussen de aanplanting en het referentiebos, op 20 m afstand.

Alle proefvlakken liggen geïoriënteerd met de diagonaal loodrecht op de grens tussen het referentiebos en respectievelijk het spontane bos en de aanplanting.



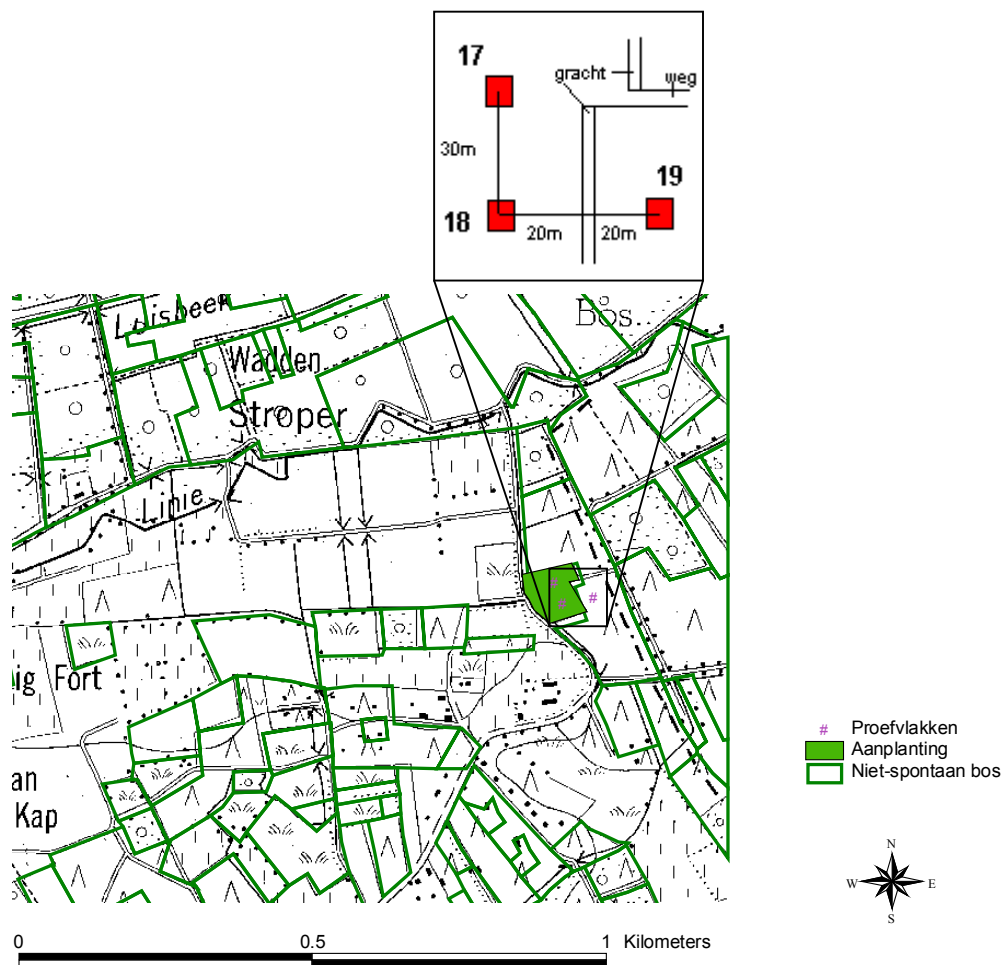


Fig. 5 : Ligging van de aanplanting aan de rand van het Heidebos (Kemzeke).

### 3.1.1.2. De referentiebestanden

De bosbestanden die in het Heidebos en Het Stropersbos als referentie werden gekozen, vertonen opvallende gelijkenissen qua structuur en soortensamenstelling (zie Tabel 11). Beide percelen zijn homogene aanplantingen van Grove den (*Pinus sylvestris*) (zie Fig. 6). Ze zijn bij benadering van dezelfde leeftijd, gezien de gemiddelde diameters (resp. 19,3 en 23,4 cm) en boomhoogtes (resp. 15,7 en 19,9 m) van de Grove dennen zeer dicht bij elkaar liggen.

De Grove den zelf lijkt zich zowel in het Heidebos als in het Stropersbos niet te verjongen, maar wel hebben zich op beide locaties tussen de dennen spontaan een aantal loofbomen gevestigd. In beide gevallen betreft het slechts een klein aandeel loofhout, met een bedekking van niet meer dan 2 %, maar dat eventueel toch als zaadbron kan functioneren of gefunctioneerd hebben voor de kolonisatie van respectievelijk de aanplanting en het spontane bos. In het Stropersbos komt alleen Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) voor in de onderetage. In het Heidebos gaat het om enkele oudere exemplaren van Berk (*Betula spp*), naast een vrij groot aantal jonge zaailingen van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*). Omdat de Amerikaanse vogelkers sterk in opmars was in het gebied, werden alle grotere exemplaren enkele jaren geleden uit het bestand verwijderd in het kader van de grote integrale bestrijdingscampagne.

Naast de loofbomen binnen het dennenbestand groeit in beide gevallen een smalle zoom van loofbomen op de grens tussen het referentiebos en het studieperceel. Dit is telkens ter hoogte van een ondiepe gracht, die in het Heidebos omwille van de voortschrijdende verdroging geen water meer voert. In het Heidebos bestaat de randbomengordel uit Boswilg (*Salix caprea*), Berk (*Betula spp*), Zomereik (*Quercus robur*), Grauwe abeel (*Populus canescens*) en Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), in het Stropersbos komt alleen Zomereik en berk voor. Ook deze bomen zijn voldoende oud om voor bezaaiing te kunnen zorgen.

De bodem in beide referentiebossen is zandig en droog, met een vrij diepe grondwatertafel (> 75 cm). Uit de pH-metingen blijkt dat de bodem sterk verzuurd is (pH-CaCl<sub>2</sub> 3,24 in het Heidebos en pH-CaCl<sub>2</sub> 3,23 in het Stropersbos) met een hoge C/N-verhouding (zie Tabel 10). De humus die met deze condities overeenstemt is van het vrij ruwe tot ruwe type (overgang tussen Moder en Mor). De gemeten stikstof- en fosforgehaltes zijn laag, wat de schraalheid van de bodems aantoont. In bossen op extreme standplaatsen zoals deze, die tegelijk voedselarm, zuur en droog zijn en waar een dikke ruwe strooisellaag voorkomt, kunnen alleen aangepaste soorten overleven. Dit verklaart waarom de kruidvegetatie van beide dennenbestanden zeer soortenarm is. Alleen Braam (*Rubus fruticosus*) en Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) halen hoge bedekkingen en ook Valse salie (*Teucrium scorodonia*) is een algemene soort (zie Tabel 11 en Fig. 7).



Fig. 6 : Referentiebstand van Groveden (*Pinus sylvestris*) (Heidebos, proefvlak 14).



Fig. 7 : Onderetage van Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Braam (*Rubus fruticosus*) en Valse salie (*Teucrium scorodonia*) (Stropersbos, proefvlak 19).

### 3.1.1.3. Het spontane bos

De verjonging in het spontane bos bestaat voor meer dan 95 % uit berk (zie Fig. 8 en 9, Tabel 11). Het gaat bijna uitsluitend om Ruwe berk (*Betula pendula*), die meer thuishoort op droge bodems dan de Zachte berk (*Betula pubescens*). Hier en daar is tussen de berken een jonge Boswilg (*Salix caprea*) te zien. Het aantal wilgenzaailingen is duidelijk groter nabij de grens van het perceel met het referentiebos, wat erop wijst dat ze afkomstig zijn van de daar gesitueerde moederbomen. Zaailingen van Amerikaanse vogelkers (*Purnus serotina*) werden binnen het perceel nog niet waargenomen, ondanks de vrij grote aantallen die verspreid in het Grove dennenbestand te vinden zijn. Ook de Zomereik (*Quercus robur*), de Amerikaanse eik (*Quercus*

Tabel 10 : Bodemgegevens voor de verschillende proeflocaties.

Plaats	Nr	Fysico-chemische karakteristieken										Textuur			Kronendak			
		GWT	kj-N	Totaal P	Opn P	Opn Ca	TOC	pH-CaCl2 en beoordeling		C/N	C/P	Beoordeli ng	Klei	Leem	Zand	Symbool	LAI	Open
		cm	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%						%	%	%			%
<u>Ename</u>																		
Spontaan wintergerst	1	50	0,119	508,36	53,30	1436	1,177	5,28	matig zuur	9,89	220,8		13,2	54,3	32,5	L	1,574	19,1
Spontaan wintertarwe	2	40	0,144	357,75	36,67	2804	1,383	6,12	zwak zuur	9,60	377,2		16,5	50,0	33,5	L	0,352	62,3
Referentie spontaan	3	45	0,184	326,8	19,13	656	2,187	3,83	zeer sterk zuur	11,89	1143,1	P-lim	11,2	54,4	34,4	L	1,878	13,6
Aanplanting	4	40	0,218	542,69	28,89	1875	2,349	5,29	matig zuur	10,78	813,2	P-lim	15,3	54,1	30,6	L	2,208	11,7
Referentie aanplanting	5	55	0,151	401,15	16,10	614	1,844	3,94	zeer sterk zuur	12,21	1145,5	P-lim	12,4	51,0	36,6	L	1,790	15,3
<u>Alsterbos</u>																		
Aanplanting Zomereik	6	>75	0,163	530,06	10,47	1187	2,581	5,19	matig zuur	15,83	2464,7	P-lim	22,1	69,8	8,1	A	3,572	39,5
Spontaan akker 1	7	>75	0,139	715	30,02	672	2,673	4,66	sterk zuur	19,23	890,3	P-lim	18,9	63,7	17,4	L	2,252	12,7
Aanplanting beuk	8	>75	0,249	736,71	39,12	868	4,99	4,2	sterk zuur	20,04	1275,6	P-lim	24,2	61,9	13,9	A	5,155	0,7
Aanplanting kers	9	>75	0,334	483,12	7,81	844	5,712	4,33	sterk zuur	17,10	7318,1	P-lim	18,5	55,8	25,7	L	1,668	19,1
Spontaan akker 2	10	>75	0,154	595,57	37,86	1302	2,856	5,44	matig zuur	18,55	754,3	P-lim	17,2	57,2	25,6	L	2,179	11,9
Spontaan akker 3	11	>75	0,169	599,01	35,07	1765	3,518	5,51	matig zuur	20,82	1003,2	P-lim	19,6	59,6	20,8	L	2,644	10,4
Aanplanting gemengd	12	>75	0,196	869,61	52,37	875	3,671	4,63	sterk zuur	18,73	701,0	P-lim	19,0	58,0	23,0	L	2,063	11,7
Spontaan akker 4 (halfopen)	13	>75	0,215	826,88	51,52	1014	4,028	4,77	sterk zuur	18,73	781,8	P-lim	19,2	65,4	15,4	L	1,039	34,1
<u>Heidebos</u>																		
Referentie	14	>75	0,156	405	51,96	7,4	2,836	3,24	zeer sterk zuur	18,18	545,8		4,0	10,2	85,8	Z	1,875	16,1
Spontaan 1	15	>75	0,11	817,73	66,91	76	1,55	3,92	zeer sterk zuur	14,09	231,7		3,6	7,2	89,2	Z	0,719	44,6
Spontaan 2	16	>75	0,114	962,81	80,34	78	1,931	3,88	zeer sterk zuur	16,94	240,4		4,3	5,8	89,9	Z	2,004	18,3
<u>Stroperbos</u>																		
Aanplanting 1	17	>75	0,106	1072,2	113,6	518	1,282	4,99	sterk zuur	12,09	112,8		4,1	8,6	87,4	Z	0,377	61,8
Aanplanting 2	18	>75	0,11	837,91	73,90	274	1,421	4,44	sterk zuur	12,92	192,3		5,6	10,7	83,7	Z	0,457	56,8
Referentie	19	>75	0,105	180,04	26,80	5	1,672	3,23	zeer sterk zuur	15,92	623,9		5,1	11,8	83,1	Z	1,777	16,0
<u>De Hutte</u>																		
Referentie Kelchterhoef	20	>75	0,101	107,51	4,90	4,3	2,594	3,49	zeer sterk zuur	25,68	5297,8	N/P-lim	6,1	15,5	78,4	S	2,589	12,2
Spontaan weiland	21	>75	0,095	94,466	7,61	69,2	2,701	3,34	zeer sterk zuur	28,43	3551,0	N/P-lim	5,1	13,5	81,4	S	2,707	12,0
Spontaan berk	22	>75	0,77	391,01	6,13	116	19,22	3,3	zeer sterk zuur	24,96	31345	N/P-lim	10,2	22,2	67,6	S	2,196	12,3
<u>St-Maria-Oudenhove</u>																		
Spontaan wintergerst	23	75	0,162	753,96	107,6	1902	1,685	5,57	matig zuur	10,40	156,5		14,8	72,6	12,6	A	2,214	13,0
Spontaan haver	24	75	0,144	617,68	64,30	1779	1,556	5,9	matig zuur	10,81	242,0		14,1	72,6	13,3	A	2,418	11,9
<u>Grote Nete</u>																		
Spontaan	25	0	0,265	14398	58,66	1378	4,001	4,46	sterk zuur	15,10	682,0		22,5	45,2	32,3	E	1,370	28,2
Populier	26	0	0,307	9618,2	61,69	1402	4,561	4,28	sterk zuur	14,86	739,4	P-lim	18,3	34,6	47,1	E	1,442	22,4
<u>Rodeberg</u>																		
Referentie	27	>75	0,265	597,15	13,50	167	3,897	3,27	zeer sterk zuur	14,71	2887,2	P-lim	10,7	41,3	48,0	L	2,260	12,2
Spontaan	28	>75	0,115	518,63	12,51	714	1,072	4,39	sterk zuur	9,32	856,9	P-lim	13,6	65,3	21,1	L	2,537	11,1
Aanplanting	29	>75	0,094	596,78	28,15	674	0,8688	4,3	sterk zuur	9,24	308,6		7,9	41,5	50,6	P	2,101	11,2

*rubra*) en de Grauwe abeel (*Populus canescens*) hebben zich nog niet kunnen verjongen in het bestand, tenzij aan de uiterste randen, nabij de respectieve zaadbomen.



Fig. 8 : Spontaan berkenbos van 5 jaar oud met Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*) (Heidebos, proefvlak 15).



Fig. 9 : Spontaan berkenbos van 5 jaar oud met Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) (Heidebos, proefvlak 16).

De structuur van de natuurlijke verjonging is vrij homogeen. Het merendeel van de bomen is ongeveer 2 meter hoog en naar schatting 4 tot 5 jaar oud, zeer jonge zaailingen van berk zijn maar weinig te vinden. De succesrijke bezaaiing met berkenzaad heeft zich dus al voorgedaan in het jaar volgend op de stopzetting van het akkerlandgebruik. Over een aanzienlijk deel van de oppervlakte (>90%) staan de berkenzaailingen zeer dicht op elkaar, maar verspreid komen ook een aantal kleine open plekken voor. Gemiddeld staan er meer dan 50.000 bomen per ha. De twee proefvlakken waarin de vegetatie werd opgenomen, overlappen elk zowel een open als een meer gesloten gedeelte van het spontane bos. Hoewel de gemiddelde bedekking van de boomlaag op beide plaatsen gelijk is (25%), verschilt het aandeel van de hemisfeer dat op de foto's onbedekt is duidelijk tussen beide proefvlakken (44,6% t.o.v. 18,3%). De verklaring hiervoor is dat het middelpunt van proefvlak 15 toevallig in een open plek lag, terwijl het middelpunt van proefvlak 16 voor een groot deel door de jonge bomen overschermd werd. Dit toont dat de gemeten bedekking op de hemisferische foto's sterk afhankelijk is van de toevallige verdeling van de bomen op het terrein en dat in heterogene bestanden waarschijnlijk een groot aantal metingen nodig zijn om een stabiel gemiddelde te bekomen.

De kruidlaag bestaat bijna uitsluitend uit pioniersoorten (zie Tabel 11). Waar de berkenverjonging dicht is, blijft de kruidlaag weinig ontwikkeld, maar op de opener stukken haalt ze hoge bedekkingen. Het zijn vooral overblijvende planten die domineren, met Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*), Braam (*Rubus fruticosus*) en Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) als meest abundante soorten. Eenjarige planten komen veeleer sporadisch voor en halen nergens hoge bedekkingen. De drie soorten die domineren in het referentiebos, met name Valse salie (*Teucrium scorodonia*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) en Braam (*Rubus fruticosus*), komen ook reeds in het spontane bos voor, zij het onder veel lagere bedekkingen. Langsheen de grens met het referentiebos, in de buurt van de ondiepe gracht, staan nog Gewone wederik (*Lysimachia vulgaris*) en Liggend hertshooi (*Hypericum humifusum*), soorten die eerder vochtige standplaatsen verkiezen. Uit de bodemanalyses blijkt duidelijk dat het akkerland veel meer fosfor bevat dan de ondergrond van het referentiebos (zie Tabel 10). Ondanks de hoge

Tabel 11 : Vegetatieopnames in het Heidebos (Moerbeke-Waas) en in het Stropersbos (Kemzeke).

	<u>Heidebos (Moerbeke-Waas)</u>			<u>Stropersbos (Kemzeke)</u>		
	Ref	Spont 1	Spont 2	Ref	Aanpl 1	Aanpl 2
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>						
<i>Rubus fruticosus</i>	5	3	1+	3	.1	.1
<i>Dryopteris dilatata</i>	.4	.1	.1	4		
<i>Teucrium scorodonia</i>	.2	.1	.1	1-		
<i>Agrostis capillaris</i>	.1	.1			.4	
<i>Chamerion angustifolium</i>		6	.4			
<i>Senecio jacobaea</i>		.4	5		.1	.2
<i>Epilobium parviflorum</i>		.1			.1	.1
<i>Epilobium spp</i>		.1	.2		.2	.1
<i>Urtica dioica</i>		.1			.1	.1
<i>Cerastium fontanum</i>			.1		.1	
<i>Cirsium vulgare</i>			.1			.1
<i>Hypericum humifusum</i>			.1			
<i>Hypericum perforatum</i>			.1			
<i>Poa annua</i>			.1			
<i>Rumex acetosella</i>			.1			
<i>Cirsium arvense</i>			*		1-	.2
<i>Lonicera periclymenum</i>			*			
<i>Lysimachia vulgaris</i>			*			
<i>Juncus effusus</i>					9	9
<i>Potentilla anglica</i>					.4	
<i>Holcus lanatus</i>					.2	.2
<i>Agrostis gigantea</i>					.1	
<i>Cirsium palustre</i>					.1	.1
<i>Mentha arvensis</i>					.1	
<i>Myosotis ramosissima</i>					.1	.1
<i>Ranunculus repens</i>					.1	
<i>Scrophularia nodosa</i>					.1	
<i>Trifolium repens</i>					.1	
<i>Lythrum salicaria</i>					*	*
<i>Rumex obtusifolius</i>						.2
<i>Humulus lupulus</i>						.1
<i>Lotus corniculatus</i>						.1
<i>Polygonum hydropiper</i>						.1
<i>Rumex acetosella</i>						.1
<i>Solanum nigrum</i>						.1
<i>Sonchus arvensis</i>						.1
<i>Stellaria media</i>						.1
<i>Lycopus europaeus</i>						*
<i>Plantago major</i>						*
<i>Stachys sylvatica</i>						*
<b>Aantal soorten</b>	4	9	15	3	19	23
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	55	95	70	75	100	100
<b>Boomlaag + Struiklaag (bedekkingen in %)</b>						
<i>Pinus sylvestris</i>	50**			50**		
<i>Betula spp</i>	2	25	25	*		<1
<i>Prunus serotina</i>	<1					
<i>Salix caprea</i>		<1	<1		<1	<1
<i>Populus canescens</i>			<1			
<i>Sorbus aucuparia</i>				<1		
<i>Quercus robur</i>				*	3**	3**
<i>Alnus glutinosa</i>					<1	
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	980	> 50.000		825		2.500
<b>Totale bedekking boom- en struiklaag (%)</b>	52	25	25	50	3	3
<b>Aandeel hemisfeer dat onbedekt is (%)</b>	16,1	44,6	18,3	16,0	61,8	56,8

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : aangeplante soort.



fosforgehaltes is de Grote brandnetel (*Urtica dioica*) maar heel sporadisch te vinden in het perceel (zie Tabel 11). Dit is te wijten aan het feit dat de Grote brandnetel algemeen maar weinig voorkomt in het Heidebos, omwille van de schraalheid van de bodems, en dus niet voor voldoende bezaaiing kon zorgen om het akkerland massaal te koloniseren.

#### 3.1.1.4. De aanplanting

De aanplanting aan de rand van het Stropersbos bestaat uit Zomereik (*Quercus robur*), waar groepjes van gemengd loofhout zijn in aangebracht (zie Fig. 10 en 11). Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Boskers (*Prunus avium*) en Zwarte els (*Alnus glutinosa*) zijn het sterkst vertegenwoordigd in de menging, verder staan er heel wat struiken, zoals Gelderse roos (*Viburnum opulus*), Kardinaalsmuts (*Euonymus europaeus*), Rozebottel (*Rosa rubiginosa*) en Hazelaar (*Corylus avellana*). Het gebruikte plantverband is 2x2 meter, wat neerkomt op een stamtal van 2.500 per ha. De enige beheersmaatregel die tot nu toe werd uitgevoerd is het maaien van een smalle strook (20 m) centraal in het perceel in 1999. De proefvlakken werden buiten deze zone gehouden. Een verschil met het spontane perceel in het Heidebos is dat dit perceel aan 3 kanten omringd is door een 2 meter brede gracht. Alleen aan de rand met het referentiebos is de gracht minder breed en staat hij ten tijde van de opname droog. De grachten vormen mogelijk een barrière voor de migratie van sommige plantensoorten naar het perceel.



Fig. 10 : Aanplanting met Zomereik (*Quercus robur*) van 3 jaar oud (Stropersbos, proefvlak 17).



Fig. 11 : Aanplanting met Zomereik (*Quercus robur*) van 3 jaar oud (Stropersbos, proefvlak 17).

Hoewel op de bodemkaart staat aangegeven dat zowel het grootste deel van de oppervlakte van de aanplanting als van de spontane verbossing op eenzelfde bodemtype (Zag) is gelegen, is in de praktijk de aanplanting veel vochtiger, een duidelijk gevolg van de sterke drainage in het Heidebos. Dit uit zich ook in de sterke dominantie van Pitrus (*Juncus effusus*) in de aanplanting, een soort die typisch is voor natte en gestoorde milieus. Er komen ook nog andere soorten voor die normaal op nattere plaatsen groeien, zoals Kruipganzerik (*Potentilla reptans*), Kale jonker (*Cirsium palustre*), Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*), Hop (*Humulus lupulus*), Waterpeper (*Polygonum hydropiper*), Grote kattestaart (*Lythrum salicaria*), Bitterzoet (*Solanum dulcamara*) en Wolfspoot (*Lycopus europaeus*). Behalve de Braam (*Rubus fruticosus*) zijn de andere kruidachtige soorten uit het referentiebos er nog niet in geslaagd zich in de aanplanting te vestigen. Ook de Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), die in het referentiebos veelvuldig als zaadboom en als zaailing voorkomt, heeft de sprong nog niet gemaakt. In

feite is er tussen de aangeplante bomen nog nauwelijks enige spontane verjonging van bomen en struiken tot stand gekomen. Dit ligt gedeeltelijk aan de jonge leeftijd van het bestand, maar mogelijk ook aan de tussenliggende gracht. Een bijkomende oorzaak zou de dominante aanwezigheid van Pitrus kunnen zijn, die bijna het volledige perceel overdekt (> 90 %). De concurrentie die dat met zich meebrengt is vermoedelijk zo groot dat zaailingen er niet in slagen te overleven.

### 3.1.1.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting

Hoewel de voedselrijkdom en de bodemtextuur van beide percelen vergelijkbaar zijn, bestaan er een aantal opvallende verschillen tussen de vegetatie in het spontane bos en die in de aanplanting. Beide hebben enkele gemeenschappelijke soorten, voornamelijk ruigtekruiden : Braam (*Rubus fruticosus*), Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*), Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en Speerdistel (*Cirsium vulgare*). De dominante soorten zijn evenwel duidelijk verschillend : Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*) en Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) in het Heidebos en Pitrus (*Juncus effusus*) in het Stropersbos. Dit is waarschijnlijk te wijten aan het verschil in vochtigheidstoestand van het terrein.

Verder valt op dat het totaal aantal soorten in het spontane bos veel beperkter is dan in de aanplanting, hoewel toch nog beduidend groter dan in het referentiebos. Dit is waarschijnlijk een gevolg van de natuurlijke evolutie, waarbij de lichthoeveelheid steeds verder afneemt naarmate de kroonsluiting van de bomen dichter wordt. De aanplanting is zeer jong en gebeurde in een ruim plantverband van 2x2 m. De overscherming van de bomen is nog zeer gering (3%), waardoor er tot op heden nog geen soorten zijn verdwenen ingevolge lichtgebrek. Het berkenbos daarentegen is 3 jaar ouder, heeft een veel hoger stamtal (50.000 t.o.v. 2.500 bomen/ha) en is daarom al meer gesloten (25% bedekking) en dus donkerder. Dit wordt ook getoond door het percentage van de hemisfeer dat onbedekt is (gemiddeld 59,3% en 31,45% voor respectievelijk de aanplanting en het spontane bos) op de hemisferische opnames (zie Tabel 11). Uit Tabel 10 blijkt ook dat de bodem in het spontane bos zuurder is dan in de aanplanting, wat met een meer extreem groeimilieu overeenstemt (respectievelijk pH-CaCl<sub>2</sub> 3,90 in het spontane bos t.o.v. pH-CaCl<sub>2</sub> 4,72 in de aanplanting). Ook het feit dat er in de aanplanting meer bodemvocht beschikbaar is, houdt mogelijk verband met de grotere soortenrijkdom die daar te vinden is. Het overgrote merendeel van de soorten aldaar zijn in ieder geval lichtvereisende pioniersoorten, die in de loop van de tijd vervangen zullen worden door meer schaduwtolerante soorten. De typische bossoorten uit het referentiebos, zijnde Braam (*Rubus fruticosus*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) en Valse salie (*Teucrium scorodonia*), zijn in dit vroege stadium nog maar nauwelijks aanwezig (spontaan bos) of ontbreken nog volledig (aanplanting).

### 3.1.1.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Het spontane jonge berkenbos in het Heidebos toont duidelijk dat bosuitbreiding op zandige akkerlanden in dit gebied goed mogelijk is zonder gebruik te maken van kunstmatige verjonging en dat hierbij dadelijk een natuurlijk pionierbostype kan ontstaan. Op deze droge zandige bodems is het natuurlijke bostype het zure eiken-berkenbos (*Quercus-Betulinum*), en de ontwikkeling van een homogeen berkenbos in een eerste fase is dus een goede stap in de richting daarvan. Vermits ook de Zomereik (*Quercus robur*) in het gebied overal goed verjongt, is het waarschijnlijk dat deze soort ook spoedig in het perceel zal opduiken. Andere soorten, die mogelijk als bijmenging kunnen verschijnen, zijn Tamme kastanje (*Castanea sativa*) en Trilpopulier (*Populus canescens*). Ook dient rekening gehouden te worden met de Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), die in staat is de berk op

efficiënte wijze te onderdrukken indien hij niet bestreden wordt. Hoewel de soort nog niet in het perceel werd waargenomen, blijft het mogelijk dat ze in een latere fase alsnog haar intrede zal doen.

De spontane verbossing verloopt hier zeer dens en gelijkjarig over het merendeel van de oppervlakte. Hierdoor voltrekt de kroonsluiting zich snel, wat echter na langere tijd ook het geval is bij een aanplanting. Op termijn lijkt met de onderzochte jongere aanplanting dan ook alleen de dominante boomsoort te zullen verschillen : berk in het spontane bos en Zomereik in de aanplanting. Het feit dat de aanplanting soortenrijker is dan het spontane bos wordt dan ook voornamelijk verklaard doordat het een stuk donkerder is in het spontane bos en deels ook door het verschil in uitgangssituatie tussen beide terreinen.



### 3.1.2. De Hutte (Houthalen-Helchteren)

Te Houthalen-Helchteren ligt ongeveer 15 ha spontaan bos, verdeeld over twee aaneengrenzende percelen die door een brede autoweg van elkaar gescheiden zijn. Het eerste terrein grenst aan een ouder bosgedeelte dat deel uitmaakt van het recreatiedomein Kelchterhoef, eveneens daarvan gescheiden door een verharde weg (zie Fig. 12). Op het grootste deel van de oppervlakte is de spontane bosontwikkeling al ongeveer 30 jaar bezig. De gronden zelf waren voorheen een schakering van natte en droge weilanden, die weliswaar nooit zwaar bemest zijn geworden. Plaatselijk zijn enkele oude vennen terug te vinden, waarvan het veen deels is verdroogd en veraard. Op een klein deel van de oppervlakte is de bodem grondig verstoord. Het betreft een locatie die ooit diende als stortplaats voor inerte afvalstoffen (zie Fig. 12). Er werd op gelet deze plek buiten het onderzoek te houden. Momenteel kent het terrein een nulbeheer, alleen de oprukkende Amerikaanse vogelkers werd er enkele jaren geleden uit verwijderd. Het tweede terrein, aan de overzijde van de weg naar Zwartberg, toont een jongere versie van het eerste. De spontane verbossing startte er rond 1985. Een gedeelte van de oppervlakte bevindt zich al in een secundaire successiefase doordat er zich een paar jaar geleden een bosbrand heeft voorgedaan, waarna herkolonisatie door bomen en struiken kon gebeuren (zie Fig. 11). Er werd op gelet ook deze plek buiten het onderzoek te houden. Alle bodems in het gebied zijn zandgronden, bijna overal met een humus/ijzer-B-horizont. In de ondergrond komt een moeilijk doorlaatbare leemlaag voor waarvan de diepte varieert van 0,5 tot enkele meter, waardoor er een vrij brede range van drainageklassen voorkomt. De meest frequente bodemseries zijn Zbg, Zcg, Zdg en Zeg.

#### 3.1.2.1. Proefopzet

In totaal werden 3 proefvlakken van 8 × 8 meter uitgezet, 1 in het referentiebos (20) en 2 in de spontaan verboste percelen (21 en 22) (zie Fig. 12). De proefvlakken 20 en 21 bevinden zich op 50 m van het kruispunt, op 15 m afstand aan weerszijden van de weg. Proefvlak 21 bevindt zich op 40 m van het kruispunt, op 20 m ten zuiden van de weg naar Zwartberg. In alle proefvlakken gebeurde een opname van de vegetatie, alsook van de structuur van het boombestand in cirkelplots (zie Tabel 12).

#### 3.1.2.2. Het referentiebos

Het bos dat als referentie werd gekozen is eigendom van de Gemeente Houthalen-Helchteren en werd in 1956 aangeplant op vroegere heideterreinen. Ter hoogte van het proefvlak bestaat de ondergrond uit een droge Zbg-bodem, de hoogste stand van de grondwatertafel bevindt zich op meer dan 75 cm diepte. De bodem is duidelijk arm, zowel N als P zijn limiterend voor de plantengroei (zie Tabel 10) De boomlaag bestaat uit gemengd loofhout met Zomereik (*Quercus robur*) en Berk (*Betula spp*) als hoofdboomsoorten (zie Tabel 12 en Fig. 13). Verspreid komen ook Tamme kastanje (*Castanea sativa*), Grove den (*Pinus sylvestris*) en Beuk (*Fagus sylvatica*) voor. De struiklaag is nauwelijks ontwikkeld. In de kruidlaag domineert de Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*), daarnaast komt ook de Rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*) vaak voor. De Rode bosbes behoort tot de rodelijstsoorten en wordt als potentieel bedreigd aanzien. Verder staat er heel wat Struisgras (*Agrostis spp*), waarvan echter niet de precieze soort werd bepaald. Op enkele plaatsen groeit Struikheide (*Calluna vulgaris*) in verspreide groepjes en meer naar de bosrand toe duikt Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) op. Alle soorten uit de kruidlaag zijn typisch voor bossen of heide op droge, zure en voedselarme gronden. Opvallend is dat alle boomsoorten die in de boomlaag aanwezig zijn er min of meer in slagen zich in het bos te



Fig. 12 : Ligging van de spontane bossen in De Hutte (Houthalen-Helchteren).



Fig. 13 : Referentiebos van Zomereik (*Quercus robur*) en Berk (*Betula spp*) met Rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*), Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) en Struikheide (*Calluna vulgaris*) (Kelchterhoef, Houthalen-Helchteren, proefvlak 20).



Fig. 14 : Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*).

verjongen. De meeste zaailingen in het proefvlak zijn van Tamme kastanje, maar ook Grove den en Zomereik zijn goed vertegenwoordigd. De Berk daarentegen lijkt wat meer moeite te hebben.

Vroegere inventarisaties in het domein vermelden ook Wintereik (*Quercus petraea*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), Vogelkers (*Prunus padus*), Corsikaanse den (*Pinus nigra*), Lork (*Larix decidua*) en Fijnspar (*Picea abies*) als boomsoorten en verder Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*), Smalle stekelvaren (*Dryopteris carthusiana*) en Vlier (*Sambucus nigra*) als aanwezige soorten (Surinx, 1996).

Aan de overzijde van de weg naar Zwartberg worden de spontane verbossingen begrensd door bestanden van voornamelijk Grove Den (*Pinus sylvestris*) en gemengd loofhout met vooral Berk (*Betula spp.*), Zomereik (*Quercus robur*) en Tamme kastanje (*Castanea sativa*).

### 3.1.2.3. De spontaan verboste terreinen

Het bostype dat op het eerste terrein spontaan tot stand is gekomen bestaat uit een afwisseling van elzenbos (*Alnion glutinosae*) en eiken-berkenbos (*Quercu-Betulinum*). Het proefvlak werd gekozen in het gedeelte dat tot het eiken-berkenbos behoort, omdat het direct aan het referentiebos grenst (zie Fig. 15 en 16). De bodem ter hoogte van het proefvlak is net als in het referentiebos een droge Zbg-grond. De bodem is al zichtbaar geëvolueerd tot een echte bosbodem met een dikke strooisellaag.

De soortensamenstelling van de spontane vegetatie is zeer gelijkaardig aan die in het referentiebos, wat doet vermoeden dat veel van de soorten daaruit afkomstig zijn. In het proefvlak domineert duidelijk de Rode bosbes, terwijl de Blauwe bosbes maar een geringe bedekking heeft (zie Tabel 12). Het struisgras dat ook in het referentiebos staat neemt hier de tweede dominante positie in. Hier en daar komen groepjes Struikheide (*Calluna vulgaris*) voor. Andere soorten, die meer naar de rand van het perceel toe voorkomen zijn Braam (*Rubus fruticosus*), Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*), Breedbladige wespenorchis (*Epipactis helleborine*) en Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*).



Fig. 15 : Spontaan eiken-berkenbos van 30 jaar oud met Rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*) en Struisgras (*Agrostis spp.*) (De Hutte, Houthalen-Helchteren, proefvlak 21).



Fig. 16 : Spontaan eiken-berkenbos van 30 jaar oud : verjonging Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) (De Hutte, Houthalen-Helchteren, proefvlak 21).

Tabel 12 : Vegetatie- en structuuropnames in De Hutte (Houthalen-Helchteren).

	<u>De Hutte</u>														
	Referentie (oudere aanplant)					Spontaan 1 (30 jaar oud)					Spontaan 2 (15 jaar oud)				
<b><u>Kruidlaag (Londo-schaal)</u></b>															
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3					.2									
<i>Agrostis spp</i>	1+					4					.1				
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	.4					4									
<i>Calluna vulgaris</i>	.2					*									
<i>Molinia caerulea</i>	*					*					.1				
<i>Dryopteris filix-mas</i>						*									
<i>Epipactis helleborine</i>						*									
<i>Hiëracium spp</i>						*									
<i>Lonicera periclymenum</i>						*									
<i>Rubus fruticosus</i>						*					.1				
<i>Juncus effusus</i>											.2				
<i>Calamagrostis epigejos</i>											.1				
<i>Dryopteris dilatata</i>											.1				
<i>Galeopsis tetrahit</i>											.1				
<i>Phalaris arundinacea</i>											.1				
<b><u>Zaailingen h &lt; 2 meter (volledige proefvlak)**</u></b>															
<i>Castanea sativa</i>	C					2									
<i>Pinus sylvestris</i>	B					2									
<i>Quercus robur</i>	B					D					7				
<i>Betula spp</i>	1					*									
<i>Fagus sylvatica</i>	1					*									
<i>Ilex aquifolium</i>	1														
<i>Sorbus aucuparia</i>	1					*					1				
<i>Quercus rubra</i>						D									
<i>Prunus serotina</i>						B									
<i>Frangula alnus</i>						3					C				
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	50					85					3				
<b><u>Struiklaag (R=4,5m)***</u></b>															
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L
<i>Castanea sativa</i>	1	2	-	-	0/1										
<i>Quercus robur</i>						2	5	0,71	-	1/1					
<i>Betula spp</i>											12	4	1,29	-	11/1
<b><u>Boomlaag (R=9m)***</u></b>															
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L
<i>Quercus robur</i>	12	17	7,48	13,9	1/11	11	21	6,31	15,5	1/10					
<i>Betula spp</i>	4	24	3,86	17,3	0/4	8	14	3,65	15,3	2/6	44	11	3,03	13,3	0/44
<i>Fagus sylvatica</i>	1	26	-	17,5	0/1										
<i>Castanea sativa</i>	1	26	-	14,0	0/1	1	9	-	7,0	0/1					
<i>Quercus rubra</i>						2	10	0,71	9,0	0/2					
<b>Grondvlak (m<sup>2</sup>/ha)</b>	23,41					20,02					21,51				
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	865					1179					3615				
<b>Totale bedekking boom- en struiklaag (%)</b>	70					70					70				
<b>Aandeel hemisfeer dat onbedekt is (%)</b>	12,2					12,0					12,3				

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : weergegeven is het aantal individuen : <10 = exact aantal; 10-20 = B; 20-40 = C; >40 = D.

\*\*\* : weergegeven zijn aantal (N), gemiddelde diameter in cm (D1,5m), standaardafwijking van de diameters (sd) en hoogte in m (H) van de bomen, alsook of ze dood of levend zijn (D/L).

De boomlaag bestaat momenteel uit een menging van Zomereik (*Quercus robur*), Berk (*Betula spp*), Tamme kastanje (*Castanea sativa*) en Amerikaanse eik (*Quercus rubra*). Het grondvlak bedraagt na 30 jaar evolutie bijna even veel als in het referentiebos (resp. 23,41 en 20,02 m<sup>2</sup>/ha) en ook de bedekking en overscherming van de boomlaag zijn bij benadering gelijk. In de kruidlaag zijn veel groeikrachtige zaailingen van bomen en struiken

aanwezig. De Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) telt de meeste zaailingen, maar ook de Zomereik (*Quercus robur*) komt met hoge frequentie voor. Verder zijn er Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), en enkele exemplaren van Grove den (*Pinus sylvestris*), Tamme kastanje (*Castanea sativa*), Berk (*Betula spp*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) terug te vinden. Het is evenwel onwaarschijnlijk dat de Amerikaanse vogelkers op korte termijn een dominante positie zal verwerven, gezien de aantallen en de groeikracht van de andere zaailingen. Het bos zal hier vermoedelijk evolueren naar een gemengd loofbos met een dominantie van Amerikaanse eik en Zomereik. Aangezien ook de Beuk zich verjongt is het mogelijk dat, op zeer lange termijn, het bos eerder naar een Beukenbos zal evolueren.

Meer naar het zuidwesten toe helt het terrein licht naar beneden en wordt het vochtiger. De drainageklassen variëren er van b, c, d tot e. Op het natste bodemtype (Zeg) is het eiken-berkenbos geheel vervangen door een elzenbroekbos, op de intermediaire types (Zcg en Zdg) komt een overgangsbos voor. In het elzenbroekbos bestaat de kruidlaag vooral uit Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*). Soorten van droge bodems, zoals Struikheide en de bosbessoorten zijn hier niet meer terug te vinden.

Het tweede spontane bos, aan de overzijde van de weg naar Zwartberg, is 15 jaar jonger dan het voorgaande. Het grenst niet rechtstreeks aan het referentiebos, maar de kortste afstand daartoe bedraagt niet meer dan enkele tientallen meters. Ter hoogte van het proefvlak bestaat de ondergrond uit veen (19,22% TOC), dat echter verdroogd en gedeeltelijk veraard is. Net zoals het voorgaande perceel is dit weinig bemest en zijn de bodems stikstof- en fosfaatarm. De bodem is gemiddeld wel vochtiger dan op het eerste terrein en de meest voorkomende bodemserie is Zeg. De boomlaag bestaat integraal uit jonge Berk (*Betula spp*), en evolueert naar een berkenbroekbos (zie Fig. 17 en 18), het typisch bostype op deze bodems (Stortelder *et al.*, 1998). De bomen hebben momenteel een gemiddelde diameter van 11 cm. De kroonsluiting heeft zich inmiddels voltrokken, maar de stamtalafname is nog in volle gang, wat blijkt uit de grote massa staand dood hout van geringe diameter, afkomstig van recent afgestorven onderdrukte bomen. Ook hier is het grondvlak bij benadering gelijk aan dat in het referentiebos (resp. 21,51 m<sup>2</sup>/ha t.o.v. 23,41 m<sup>2</sup>/ha), evenals de bedekking en de overscherming (zie Tabel 12). Hoewel er evenveel licht op de bosbodem valt als in het eerste bestand en in het referentiebos is de kruidlaag in dit berkenbos met een bedekking van 3% maar weinig ontwikkeld, de rest van de bodem is kaal of plaatselijk bedekt met een dunne strooisellaag. De verklaring voor de geringe bedekking ligt mogelijk in de eigenschappen van de veenbodem, die hier vochtiger en rijker is aan voedingsstoffen dan in de andere 2 proefvlakken (zie Tabel 10). Geen van beide soorten bosbes is hier al te bespeuren, Struisgras en Pijpestrootje zijn wel aanwezig, zij het met zeer geringe bedekking. In de plaats van de soorten die typisch zijn voor droge, voedselarme zure zandgronden zijn er enkele planten van meer voedselrijke en/of vochtige milieu's te vinden, zoals Pitrus (*Juncus effusus*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en Gewone hennepnetel (*Galeopsis tetrahit*). In de struiklaag komt vooral Sporkehout (*Frangula alnus*) voor, wat eveneens een vochtindicator is.





Fig. 17 : Spontaan berkenbos van 15 jaar oud (De Hutte, Houthalen-Helchteren, proefvlak 22).



Fig. 18 : Spontaan berkenbos van 15 jaar oud (De Hutte, Houthalen-Helchteren, proefvlak 22).

Op een ander gedeelte van het terrein, waar geen proefvlak werd gelegd, komt een gemengd Grove dennen-berkenbos voor, met veel Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) (zie Fig. 19) en hier en daar wat Struikheide (*Calluna vulgaris*). De ondergrond is op deze plaats opnieuw droger en bevat waarschijnlijk geen veen (Zbg en Zcf). Hier bevindt zich ook de plek die enkele jaren geleden door brand geteisterd werd. Ze wordt momenteel weer door Grove den en berk ingenomen, al zijn er ook een aantal plaatsen waar nog geen herstel te zien is.

#### 3.1.2.4. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Ook op deze locatie toont de evolutie overduidelijk dat een aanplanting onnodig is om tot een bos met hoge natuurwaarde te komen. De natuurlijke verjonging van meerdere loofboomsoorten, alsook plaatselijk van Grove den (*Pinus sylvestris*) gaat zeer vlot. Het uitzicht en de soortensamenstelling van het spontane bos worden voornamelijk bepaald door de variërende voedselrijkdom en vochtigheid van het terrein. De structuur van het spontane bos is vergelijkbaar met die van het refentiebos en bovendien zijn dezelfde soorten erin terug te vinden.



Fig. 19 : Pijpestrootje (*Molinia caerulea*).

Deze spontane verbossingen zijn weliswaar gelegen op minder zwaar bemeste gronden met een graslandverleden. Toch geven ze waarschijnlijk een goed beeld van wat algemeen op langere termijn te verwachten valt van een spontane bosontwikkeling op de arme zandbodems in de Kempen. Of dit resultaat binnen hetzelfde tijdsbestek ook met een gemengde loofhoutaanplanting te bereiken is kon niet worden gecontroleerd, omdat geen perceel voorhanden was dat aan de gestelde voorwaarden voldeed.

## 3.2. Locaties op rijke leem- en zandleemgronden

### 3.2.1. Het Bos 't Ename

Te Ename is zowel een spontane verbossing als een aanplanting te vinden. Er zijn sterke overeenkomsten tussen de twee terreinen, waardoor een goede vergelijking mogelijk is. Beide bossen grenzen aan het oude bosgedeelte van het bos 't Ename (zie Fig. 20). De spontane verbossing startte slechts 1 jaar na de aanplanting en de percelen hebben bij benadering dezelfde oppervlakte van circa 2 ha. Ook de fysische bodemeigenschappen zijn gelijkaardig. De bodem bestaat uit een dunne laag zandleem, die rust op het dikke Paniseliaan kleidek, en de meest voorkomende bodemseries zijn Lhc, Lhp en Ldc. Dit staat voor matig tot sterk gleyige gronden, al dan niet met een verbrokkelde textuur-B-horizont. Uit boringen blijkt dat het begin van de zone met roestverschijnselen zich overal tussen 40 en 55 cm diep situeert, wijzend op de hoogste stand van de grondwatertafel. Het grootste verschil tussen de twee terreinen ligt in het vroegere bodemgebruik. Beide waren zeker tot 1834 bebost, en maakten deel uit van het oude Bos 't Ename (Tack *et al.*, 1993). In de 50 jaar daarop volgde een grootschalige ontginning, waarbij het ganse bos voor landbouwdoeleinden in cultuur werd genomen. Omstreeks 1886 werd met de herbebossing begonnen, maar het spontaan verboste terrein is tot 1996 altijd akkerland gebleven. Het tweede terrein kende een akkerlandgebruik tot ongeveer 1937 en werd vervolgens in grasland omgezet tot de aanplanting in 1995. De twee percelen maken momenteel deel uit van een natuurreservaat en kunnen in de toekomst verder spontaan evolueren.

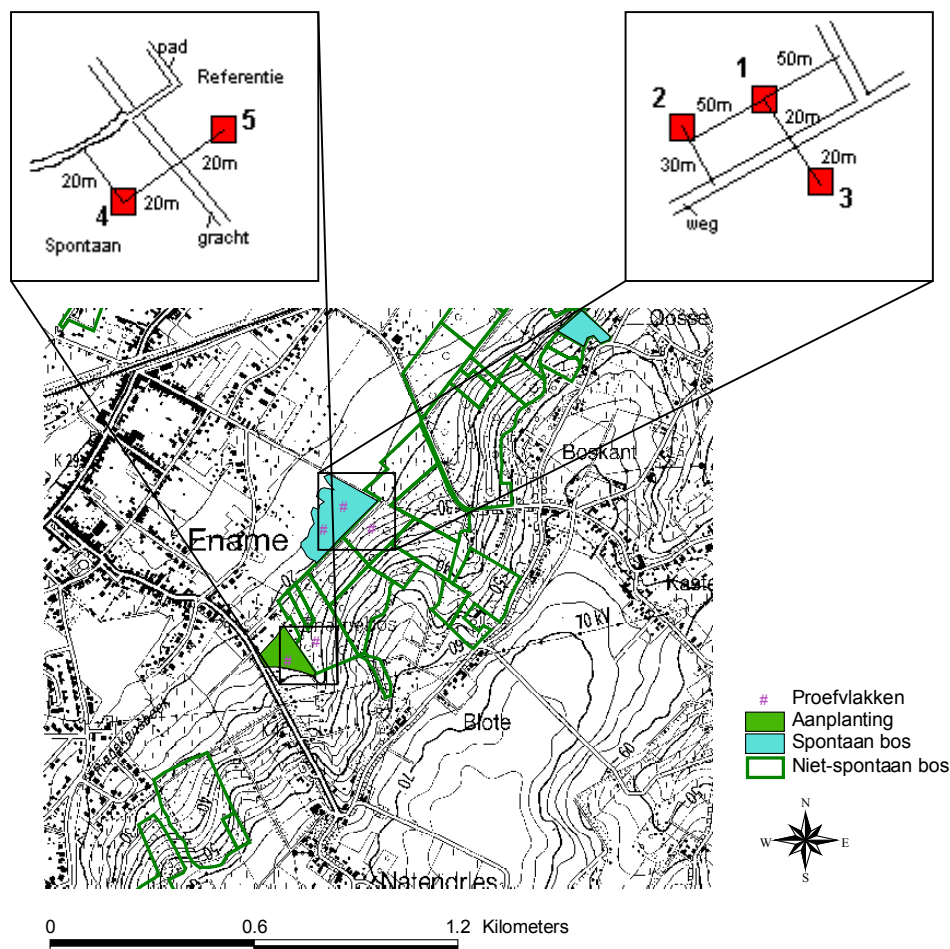


Fig. 20 : Ligging van het spontane bos en de aanplanting te Ename.



### 3.2.1.1. Proefopzet

In totaal werden 5 proefvlakken van 16 × 16 meter uitgezet (zie Fig. 20), 2 in het spontane bos (1 en 2), 1 in de aanplanting (4) en telkens 1 in het aangrenzende bos als referentie (3 en 5). De proefvlakken 1 en 2 bevinden zich op respectievelijk 50 m en 100 m afstand van het kruispunt van de 2 toegangswegen en op respectievelijk 20 m en 30 m van de grensweg met het referentiebos. Proefvlak 3 ligt op 50 m van het kruispunt en op 20 m van de grensweg met het spontane bos. De proefvlakken 4 en 5 liggen op 20 m afstand van het wandelpad, elk op 20 m aan weerszijden van de gracht die beide terreinen begrensd.

In het spontane bos werd loodrecht op ieder proefvlak ook nog een 4 meter breed transect uitgezet (zie Fig. 21). De transecten lopen door tot in het referentiebos en werden onderverdeeld in vierkante hokken van 4 × 4 meter, waarin telkens de vegetatie werd opgenomen (zie Tabel 13). Ter hoogte van de aanplanting was een dergelijke proefopzet niet mogelijk, omdat er tussen het terrein en het referentiebos een 10 meter brede strook gelegen is, waarop een extensieve begrazing met paarden geschiedt, teneinde de ontwikkeling van een mantel-zoomvegetatie te bevorderen.

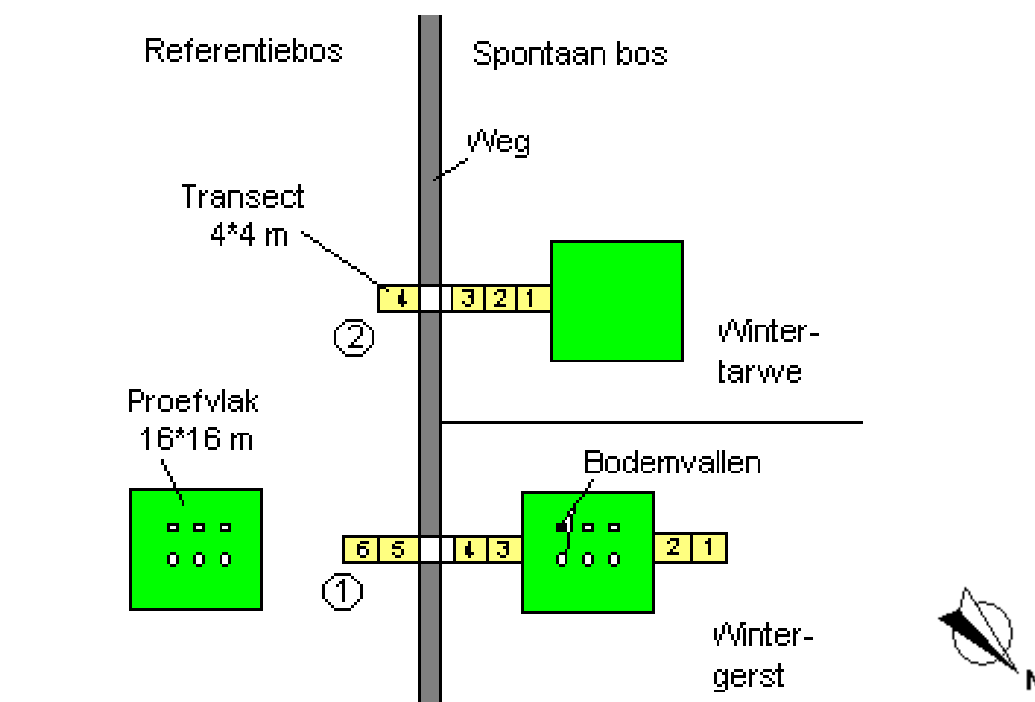


Fig. 21 : Schema van de proefopzet in het spontane bos te Ename.

### 3.2.1.2. De referentiebossen

De bodemanalyses voor de twee referentiebossen tonen gelijkaardige resultaten (zie Tabel 10). De verzuring is al in een ver gevorderd stadium gekomen, respectievelijk werd pH 3,83 en pH 3,94 gemeten. Beide bosbodems bevatten een matig hoge fosfor- en stikstofconcentratie. De C/N-verhouding is vrij laag, de C/P-verhouding hoger dan 700, wat op P-limitatie wijst. Het humustype is een overgang tussen moder en mor.

Het referentiebos langsheen het spontaan verboste terrein is een oud middelhoutbestand, aangeplant in de periode tussen 1886 en 1898 (Tack et al., 1993). Naar schatting 25 jaar geleden werden er cultivars van Populier (*Populus cv*) ingeplant. Op enkele oude Zomereiken na zijn alle overstaanders van het vroegere middelhout gekapt. De oude hakhoutstoven van Haagbeuk (*Carpinus betulus*) zijn wel behouden en opnieuw uitgeschoten. Verder is er een goed ontwikkelde struiklaag bestaande uit forse exemplaren van Vlier (*Sambucus nigra*) aanwezig. Aan de rand van de onverharde weg, die de grens tussen het populierenbos en het spontane bos vormt, komen evenwel nog andere soorten voor. Naast Vlier en Haagbeuk staan er vrij veel jonge Essen (*Fraxinus excelsior*), maar ook enkele individuen van Boswilg (*Salix caprea*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Hazelaar (*Corylus avellana*), Zomereik (*Quercus robur*) en Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). In de kruidlaag zijn Bosreprijs (*Veronica montana*) en Bosanemoon (*Anemone nemorosa*) te vinden, beide planten van oude bossen (Hermy et al., 1999) (zie Tabel 13). Andere bossoorten zijn Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*) en Drienerfmuur (*Moehringia trinerva*).

Aan het aangeplante perceel grenst eveneens een populierenbos (zie Fig. 22). De populieren hebben dezelfde gemiddelde diameter als in het andere referentiebos (45 cm) en zijn ongeveer van gelijke leeftijd.

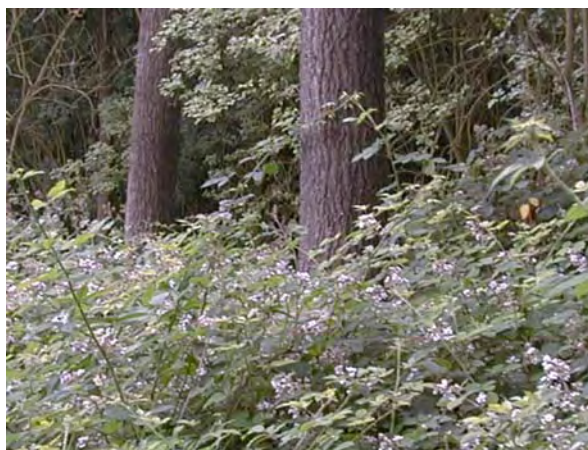


Fig. 22 : Referentiebos van Populier (*Populus cv*) dat grenst aan de aanplanting (Bos 't Ename, proefvlak 5).

Het bos zelf is evenwel veel jonger dan het voorgaande, want het perceel was omstreeks 1954 nog als boomgaard in gebruik (Tack et al., 1993). Dit verklaart meteen waarom in de struiklaag nog talrijke verwilderde appelboompjes (*Malus sylvestris*) te vinden zijn (zie Tabel 14). De onderetage is hier beter ontwikkeld dan in het vorige bestand en er komt verder ook Zomereik (*Quercus robur*), Vlier (*Sambucus nigra*) en Sporkehout (*Frangula alnus*) in voor. Door de zuidelijke expositie ontvangt het bestand zijdelings veel licht. De hoge bedekking van Braam (*Rubus fruticosus*) is daaraan toe te schrijven (zie Fig. 22). Andere bossoorten in de kruidlaag zijn Grote keverorchis (*Listera ovata*), Breedbladige wespenorchis (*Epipactis helleborine*), Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*) en Dagkoekoeksbloem (*Melandrium dioicum*).

Tabel 13 : Kruidvegetatie in de proefvlakken te Ename.

	<u>Bos 't Ename</u>				
	Ref spontaan	Spontaan 1	Spontaan 2	Ref aanplanting	Aanplanting
<b><u>Kruidlaag (Londo-schaal)</u></b>					
<i>Rubus fruticosus</i>	3	.1		5	
<i>Ajuga reptans</i>	.1				
<i>Anemone nemorosa</i>	.1				
<i>Epilobium spp</i>	.1		.1		*
<i>Glechoma hederacea</i>	.1		.1	.2	
<i>Moehringia trinerva</i>	.1				
<i>Ranunculus repens</i>	.1	3	.1	.1	.2
<i>Rumex spp</i>	.1				*
<i>Urtica dioica</i>	.1	.1		.2	4
<i>Veronica montana</i>	.1				
<i>Lonicera periclymenum</i>	*			.1	
<i>Juncus effusus</i>		.4	.1		
<i>Poa trivialis</i>		.4	.1		.2
<i>Cirsium arvense</i>		.2	4		.4
<i>Elymus repens</i>		.2	6		
<i>Epilobium hirsutum</i>		.2	.1		*
<i>Epilobium parviflorum</i>		.2	.1	.1	
<i>Holcus lanatus</i>		.2	.1		1-
<i>Tussilago farfara</i>		.2	.1		
<i>Vicia hirsuta</i>		.2			
<i>Calystegium sepium</i>		.1			
<i>Cirsium vulgare</i>		.1	.1		
<i>Dryopteris dilatata</i>		.1	.1		
<i>Dryopteris filix-mas</i>		.1		.1	
<i>Eupatorium cannabinum</i>		.1			*
<i>Geum urbanum</i>		.1		.1	
<i>Hypochaeris radicata</i>		.1			
<i>Matricaria recutita</i>		.1			
<i>Myosotis arvensis</i>		.1	.1		
<i>Plantago major</i>		.1			
<i>Rumex acetosa</i>		.1			
<i>Rumex obtusifolius</i>		.1	.1		
<i>Senecio jacobaea</i>		.1			
<i>Sonchus arvensis</i>		.1	.1		
<i>Symphytum officinalis</i>		.1	.1	.1	
<i>Taraxacum spp</i>		.1		.1	
<i>Trifolium repens</i>		.1			
<i>Veronica arvensis</i>		.1			
<i>Heracleum sphondylium</i>		*	.1		.1
<i>Achillea millefolium</i>			.1		
<i>Galium aparine</i>			.1	.1	1-
<i>Polygonum amphibium</i>			.1		.1
<i>Tanacetum vulgare</i>			*		*
<i>Epipactis helleborine</i>				.1	.1
<i>Galeopsis tetrahit</i>				.1	
<i>Geranium robertianum</i>				.1	
<i>Listera ovata</i>				.1	
<i>Poa annua</i>				.1	
<i>Stachys sylvatica</i>				.1	
<i>Melandrium dioicum</i>				*	
<i>Arrhenaterum elatius</i>					.4
<i>Anthriscus sylvestris</i>					.1
<i>Cardamine pratensis</i>					.1
<i>Scrophularia nodosa</i>					.1
<b>Bedekking (%)</b>	35	50	100	60	70

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

Tabel 14 : Structuuroopnames te Ename.

	<b>Bos 't Ename</b>																										
	Referentie spontaan					Spontaan 1					Spontaan 2					Referentie aanplanting					Aanplanting						
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter (volledige proefvlak)**</b>																											
<i>Crataegus monogyna</i>	1															1											
<i>Salix caprea</i>						D					B																
<i>Fraxinus excelsior</i>						B					C										1						
<i>Cornus alba "sibirica"</i>						5																					
<i>Betula spp</i>						3																					
<i>Sorbus aucuparia</i>						3																					
<i>Carpinus betulus</i>						2																					
<i>Sambucus nigra</i>						2																					
<i>Quercus robur</i>						*					*																
<i>Salix spp</i>						*																					
<i>Viburnum opulus</i>																B											
<i>Malus sylvestris</i>																3											
<i>Juglans regia</i>																					3						
<i>Cornus mas</i>																					*						
<b>Struiklaag (R=4,5m)***</b>																											
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L		
<i>Sambucus nigra</i>	17	3	1,6	-	0/17											1	5		-	0/1	-						
<i>Salix caprea</i>						52	2	1,0	-	0/52																	
<i>Fraxinus excelsior****</i>																						7	4	2,2	-	0/7	
<i>Quercus robur****</i>																						2	5	0,2	-	0/2	
<i>Juglans regia****</i>																						1	1	-	-	0/1	
<i>Corylus avellana****</i>																						2	5	0,2	-	0/2	
<b>Jonge bomen (R=9m)***</b>																											
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L		
<i>Carpinus betulus</i>	6	11	1,9	11,3	0/6																						
<i>Sambucus nigra</i>												9	9	1,2	5,7	0/9											
<i>Malus sylvestris</i>												6	10	1,5	6,5	0/6											
<i>Populus cv****</i>												2	21	1,6	21	0/2											
<i>Quercus robur</i>												1	15	-	11,5	0/1											
<i>Frangula alnus</i>												1	8	-	8	0/1											
<i>Populus alba****</i>																						1	13	-	7	0/1	
<b>Bedekking struiken en jonge bomen (%)</b>																											
	30					70					0					50					40						
<b>Oude bomen (R=18m)***</b>																											
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L		
<i>Populus cv****</i>	15	45	2,4	28,3	0/15											17	45	3,6	27,9	0/17							
<b>Bedekking boomlaag (%)</b>																											
	60					0					0					60					-						
<b>Schatting GV (m<sup>2</sup>/ha)</b>																											
	27,90					2,99					0					34,75					3,58						
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>																											
	3.055					8.174					0					1.071					1.926						
<b>Aandeel hemisfeer dat onbedekt is (%)</b>																											
	13,6					19,1					62,3					15,3					11,7						

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : weergegeven is het aantal individuen : &lt;10 = exact aantal; 10-20 = B; 20-40 = C; &gt;40 = D.

\*\*\* : weergegeven zijn aantal (N), gemiddelde diameter in cm (D1,5m), standaardafwijking op de diameters (sd) en hoogte in m (H) van de bomen, alsook of ze dood of levend zijn (D/L).

\*\*\*\* : aangeplante soort

### 3.2.1.3. Het spontane bos

De spontane verbossing gebeurt op een perceel waarop tot in 1996 gewassen zijn geteeld. Qua gebruik bestond het vroegere akkerland eigenlijk uit twee gedeeltes. De ene helft werd het laatste jaar nog met wintertarwe ingezaaid, de andere helft met wintergerst. Om beide delen te kunnen vergelijken, werd in elke helft 1 proefvlak met bijhorend transect uitgezet (zie Fig. 21).

Uit de bodemanalyses blijkt dat er maar weinig verschillen zijn tussen de twee helften. Beide bevatten vergelijkbare nutriëntengehaltes en N, P en Ca zijn voor planten in ruime mate aanwezig. Toch zijn er duidelijk waarneembare verschillen in de vegetatie. Waar vroeger wintergerst stond, is bijna de hele oppervlakte door jonge bomen ingenomen (zie Fig. 23). De structuur van de natuurlijke verjonging varieert hier sterk in de ruimte. Naarmate de afstand tot het oude bos groter is, wordt de verjonging ijler en komen meer open plekken voor. De hoogte van de dominante bomen is vrij constant en bedraagt 2 à 3 meter. De Boswilg (*Salix caprea*) is met een aandeel van ruim 90 % het best vertegenwoordigd en neemt vooral de top laag in. Andere kolonisten zijn Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*), een aantal wilgensoorten (*Salix spp*), Berk (*Betula spp*), Zomereik (*Quercus robur*) en Vlier (*Sambucus nigra*). Bij deze soorten gaat het voornamelijk om zaailingen van 1 tot 3 jaar oud, behorend tot de kruidlaag. Het stuk met wintertarwe toont daarentegen een gans ander beeld. Er staan nog bijna geen bomen, afgezien van enkele verspreide groepjes jonge zaailingen van Gewone es en Boswilg (zie Fig. 24).



Fig. 23 : Spontane verbossing van 5 jaar oud, voordien wintergerst (Bos 't Ename, proefvlak 1).



Fig. 24 : Spontane verbossing van 5 jaar oud, voordien wintertarwe (Bos 't Ename, proefvlak 2).

Visueel lijkt het effect van de gewassoort op de vestiging van boomsoorten dus enorm groot te zijn. Dit uitgesproken verschil tussen beide perceelshelften is echter mogelijk eenvoudigweg veroorzaakt door het moment waarop ieder stuk uit gebruik werd genomen. Tarwe wordt normaal geoogst tussen 1 en 15 augustus, terwijl wintergerst al in de periode van 15 tot 30 juli van het veld gehaald wordt (Agris, 2001). Ook hier werd de gerst in juli en de tarwe in augustus geoogst (Tack, pers. med.). Hoewel het tijdsverschil tussen beide slechts enkele weken bedraagt, kan dit belangrijk zijn, aangezien de zaadverbreding van wilgen voornamelijk in juli gebeurt. Mogelijk viel de tarweoogst dus na de zaadval, waardoor het in pluus gehulde wilgenzaad, dat makkelijk aan halmen van grassoorten blijft vasthaken, mogelijk met de oogst kon worden afgevoerd en de Boswilg zich dat jaar niet meer op die helft van het perceel kon vestigen. Het jaar nadien kon zich in

het voorjaar op het ganse terrein een dichte kruidvegetatie ontwikkelen, wat mogelijk de verdere kolonisatie door bomen en struiken heeft bemoeilijkt. Dat de invloed van het gewas zelf op de bodem een rol heeft gespeeld in het verschil in bezetting is weinig waarschijnlijk. Immers, het tarweperceel, waarop de minste verjonging tot stand is gekomen, heeft van beide helften de meest gunstige (=neutrale) pH en stikstofconcentratie voor de groei van Boswilg.

Ook de toestand waarin een terrein verlaten wordt kan een verklaring geven voor verschillen in bezetting. Bepaalde bodembewerkingen zoals ploegen zijn gunstig voor de vestiging van zaailingen. Beide percelen werden evenwel na de oogst op dezelfde manier behandeld, namelijk door de oppervlakkige laag uiteen te scheuren met behulp van een eg, wat deze hypothese uitsluit.

Omdat op braakliggende terreinen soms massaal distels kunnen groeien, werd besloten het terrein enigszins af te schermen door middel van een aangeplante bufferzone, zijnde een 10 m brede rand van gemengd loofhout. Behalve de rand is aan de noordzijde nog een stukje van enkele are aangeplant met een overschot van de plantsoenen. De proefvlakken werden steeds buiten de aanplantingen gekozen. Tot de soorten in de kunstmatige bosrand behoren Ratelpopulier (*Populus tremula*), Hazelaar (*Corylus avellana*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Zomereik (*Quercus robur*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Sleedoorn (*Prunus spinosa*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Gelderse Roos (*Viburnum opulus*), Rode kornoelje (*Cornus sanguinea*), Witte kornoelje (*Cornus alba "sibirica"*), Spaanse aak (*Acer campestre*), Vogelkers (*Prunus padus*), Olm (*Ulmus* spp) en Zwarte els (*Alnus glutinosa*). Vanuit de rand rukt alleen her en der de Witte kornoelje zichtbaar op in het perceel. Van de andere soorten zijn de exemplaren mogelijk nog te jong om al voor bezaaiing te kunnen zorgen. Aan de noordzijde van het terrein komt nog een oude houtkant voor, waarin geknotte Schietwilgen (*Salix alba*), Berk (*Betula* spp) en Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) te vinden zijn. De jonge berkenzaailingen in het spontane bos zijn mogelijk van zaadbomen uit deze houtkant afkomstig, vermits er in het referentiebos nauwelijks berken te vinden zijn.

Voor de andere soorten is het duidelijk dat veel van de spontane zaailingen wel afkomstig zijn van bomen en struiken in en op de grens met het referentiebos. Dit blijkt uit de concentratie van de natuurlijke verjonging langsheen de bosrand (zie Fig. 25 en 26). Er zijn groepjes zaailingen te vinden van onder andere Boswilg, Zomereik en Gewone es, telkens vlakbij de moederbomen.

De aanwezigheid van plantensoorten in het spontane bos werd in de zomer van 1999 al onderzocht (Van den Brecht & De Meirman, niet gepubliceerd, zie Bijlage 7). Er werden toen in totaal 64 soorten waargenomen over de ganse oppervlakte van het perceel, waarvan 58 kruiden en 6 boomsoorten. In het geheel van proefvlakken en transecten werden dit keer 63 soorten teruggevonden, waarvan 54 kruiden en 9 boomsoorten (zie Tabellen 13 en 14). Het aantal boomsoorten neemt dus duidelijk toe.

De vegetatie in het spontane bos bestaat uit een bonte mengeling van hoofdzakelijk grassoorten, zijnde Kweek (*Elymus repens*) en Straatgras (*Poa trivialis*) en ruigtekruiden, zoals Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*), Harig wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Klein hoefblad (*Tussilago farfara*), Haagwinde (*Calystegia sepium*) en Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*).



Fig. 25 : Vestiging van bomen en struiken langsheen de bosrand (Bos 't Ename, proefvlakken 1 en 2).



Fig. 26 : Vestiging van bomen en struiken langsheen de bosrand (Bos 't Ename, proefvlak 2).

Verder komen er veel typische graslandsoorten voor, zoals Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Veldzuring (*Rumex acetosa*), Veldereprijs (*Veronica arvensis*), Gewoon duizendblad (*Achillea millefolium*), naast akkeronkruiden zoals Ringelwikke (*Vicia hirsuta*), Echte kamille (*Matricaria recutita*), Akkermelkdistel (*Sonchus arvensis*) en planten van storingsmilieu's, bijvoorbeeld Pitrus (*Juncus effusus*), Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), Grote weegbree (*Plantago major*), Witte klaver (*Trifolium repens*) en Veenwortel (*Polygonum amphibium*). Tot nu toe zijn er nog weinig bosplanten opgedoken, tenzij Braam (*Rubus fruticosus*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) en Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*), die gewoonlijk een snelle verbreiding kennen. In het voorjaar 2001 werd ook al Speenkruid (*Ranunculus ficaria*) gezien (Tack, mond. med.). De vegetatie op de open stukken verschilt enigszins van die op de plaatsen waar al wilgenbos staat. Kweek (*Elymus repens*) en Akkerdistel (*Cirsium arvense*) zijn er dominant en wisselen elkaar vleksgewijze af (zie Fig. 25). Naarmate de afstand tot de weg kleiner wordt, vergroot het aantal soorten van bermvegetaties en bosranden, met op kop Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), Gewone bereklauw (*Heracleum sphondylium*), Smeerwortel (*Symphytum officinale*) en Bijvoet (*Artemisia vulgaris*), wat ook blijkt uit de transectopnames (zie Tabel 15). Deze soorten waren vermoedelijk al in de wegberm aanwezig toen het terrein nog akkerland was, en hebben zich nadien vanuit de rand wat verder uitgebreid.

#### 3.2.1.4. De aanplanting

Het perceel dat in 1995 werd aangeplant is een voormalig intensief grasland. Het is ook zwaar bemest, maar door de hoge C/P-verhouding is P limiterend. De aanplanting gebeurde groepsgewijze, in een verband van 2 × 2 meter en met diverse loofboomsoorten (zie Fig. 27). De meest frequente soorten zijn Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Zomereik (*Quercus robur*), verder staat er Berk (*Betula spp*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Beuk (*Fagus sylvatica*), Okkernoot (*Juglans regia*), Zwarte els (*Alnus glutinosa*), Witte Abeel (*Populus alba*) en Grauwe abeel (*Populus canescens*). Verspreid werden ook struiken ingebracht, zoals Rode kornoelje (*Cornus sanguinea*), Gele kornoelje (*Cornus mas*), Hazelaar (*Corylus avellana*) en Gelderse roos (*Viburnum opulus*). Onder meer Okkernoot en Kornoelje hebben al voor bezaaiing kunnen zorgen.

Tabel 15 : opnames in de 4 × 4 meter hokken binnen de 2 transecten

Hok (4 bij 4 m)*	Bos 't Ename											
	Transect 1						Transect 2					
	spo	spo	spo	berm	ref	ref	spo	spo	berm	ref	ref	
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4		
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>												
<i>Juncus effusus</i>	2	.4	.4		.1		<i>Elymus repens</i>	5	5	.1		
<i>Ranunculus repens</i>	.4	1+	1+	.2	1-		<i>Poa trivialis</i>	2	1+	1-		
<i>Elymus repens</i>	.4						<i>Cirsium arvense</i>	.4	.2	.1		
<i>Poa trivialis</i>	.2	1+	.2	.1	.1		<i>Ranunculus repens</i>	.1	.2	1-	.1	
<i>Rumex obtusifolius</i>	.2	.2	.4	.2			<i>Rumex obtusifolius</i>	.1	.1	.2		
<i>Cirsium arvense</i>	.2	.2	.2	.1	.1		<i>Epilobium spp</i>	.1	.1			
<i>Vicia hirsuta</i>	.1	.2	.1	.1			<i>Symphytum officinale</i>	.1		.2		
<i>Epilobium hirsutum</i>	.1	.2					<i>Glechoma hederacea</i>	.1	.1			
<i>Epilobium parviflorum</i>	.1	.1	.1				<i>Cirsium palustre</i>	.1				
<i>Epilobium spp</i>	.1	.1	.1				<i>Mentha arvensis</i>	.1				
<i>Trifolium repens</i>	.1	.1	.1				<i>Polypodium amphibium</i>	.1	.1	.4		
<i>Senecio jacobaea</i>	.1	.1					<i>Dactylis glomerata</i>		1+			
<i>Taraxacum spp</i>	.1	.1		.1			<i>Holcus lanatus</i>		.2	7		
<i>Sonchus arvensis</i>	.1		.1				<i>Epilobium parviflorum</i>		.1			
<i>Urtica dioica</i>	.1		.1	.1	3	4	<i>Urtica dioica</i>		.1	.2	1+	
<i>Convolvulus arvensis</i>	.1						<i>Tussilago farfara</i>		.1	.1		
<i>Dryopteris dilatata</i>	.1						<i>Matricaria recutita</i>		.1			
<i>Holcus lanatus</i>			2	5			<i>Heracleum sphondylium</i>		.1		.1	
<i>Tussilago farfara</i>			1-				<i>Arrhenaterum elatius</i>			.2		
<i>Equisetum palustre</i>			.1	.1			<i>Galium aparine</i>			.1		
<i>Heracleum sphondylium</i>			.1	.1	.1	.1	<i>Geum urbanum</i>				.2	
<i>Symphytum officinale</i>			.1	.2	.1		<i>Rubus fruticosus</i>				5	
<i>Arrhenaterum elatius</i>				.2	.1		<i>Hedera helix</i>				.2	
<i>Galium aparine</i>				.2	.2		<i>Lonicera periclymenum</i>				.1	
<i>Aegopodium podagraria</i>				.1								
<i>Anthriscus sylvestris</i>				.1	.1							
<i>Dactylis glomerata</i>				.1								
<i>Lotus corniculatus</i>				.1								
<i>Rubus fruticosus</i>				.1	1-	1-						
<i>Stellaria graminea</i>				.1								
<i>Glechoma hederacea</i>					.2							
<i>Geum urbanum</i>					.1							
<i>Plantago major</i>					.1							
<i>Poa annua</i>					.1							
<i>Stachys sylvatica</i>					.1							
<b>Totale bedekking (%)</b>	40	40	55	65	50	50		80	85	100	65	
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter</b>												
<i>Fraxinus excelsior</i>	6	1	C				<i>Fraxinus excelsior</i>	C	C		B	
<i>Betula spp</i>	3	1					<i>Quercus robur</i>		1	1		
<i>Carpinus betulus</i>		1					<i>Carpinus betulus</i>				1	
<i>Sambucus nigra</i>					B	1	<i>Crataegus monogyna</i>				1	
<i>Crataegus monogyna</i>					1		<i>Prunus avium</i>				2	
<b>Struiklaag (Londo-schaal)</b>												
<i>Salix caprea</i>	2	.4	4	2	-	-		-	-	-	-	

\* : Nummering zoals in Fig. 21.





Fig. 27 : Aanplanting met gemengd loofhout van 6 jaar oud (Bos 't Ename, proefvlak 4).

In de kruidlaag komt veel Grote brandnetel (*Urtica dioica*) voor (40 %) en zijn nog een aantal relictten te vinden van de vroegere graslandvegetatie, zoals Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*) en Glanshaver (*Arrhenaterum elatius*). Ook Kleefkruid (*Galium aparine*) is overal aanwezig en haalt een bedekking van ruim 5 %. Van de bossoorten die in het aanliggende populierenbos te vinden zijn, is in de aanplanting nog nauwelijks iets te ontdekken.

### 3.2.1.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting

Aangezien de aanplanting een jaar ouder is en er meerjarige plantsoenen werden gebruikt zijn de bomen zijn hier al duidelijk groter en dikker dan in het spontane perceel (5 t.o.v. 2 cm) (zie Tabel 14 en vergelijk Fig. 23 t.e.m. 26 met Fig. 27). Ter hoogte van het eerste proefvlak, waar de spontane verjonging goed gelukt is, bedraagt het stamtal meer dan 8.000 bomen/ha en daarnaast staan er ongeveer 3.125 zaailingen/ha ( $h < 2m$ ). In de aanplanting staan de bomen verder uiteen (2x2 m) en doordat dikte en stamtal elkaar compenseren is het grondvlak toch vergelijkbaar met dat van het spontane bos (resp. 2,99 t.o.v. 3,58 m<sup>2</sup>/ha). Ter hoogte van het tweede proefvlak is nog bijna geen spontane verjonging tot stand gekomen. Er zijn alleen zaailingen van bomen en struiken te vinden en het stamtal daarvan is beduidend lager dan ter hoogte van het eerste proefvlak (1.750 zaailingen/ha).

De kruidvegetatie van de aanplanting verschilt duidelijk van die in het spontane bos. In beide zijn nog steeds veel soorten van het vroegere grondgebruik te vinden. In het spontane bos zijn dit akkeronkruiden, zoals Klein hoefblad (*Tussilago farfara*), Harig wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*), in de aanplanting gaat het om graslandsoorten, zoals Kruipe boterbloem (*Ranunculus repens*), Glanshaver (*Arrhenaterum elatius*) en Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). Wel komen er een aantal gemeenschappelijke ruigtekruiden voor, zoals Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en Gewone bereklauw (*Heracleum sphondylium*).

### 3.2.1.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Vermits de standplaatscondities in het spontane bos zeer gunstig zijn voor de groei van bomen, zal het ganse perceel na verloop van tijd naar bos

evolueren. Het verschil tussen de snelle bosontwikkeling op het gedeelte met wintergerst en de moeizame verjonging op het stuk met wintertarwe, toont echter dat het toeval een zeer grote rol kan spelen in de snelheid waarmee dit gebeurt, ongeacht de kwaliteiten van de standplaats. Dit voorbeeld toont ook dat een concurrentiekrachtige vegetatie van grassen of kruiden de bosontwikkeling langdurig kan vertragen. Dergelijke vormen van onzekerheid zijn uiteraard alleen te omzeilen via aanplanting. De enkele jaren voorsprong in de ontwikkeling van de aanplanting, en de grotere structuurdiversiteit van de spontane verbossing, zullen echter worden uitgevlakt naarmate de ontwikkeling van de bestanden in een meer gevorderd stadium aanbelandt.

### 3.2.2. Spontaan bos te Sint-Maria-Oudenhove

Te Sint-Maria-Oudenhove, nabij Lierde, ligt een spontaan privé-bos van 1 ha groot (zie Fig. 28). Het terrein evolueert al sinds 1986 op natuurlijke wijze. Voordien was het terrein een akkerland, verdeeld in twee aaneengrenzende percelen, het ene beplant met zomergerst, het andere met haver. De landbouw was niet zeer intensief, er werden uitsluitend beperkte hoeveelheden stalmest uitgereden. Volgens de bodemkaart zijn de voorkomende bodemseries Acp en Ada, i.c. zwak tot matig gleyige leemgronden, zonder profielontwikkeling of met een textuur-B-horizont, en met een hoge basenverzadiging (licht kalkhoudend). Het zijn hoe dan ook zeer geschikte bodems voor bebossing. Het terrein wordt aan twee zijden begrensd door weiland, aan één zijde door huizen en tuintjes en aan één zijde door bos, dat bestaat uit gemengd loofhout, een 1 jaar oude populierenaanplanting en een oudere populierenaanplanting.

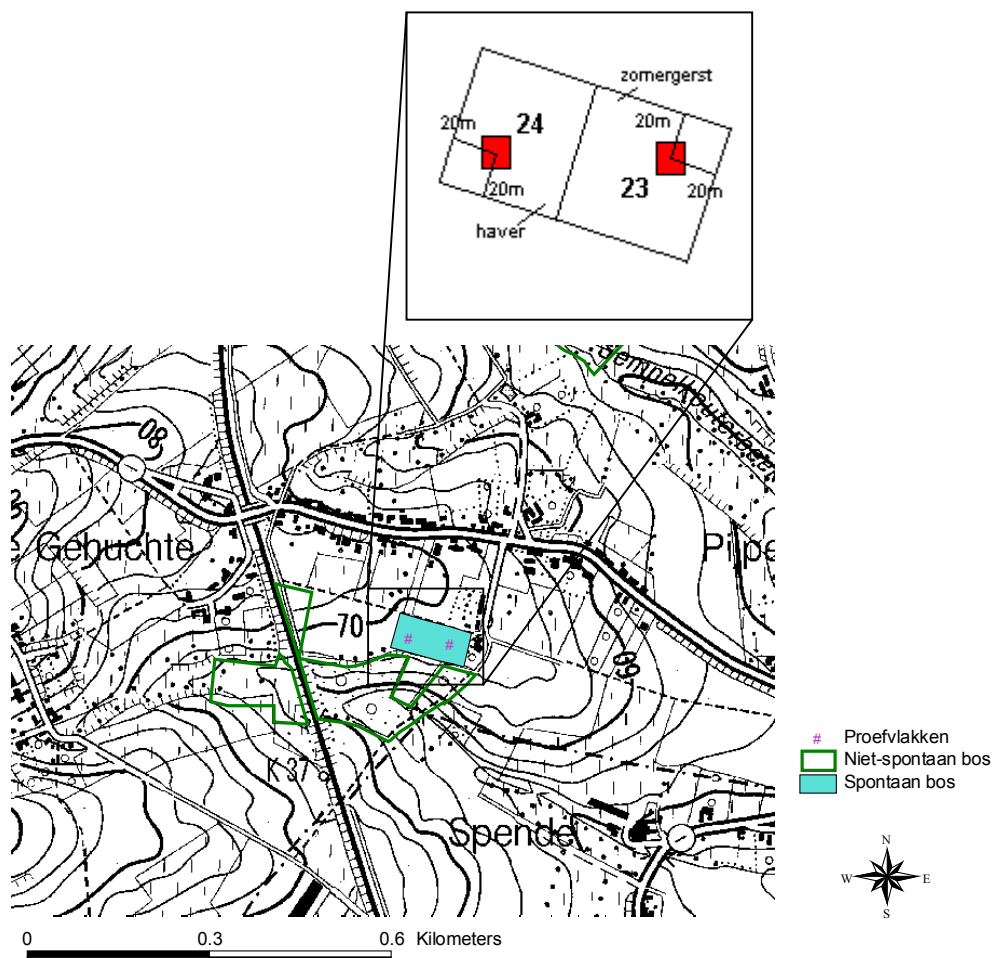


Fig. 28 : Ligging van het spontane bos te St-Maria-Oudenhove.

#### 3.2.2.1. Proefopzet

In totaal werden 2 proefvlakken van 8×8 meter uitgezet, 1 in het gedeelte met zomergerst (23) en 1 in het gedeelte met haver (24), om een mogelijk effect van de teelt te kunnen nagaan. Proefvlak 23 ligt op 20 m ten zuiden en ten westen van de noordoostelijke hoek van het perceel (zie Fig. 28). Proefvlak 24 ligt precies daar tegenover, op 20 m ten noorden en ten oosten van de zuidoostelijke hoek van het perceel. De diagonalen van de

proefvlakken werden evenwijdig met de perceelsrand gekozen. In beide proefvlakken gebeurde een opname van de vegetatie, voor de bosstructuur werd gebruik gemaakt van cirkelplots. In het referentiebos konden geen proefvlakken worden uitgezet omdat dit niet vrij toegankelijk was.

### 3.2.2.2. Het referentiebos

Het bos dat aan de spontane verbossing grenst bestaat uit aanplantingen van gemengd loofhout, waartussen een 1 jaar oude populierenaanplanting op voormalig grasland is gelegen. Ten oosten van de populierenaanplanting staat voornamelijk Berk (*Betula spp*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en wat Ratelpopulier (*Populus tremula*) en Gewone es (*Fraxinus excelsior*). In de onderetage komt Zomereik (*Quercus robur*), Vlier (*Sambucus nigra*), Hazelaar (*Corylus avellana*) en Wilde liguster (*Ligustrum vulgare*) voor. Aan de westelijke zijde domineren Boswilg (*Salix caprea*) en Schietwilg (*Salix alba*). Ook enkele exemplaren van olm (*Ulmus spp*) en Zomerlinde (*Tilia platyphyllos*) komen voor. In de onderetage staat hier Ratelpopulier (*Populus tremula*) en Vlier (*Sambucus nigra*). Op de grens met het oude referentiebos staan een tiental oude Populieren (*Populus cv*). Ook verderop komt nog een oudere populierenaanplanting voor.

### 3.2.2.2. Het spontane bos

Uit de bodemanalyses blijkt dat beide terreinhelften dezelfde bodemeigenschappen hebben. De bodem is tamelijk voedselrijk, zowel wat fosfor als stikstof betreft, en heeft een matig organische stofgehalte (zie Tabel 10).

De vegetatie is volledig spontaan, op de randen van de twee percelen na, waar een tweetal jaren na het starten van de verbossing een smalle gordel van inheemse boom- en struiksoorten werd aangeplant. Onder meer Spaanse aak (*Acer campestre*), Zomereik (*Quercus robur*), Gelderse roos (*Viburnum opulus*), Boskers (*Prunus avium*), Hulst (*Ilex aquifolium*), Peer (*Pyrus communis*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Beuk (*Fagus sylvatica*), Witte abeel (*Populus alba*), Sleetdoorn (*Prunus spinosa*), Wilde kardinaalsmuts (*Euonymus europaeus*), Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), Hondstroos (*Rosa canina*) en Hazelaar (*Corylus avellana*) behoren tot die kunstmatige rand. Ook in het bos zelf werd een beperkt aantal bomen ingeplant. Bij het onderzoek werden alleen spontane zaailingen van deze soorten opgenomen.

Reeds in het jaar volgend op de stopzetting van de teelt waren op het terrein massaal zaailingen waar te nemen (Henau, mond.med.). De nu 15 jaar oude boomlaag heeft inmiddels de staakhoutfase bereikt, en bestaat bijna integraal uit Boswilg (*Salix caprea*) (zie Tabel 16). Alleen hier en daar staan er verspreid enkele Berken (*Betula spp*) tussen. De kans is vrij groot dat het zaad van deze bomen afkomstig is van het aangrenzende loofbos, waarin beide oudersoorten ruim aanwezig zijn.

De structuur van de verjonging is zeer homogeen, zowel in het horizontaal als het vertikaal vlak, en dit op beide terreinhelften (zie Fig. 29 en 30). Het bestand is vrij dicht gesloten en overall haalt de 10 tot 12 meter hoge boomlaag een bedekking van ongeveer 85%. Het niet uitvoeren van dunningen heeft als logisch gevolg dat de gemiddelde slankheidsgraad van de bomen (dit is de verhouding van de hoogte over de diameter) erg groot is. De hoogte is respectievelijk 107 en 122 keer de diameter, terwijl die voor een stabiele boom maximaal 80 zou mogen bedragen (Lust, mond. med.).

Het grootste verschil tussen beide terreinhelften ligt in de verjonging van bomen en struiken. Hoewel de struiklaag algemeen zwak ontwikkeld is, haalt ze in het deel met zomergerst nog een bedekking van 10%. Het aantal jonge zaailingen in dit gedeelte is hoog en ten minste 10 soorten komen in de

Tabel 16 : Vegetatie- en structuuroptnames te Sint-Maria-Oudenhove.

<u>Sint-Maria-Oudenhove</u>											
Spontaan 1						Spontaan 2					
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>											
<i>Urtica dioica</i>					3					1+	
<i>Dactylis glomerata</i>					.2					.1	
<i>Anthriscus sylvestris</i>					.1						
<i>Dryopteris filix-mas</i>					.1					.1	
<i>Epilobium spp</i>					.1					*	
<i>Equisetum arvense</i>					.1					.1	
<i>Holcus lanatus</i>					.1					.1	
<i>Poa spp</i>					.1						
<i>Rubus fruticosus</i>					.1					1-	
<i>Agrostis spp</i>					*					*	
<i>Epipactis helleborine</i>					*						
<i>Geranium robertianum</i>					*						
<i>Hedera helix</i>					*						
<i>Ranunculus repens</i>					*						
<i>Scrophularia nodosa</i>					*						
<i>Stachys sylvatica</i>					*						
<i>Tussilago farfara</i>					*						
<i>Dryopteris dilatata</i>										.1	
<i>Heracleum sphondylium</i>										.1	
<i>Lapsana communis</i>										.1	
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter (volledige proefvlak)**</b>											
<i>Viburnum opulus</i>					C					1	
<i>Crataegus monogyna</i>					B						
<i>Fraxinus excelsior</i>					B						
<i>Sambucus nigra</i>					B						
<i>Sorbus aucuparia</i>					B						
<i>Acer pseudoplatanus</i>					1						
<i>Betula spp</i>					1						
<i>Cornus mas</i>					1						
<i>Salix caprea</i>					1					3	
<i>Quercus robur</i>					*					1	
<i>Acer campestre</i>										1	
<i>Malus spp</i>										1	
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>					40						30
<b>Struiklaag (R=4,5m)***</b>											
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	
<i>Salix caprea</i>	65	4	1,43	-	43/22	45	4	1,42	-	42/3	
<i>Crataegus monogyna</i>	2	1	-	-	0/2						
<i>Betula spp</i>	1	1	-	-	0/1						
<i>Acer campestre</i>						1	1	-	-	0/1	
<b>Bedekking struiklaag (%)</b>					10						<1
<b>Jonge bomen (R=9m)***</b>											
	N	D1,5m	sd	H	D/L	N	D1,5m	sd	H	D/L	
<i>Salix caprea</i>	48	10	2,00	10,5	0/48	50	9	1,84	11,5	2/48	
<b>Bedekking boomlaag (%)</b>					85						85
<b>Grondvlak (m<sup>2</sup>/ha)</b>					27,01						22,47
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>					12.575						9.196
<b>Aandeel hemisfeer dat onbedekt is (%)</b>											
					13,0						11,9

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : weergegeven is het aantal individuen : <10 = exact aantal; 10-20 = B; 20-40 = C; >40 = D.

\*\*\* : weergegeven zijn aantal (N), gemiddelde diameter in cm (D1,5m), standaardafwijking op de diameters (sd) en hoogte in m (H) van de bomen, alsook of ze dood of levend zijn (D/L).

verjonging voor. Gelderse roos (*Viburnum opulus*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Vlier (*Sambucus nigra*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) zijn voorlopig het meest succesrijk. Vermoedelijk is een deel van de zaailingen afkomstig van de aangeplante bomen en struiken in de bosrand. Vlier, Esdoorn en Es komen evenwel waarschijnlijk uit het aangrenzende loofbos. De snelgroeiende en kortlevende wilgen zullen in dit stuk de komende decennia langzaam vervangen worden, en vermoedelijk zullen Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) dan de boomlaag gaan vormen. In het stuk waar vroeger haver stond is daarentegen nauwelijks een struiklaag aanwezig, wat zich vertaalt in een lager stamtal (9.196 bomen/ha t.o.v. 12.575 bomen/ha) en grondvlak (22,47 m<sup>2</sup>/ha t.o.v. 27,01 m<sup>2</sup>/ha) dan in het gedeelte met zomergerst. Jonge zaailingen zijn er ook minder te vinden, uitgezonderd een paar verspreide individuen van Gelderse roos (*Viburnum opulus*), Spaanse aak (*Acer campestre*), Zomereik (*Quercus robur*), Appel (*Malus spp*) en Boswilg (*Salix caprea*), waarvan er mogelijk een aantal afkomstig zijn van de in de bosrand aangeplante exemplaren. Het is niet zeker of de jonge zaailingen van Boswilg reeds afkomstig zijn van de bomen in het bestand, dan wel van verderaf gelegen zaadbomen.

In de struiklaag komt een vrij groot volume aan staand dood hout van geringe diameter voor (zie Tabel 16). Het gaat voornamelijk om exemplaren van Boswilg, uitvallers bij de natuurlijke stamtalvermindering die zijn weggeconcentreerd door meer groeikrachtige bomen in de bovenetage.

De bedekking van de kruidlaag is overal beperkt en varieert van 5 % tot maximaal 40 %. Dit is mogelijk te wijten aan de dichte kroonsluiting van het bestand, die maar weinig licht op de bosbodem toelaat (zie Fig. 29 en 30). Grote brandnetel (*Urtica dioica*) is de meest voorkomende soort, die plaatselijk tot 30 % van de bodem bedekt. Van de andere soorten komen alleen verspreide exemplaren voor (zie Tabel 16). Het zijn overwegend planten van voedselrijke graslanden zoals Gewone kropaar (*Dactylis glomerata*) en Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), of soorten van ruigten op kalkhoudende bodem, zoals Heermoes (*Equisetum arvense*) en Klein hoefblad (*Tussilago farfara*). Een aantal snel verbreedende bossoorten, zoals Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Bosandoorn (*Stachys sylvatica*), Knopig helmkruid (*Scrophularia nodosa*) en Klimop (*Hedera helix*) zijn ook al opgedoken.



Fig. 29 : Spontaan wilgenbos van 15 jaar oud (*Salix caprea*), voordien wintergerst (St-Maria-Oudenhove, proefvlak 23).



Fig. 30 : Spontaan wilgenbos van 15 jaar oud (*Salix caprea*), voordien haver (St-Maria-Oudenhove, proefvlak 24).

### 3.2.2.3. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Dit voorbeeld toont duidelijk dat een spontane bosontwikkeling op rijke leemgronden zeer snel kan verlopen. De goede geschiktheid van de bodem en de nabijheid van een groot aantal zaadbronnen waren hier blijkbaar voldoende voor een onmiddellijke en volledige kolonisatie van het terrein met Boswilg (*Salix caprea*), waaronder zich, nu het bos een vrij uniforme staakhoutfase heeft bereikt, plaatselijk al volop meereisende soorten beginnen te vestigen. De hoge abundantie van meerdere struiksoorten in de verjonging wijst erop dat het toekomstige bos een rijkelijk voorziene onderetage kan ontwikkelen en mogelijk zal uitgroeien tot een meer structuurrijk bosbestand. Of op deze plaats met een aanplanting (al dan niet met Boswilg) hetzelfde resultaat zou bereikt worden kon niet worden nagegaan vermits een dergelijke aanplanting niet voorhanden was. Wel is het zo dat de kroonsluiting vergelijkbaar is met een aanplanting van dezelfde leeftijd. Het stamtal is echter hoger dan bij een normale aanplanting.



### 3.2.3. De Rodeberg (Westouter)

Centraal in het Westvlaamse Heuvelland, op het grondgebied van de gemeente Westouter, bevindt zich de Rodeberg, een met bos overdekte heuvel. De heuvel is gelegen in een 25 ha groot bos, waarvan een gedeelte al voor het opmaken van de Ferrariskaart (1775) aanwezig was, en dus oud bos mag genoemd worden. Het bos is al die tijd van ontginning gespaard gebleven, doordat de hellingen te steil zijn voor akkerbouw en de meeste gronden stenig en moeilijk te bewerken zijn. De heuvel bestaat uit een afwisseling van rode ijzerhoudende zandlagen (vandaar de naam "Rodeberg") en kleilagen met tussenin bronniveau's, waarop een eolische laag zandleem van variabele dikte is afgezet. Op de plaats van de proefvlakken zijn deze zandleembodems vrij voedselrijk en vochtig tot droog, zonder profielontwikkeling of met onbepaalde profielontwikkeling (Lfp en Lbx). Voor bebossing zijn dit matig tot goed geschikte gronden.

West-Vlaanderen is een bosarme provincie en het schaarse bos wordt door zeer veel wandelaars bezocht. Ook de Rodeberg kampt met de problemen van een te hoge recreatiedruk. Om die in de toekomst te verlagen wordt er recent aan bosuitbreiding gedaan, door omliggende landbouwgronden te beplanten of spontaan te laten verbossen. Nabij de rand van het oude bosgedeelte ligt zo'n voormalig akkerland, 0,75 ha groot en voor driekwart omsloten door oude loofboombestanden (zie Fig. 31).

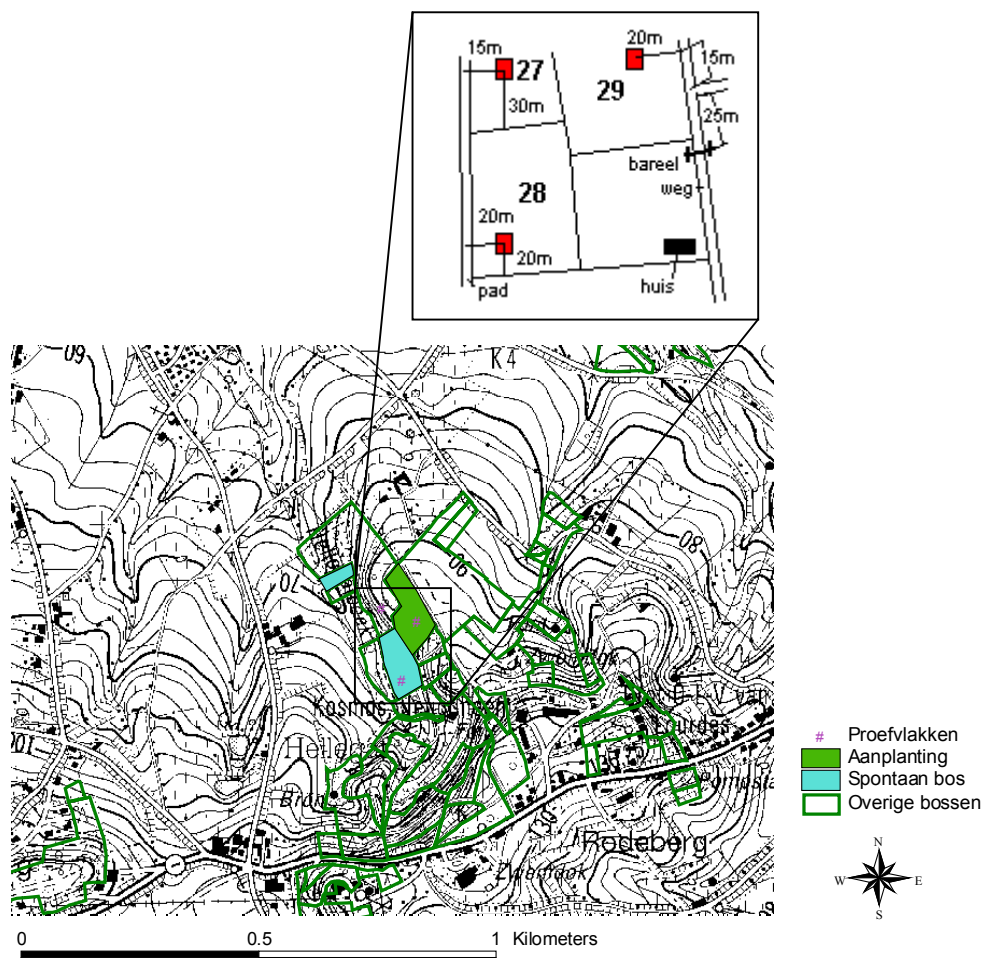


Fig. 31 : Ligging van spontaan bos en aanplanting op de Rodeberg (Westouter).



De laatste 4 jaar werd op dit perceel op een biologische manier, i.c. zonder bestrijdingsmiddelen, geteeld. Het betrof wisselbouw van tarwe, gevolgd door bieten, maïs en ten slotte raaigras. Na de aankoop in 1992 werd het perceel bij wijze van experiment ingezaaid met Ruwe berk (*Betula pendula*). Dit bleek een mislukking, weinig of geen zaailingen van berk konden zich vestigen, en er werd besloten het perceel verder spontaan te laten evolueren. Aan het spontane bos grenst nog een tweede akker van gelijke grootte, waarop altijd afwisselend maïs en tarwe heeft gestaan. Dit perceel werd in 1992 met Zomereik (*Quercus robur*) aangeplant.

### 3.2.3.1. Proefopzet

In totaal werden 3 proefvlakken van 8x8 meter uitgezet, 1 in het oude bosgedeelte als referentie (27), 1 in het spontane bos (28) en 1 in de aanplanting (29) (zie Fig. 31). Proefvlak 27 bevindt zich op 30 m van de grens met het spontane bos en op 15 m van het pad. Proefvlak 28 ligt op 20 m van zowel het pad als het aanliggende beukenbos. Proefvlak 29 ligt 40 m voorbij de bareel op de toegangsweg (15 m voorbij de zijweg aan de rechterkant) en op 20 m van de hoofdweg. In ieder proefvlak werd de vegetatie opgenomen. In het referentiebos werd een gedetailleerde structuuroptelling uitgevoerd in proefcirkels, in het spontane bos en de aanplanting bleef de karakterisatie van het boombestand beperkt tot het bepalen van de gemiddelde diameter en de gemiddelde hoogte van 30 bomen in het proefvlak.

### 3.2.3.2. Het referentiebos

Het oude bos bestaat uit gemengde loofhoutbestanden. In de bovenetage komt onder andere Beuk (*Fagus sylvatica*), Tamme kastanje (*Castanea sativa*), berk (*Betula spp.*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Zomereik (*Quercus robur*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Populier (*Populus cv*) voor. In het referentiebos waar een proefvlak werd gekozen, zijn Tamme kastanje, Gewone esdoorn, Zomereik en Gewone es de hoofdboomsoorten (zie Tabel 17).

De kruidlaag wordt sterk door Braam (*Rubus fruticosus*) gedomineerd (zie Tabel 17), in overeenstemming met de zure ondergrond (pH-CaCl<sub>2</sub> 3,27). Toch haalt de Boshyacint (*Hyacinthoides non-scripta*) tussen de bramen een bedekking van ruim 10% en dit over de ganse oppervlakte, een aanduiding dat het hier een oud bos betreft. De ontwikkeling van dergelijke tapijten van bossoorten met langzame zaadverbreiding duurt immers vele tientallen jaren (Tack *et al.*, 1993).

Onder het kronendak komt een ijle struiklaag van Vlier (*Sambucus nigra*) en Gewone esdoorn voor, hier en daar vergezeld door Hazelaar (*Corylus avellana*) en Beuk. Daarnaast zijn ook oude exemplaren van Klimop (*Hedera helix*) talrijk aanwezig; sommige bedekken de ganse stam en reiken tot bovenin de boomtoppen. In de kruidlaag is opvallend veel verjonging van opnieuw Gewone esdoorn aanwezig. Jonge zaailingen van andere soorten daarentegen ontbreken volledig, op enkele Zomereiken na. Dit schetst meteen een hypothetisch beeld van het bos in de verre toekomst, als zijnde een esdoornbos, waarin zich eventueel nog een geringe bijmenging van Zomereik handhaaft.

### 3.2.3.3. Het spontane bos

Nadat de inzaai met berk in 1992 mislukte, werden er geen maatregelen meer getroffen, zodat het terrein open lag voor spontane kolonisatie. Momenteel is er een dichte gemengde verjonging van bomen en struiken tot stand

Tabel 17 : Vegetatie- en structuuroptnames op de Rodeberg (Westouter).

<u>Rodeberg</u>												
	Referentie					Spontaan			Aanplanting			
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>												
<i>Rubus fruticosus</i>	5					.2			.2			
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	1+											
<i>Hedera helix</i>	.4					.1			.1			
<i>Rumex obtusifolius</i>						.4			.1			
<i>Epilobium ciliatum</i>						.2						
<i>Ranunculus repens</i>						.2			.1			
<i>Urtica dioica</i>						.2			.4			
<i>Cirsium vulgare</i>						.1						
<i>Dryopteris dilatata</i>						.1						
<i>Dryopteris filix-mas</i>						.1						
<i>Lonicera periclymenum</i>						.1						
<i>Mentha arvensis</i>						.1						
<i>Moehringia trinerva</i>						.1						
<i>Myosotis ramosissima</i>						.1						
<i>Stachys sylvatica</i>						.1						
<i>Taraxacum spp</i>						.1						
<i>Trifolium repens</i>						.1						
<i>Angelica sylvestris</i>									.1			
<i>Cirsium arvense</i>									.1			
<i>Heracleum sphondylium</i>									.1			
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter (volledige proefvlak)**</b>												
<i>Acer pseudoplatanus</i>	D					D			D			
<i>Sambucus nigra</i>	4					D			B			
<i>Quercus robur</i>	1											
<i>Sorbus aucuparia</i>	*											
<i>Alnus glutinosa</i>						B						
<i>Crataegus monogyna</i>						1			D			
<i>Fagus sylvatica</i>						2						
<i>Fraxinus excelsior</i>						*			6			
<i>Prunus spinosa</i>						*			D			
<i>Carpinus betulus</i>									1			
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	70					40			30			
<b>Struiklaag (R=4,5m)***</b>												
	N	D1,5m	sd	H	D/L							
<i>Sambucus nigra</i>	5	3	0,58	-	0/5							
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	6	-	-	0/1							
<b>Bedekking struiklaag (%)</b>	5					20			<1			
<b>Jonge bomen (R=9m)***</b>												
	N	D1,5m	sd	H	D/L	<u>Gemiddelde voor 30 bomen</u>						
						D1,5m	sd	H	D1,5m	sd	H	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	12	3,10	9	2/2	6,3	3,10	8	7,3	2,02	6	
<i>Corylus avellana</i>	1	10	-	7	0/1							
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	32	-	25	0/1							
<i>Quercus robur</i>	1	36	-	21,5	0/1							
<i>Sambucus nigra</i>	1	8	-	6	0/1							
<b>Oude bomen (R=18m)***</b>												
	N	D1,5m	sd	H	D/L							
<i>Castanea sativa</i>	5	56	13,7	22,5	0/5							
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	42	-	25	0/1							
<b>Bedekking boomlaag (%)</b>	80					80			95			
<b>Grondvlak (m<sup>2</sup>/ha)</b>	28,67					19,40			14,85			
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	1.316					>5.000			3.300			
<b>Aandeel hemisfeer dat onbedekt is (%)</b>												
	12,2					11,1			11,2			

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : weergegeven is het aantal individuen : <10 = exact aantal; 10-20 = B; 20-40 = C; >40 = D.

\*\*\* : weergegeven zijn aantal (N), gemiddelde diameter in cm (D1,5m), standaardafwijking op de diameters (sd) en hoogte in m (H) van de bomen, alsook of ze dood of levend zijn (D/L).

gekomen (zie Fig. 32). Vooral Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en Boswilg (*Salix caprea*) zijn talrijk, maar er staat ook veel Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Vlier (*Sambucus nigra*), naast wat Boskers (*Prunus avium*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Zwarte els (*Alnus glutinosa*) en Tamme kastanje (*Castanea sativa*). De Tamme kastanjes, essen, elzen, Meidoorns en vlierstruiken zijn bijna zeker afkomstig van zaadbronnen uit het omringende bos. Dit geldt ook voor de Gewone esdoorn, die bijna overal massaal voorkomt. Voor Boswilg en Boskers ligt de zaak anders, aangezien er in de buurt nauwelijks zaadbomen van deze soorten te vinden zijn. Boswilg is echter een pioniersoort bij uitstek, verbreed door de wind, die zijn lichte zaden over vele kilometers kan verplaatsen. Boskers en Meidoorn worden door vogels meegenomen, waardoor ook relatief grote afstanden te overbruggen zijn. Boswilg is een kortlevende boomsoort. In de toekomst zal de soort verdwijnen, en zal het bos vermoedelijk evolueren naar een gemengd esdoorn-essenbos.



Fig. 32 : Spontaan bos van 9 jaar oud op de Rodeberg (Westouter, proefvlak 28).



Fig. 33 : Aanplanting van Zomereik (*Quercus robur*) van 9 jaar oud op de Rodeberg (Westouter, proefvlak 29).

De kruidlaag in het spontane bos is vrij gevarieerd, en soortenrijker dan die in het referentiebos (zie Tabel 17). Geen enkele soort is echt dominant en de meeste soorten komen in groepjes geclusterd of verspreid voor. Verschillende snel verbreidende bossoorten zijn al in het jonge bos vertegenwoordigd. Kiemplanten van Klimop (*Hedera helix*) komen zeer veel voor, Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*), Drienerfmuur (*Moehringia trinerva*), Bosandoorn (*Stachys sylvatica*), Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*) en Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) duiken hier en daar op. De flora bestaat verder uit een aantal ruigtekruiden, zoals Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*), Beklierde basterdwederik (*Epilobium ciliatum*) en Speerdistel (*Cirsium vulgare*). Ook enkele typische graslandsoorten, zoals Paardebloem (*Taraxacum spp*), Witte klaver (*Trifolium repens*) en Ruw vergeet-mij-nietje (*Myosotis ramosissima*), zijn er nog te vinden, restanten van het kortstondige graslandgebruik net voor de verbossing.

#### 3.2.3.4. De aanplanting

De akker die aan het spontane bos grenst, werd in 1992 met Zomereik (*Quercus robur*) aangeplant. Tegelijk werd aan de rand een smalle gordel van Sleedoorn (*Prunus spinosa*) en Meidoorn (*Crataegus monogyna*) aangebracht, om een natuurlijke zoomvegetatie te simuleren. Tussen de aanplantingen komt een dichte spontane verjonging voor van voornamelijk Gewone es (*Fraxinus*

*excelsior*). Andere spontane soorten zijn Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Berk (*Betula spp*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*) en Boskers (*Prunus avium*). Ook van Meidoorn komen spontane zaailingen voor, die mogelijk reeds afkomstig zijn van de randbeplantingen, of van elders werden aangevoerd door vogels. Aanvankelijk was de soortensamenstelling van de verjonging anders dan nu, in die zin dat er veel meer esdoorn stond. Gezien de esdoorn zich overal in het referentiebos massaal verjongt, werd ook hier gevreesd voor een absolute dominantie van deze boomsoort, waarna besloten werd alle esdoornzaailingen eenmalig te kappen. Momenteel heeft de soort al opnieuw een plaats opgeëist, zij het minder overheersend dan voordien. Opvallend is dat de es waarschijnlijk heeft geprofiteerd van de kapping van de esdoornzaailingen om zich uit te breiden. De es is hier namelijk veel talrijker dan in het spontaan verboste perceel.

De kruidlaag in de aanplanting is maar zwak ontwikkeld. Dit kan te wijten zijn aan het dichte kronendak van het bestand (95% gesloten), waar maar weinig licht doorheen kan dringen (zie Fig. 33). Van de bossoorten die in het spontane bos reeds te vinden zijn is hier enkel Klimop (*Hedera helix*) waargenomen. Er staat verder alleen een beperkte hoeveelheid Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Braam (*Rubus fruticosus*) en wat ruigtekruiden, zoals Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Gewone engelwortel (*Angelica sylvestris*), Gewone bereklauw (*Heracleum sphondylium*) en Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*).

### 3.2.3.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting

De structuur van de boomlaag vertoont slechts geringe verschillen tussen het spontane bos en de aanplanting. De kwaliteit en de groeikracht van de bomen is in beide bossen hoog. Wel bezitten de spontane bomen duidelijk een hogere slankheidsgraad (respectievelijk 127 t.o.v. 82), wat nadelig kan zijn voor de individuele stabiliteit van de bomen. Dit komt doordat het stamtal in het spontane bos (>5.000 bomen/ha) hoger is dan in de aanplanting, waarin de plantafstand 1,5 × 2 meter bedraagt (3.300 bomen/ha). De aangeplante bomen hebben hierdoor dan weer veel meer lage zijtakken, doordat de natuurlijke snoei langzamer verloopt, wat nadelig is voor de houtkwaliteit. Toch bevatten zowel het spontane bos als de aanplanting voldoende goed gevormde elementen om in de toekomst een waardevolle houtopbrengst te kunnen garanderen (Hubeau, mond. med.).

Het spontane bos heeft een meer soortenrijke kruidlaag dan de aanplanting, waarbij vooral de bossoorten opvallend meer aanwezig zijn. Een mogelijke reden hiervoor is dat de aanplanting slechts aan 1 zijde door oud bos begrensd wordt en het spontane bos aan 3 zijden, waardoor de kansen op kolonisatie groter zijn. Ook het feit dat de struiklaag in het spontane bos een bedekking van 20% haalt, maar in de aanplanting nog nauwelijks is ontwikkeld, zou hieraan te wijten kunnen zijn.

Naar verjonging toe zijn de aanplanting en het spontane bos vergelijkbaar. In beide komt een groot aantal zaailingen voor (>25.000 per ha), bovendien van meerdere soorten bomen en struiken. De soortensamenstelling van deze verjonging is eveneens gelijkaardig, al verschillen de stamtallen enigszins voor de soorten onderling.

### 3.2.3.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Het perceel op de Rodeberg bewijst dat een spontane bosontwikkeling op rijke leemgronden in de nabijheid van oud bos tot een bos met hoge natuurwaarde kan leiden. De boomlaag is vrij uniform, maar soortenrijk en intiem gemengd, de struiklaag ontwikkelt zich goed en de kolonisatie door bossoorten verloopt vlot. Bovendien is het boombestand naar houtkwaliteit toe evenwaardig aan de bestudeerde aanplanting met een duurzame

loofboomsoort als de Zomereik. Het gebruik van spontane verbossing op locaties als deze, waar de standplaatsfactoren zeer gunstig zijn, lijkt dan ook een waardevol alternatief.

### 3.2.4. Het Alserbos (St-Martens-Voeren)

Het Alserbos situeert zich in de Voerstreek, op enkele kilometers ten zuiden van Sint-Martens-Voeren (zie Fig. 34). Het bos is gelegen op een heuvel, waar de ondergrond bestaat uit heel stenige, vochthoudende leembodems, met een textuur-B-horizont of een humus/ijzer-B-horizont (bodemsieries Gba en GbF). De locatie is eigenlijk een oude bossite, die op de Ferrariskaart (1775) als bos staat ingekleurd. In 1958 werd het bos bijna integraal gekapt en omgevormd tot akkerland. Alleen aan de westelijke zijde van het terrein bleef een lange smalle bosgordel van kapping gespaard. Ook in het noordoosten werd een klein gedeelte wel gekapt, maar niet in cultuur gebracht, zodat het opnieuw kon verbossen. Na 1958 bleven de gronden zeker tot 1975 als akkerland in gebruik. Door de stenige bodem was dit echter zeer moeilijk en tussen 1975 en 1980 werd ongeveer de helft van de akkers verlaten, zodat een spontane verbossing op gang kwam. De rest van de terreinen werd tot graslanden omgevormd. In 1984 kon Bos & Groen de totale oppervlakte van 23 ha aankopen, met de bedoeling het vroegere bos op de heuvel te herstellen. De graslanden werden in de jaren 1985-1990 voor het grootste gedeelte aangeplant met diverse soorten loofhout in kleine, meestal homogene blokken. De overige terreinen, die sinds 1975-1980 spontaan verbossen, mochten - evenals een kleine oppervlakte grasland - verder spontaan evolueren, hoewel in een aantal beperkte gedeeltes werd gedund.

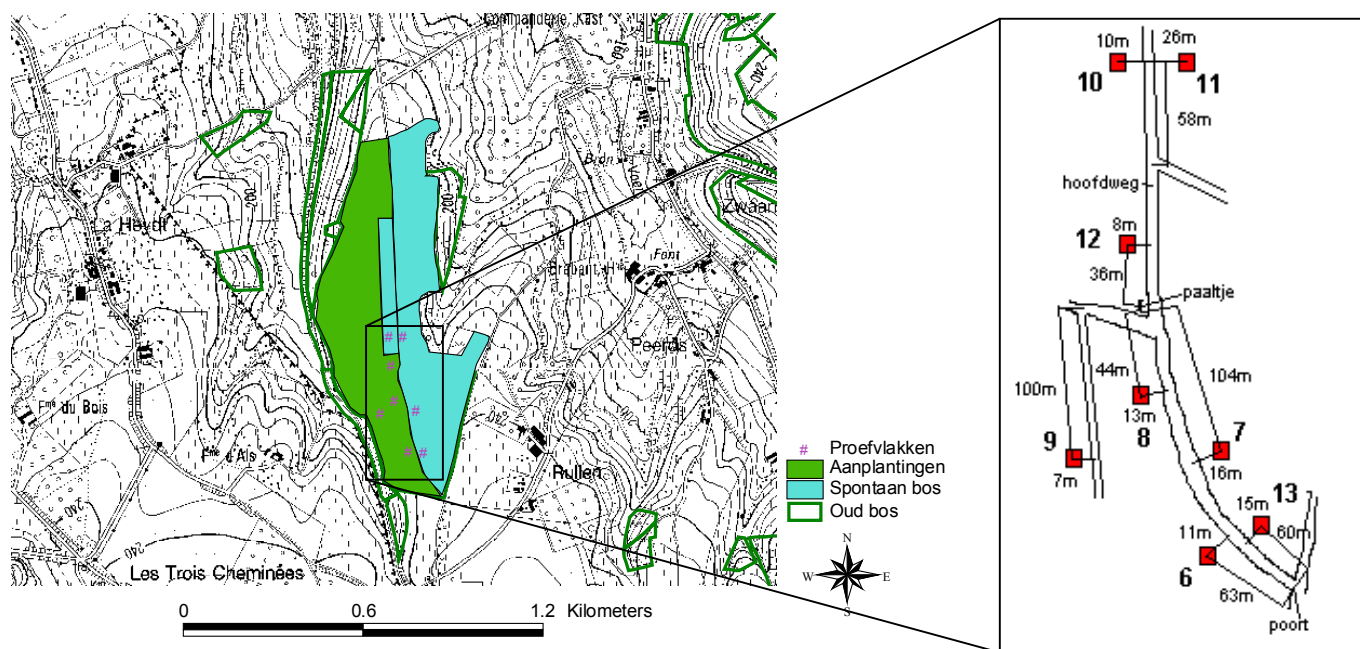


Fig. 34 : Ligging van de spontane bosgedeelten en de aanplantingen te St-Martens-Voeren.

#### 3.2.4.1. Proefopzet

Het 23 ha grote bos is zeer gevarieerd door de diverse aanplantingen en door de verschillende bostypes die in het spontane bos voorkomen. Omwille van de beperkingen van de proefopzet was het niet mogelijk alle verschillende situaties te bemonsteren. Er werd daarom getracht een verslag te maken van alle waargenomen verschillen op het terrein en deze te interpreteren aan de hand van een globale beschrijving van het gebied.

Bijkomend werden in totaal 8 proefvlakken van 8 × 8 meter uitgezet (zie Fig. 34). Daarvan zijn er 4 in aangeplante percelen met Zomereik (6), Beuk (8), Boskers (9) en gemengd loofhout (12) en 4 in niet-gedund spontaan bos (7, 10, 11 en 13) gekozen. Proefvlak 6 bevindt zich op 63 m van de toegangspoort tot het bos, en op 11 m van de weg. Proefvlak 13 ligt bijna recht daar tegenover, op 60 m van de poort en 15 m van de weg. De proefvlakken 7, 8 en 12 werden georiënteerd t.o.v. een paaltje dat zich ter hoogte van de eerste zijweg aan de linkerkant van de hoofdweg bevindt. Proefvlak 7 ligt op 104 m ten zuiden van dit paaltje, op 15 m van de weg, proefvlak 8 op 44 m ten zuiden van het paaltje en op 13 m van de weg, aan de andere kant. Proefvlak 12 ligt op 36 m voorbij het paaltje en op 8 m van de weg. Om proefvlak 9 te bereiken moet de zijweg links worden ingeslagen en meteen weer links worden ingeslagen. Het proefvlak ligt 100m verder, op 7 meter van de weg aan de westelijke zijde. De proefvlakken 10 en 11 tenslotte liggen op 58 m voorbij de eerste zijweg aan de rechterkant van de hoofdweg, op respectievelijk 10 m en 26 m aan weerszijden van de hoofdweg. Alle proefvlakken werden met een diagonaal loodrecht op de rand van het bos georiënteerd. In ieder proefvlak gebeurde een opname van de vegetatie en werden de gemiddelde diameter en hoogte van maximaal 30 bomen in het proefvlak bepaald.

### 3.2.4.2. De oude bosgedeelten

De noordoostelijk gelegen oude boskern werd in 1958 mee met de rest gekapt, waarna onmiddellijk een spontane hergroei kon gebeuren. Haagbeuk (*Carpinus betulus*) is de hoofdboomsoort, maar er staat ook Beuk (*Fagus sylvaticus*) en Berk (*Betula spp*) tussen. De struiklaag wordt gedomineerd door Hazelaar (*Corylus avellana*). Alles wijst er op dat de bodem hier vrij zuur is. De kruidlaag heeft maar een zeer geringe bedekking (< 1%) en er ligt een dikke onverteerde strooisellaag.

De langgerekte oude bosgordel in het westen werd niet gekapt in 1958, en heeft dus een veel langere ongestoorde ontwikkeling gekend. De strook wordt aan de voet van de heuvel begrensd door een beekvallei, waar de bodem veel natter is en meer kalk bevat dan in de rest van het gebied. Tot de dominante boomsoorten behoren Berk (*Betula spp*), Beuk (*Fagus sylvatica*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Winteraik (*Quercus petraea*). De kruidvegetatie wordt gekenmerkt door een rijke voorjaarsvegetatie en beekbegeleidende soorten. Zo staat er onder andere Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Eenbes (*Paris quadrifolia*), Speenkruid (*Ranunculus ficaria*), Witte klaverzuring (*Oxalis acetosella*), Look-zonder-look (*Alliaria petiolata*), Lelietje-van-Dalen (*Convallaria majalis*), Grote muur (*Stellaria holostea*), Boskortsteel (*Brachypodium sylvaticum*), Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*), Gewone salomonszegel (*Polygonatum multiflorum*), Gulden sleutelbloem (*Primula veris*) en Gevlekte aronskelk (*Arum maculatum*). De vocht- en pH-gradiënt zorgt op de hogere delen voor een totaal andere vegetatie, met onder meer Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*), Valse salie (*Teucrium scorodonia*), Braam (*Rubus fruticosus*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Reuzenzwenkgras (*Festuca gigantea*), Schaduwgras (*Poa nemoralis*) en Witte veldbies (*Luzula luzuloides*).

Omwille van tijdsgebrek was het niet mogelijk in de oude bossen ook proefvlakken uit te zetten.

### 3.2.4.3. De spontaan verboste percelen

Het spontane bos komt voornamelijk op voormalige akkerlanden voor. Dit gedeelte situeert zich uitsluitend aan de oostelijke zijde van de heuveltop, begrensd door de centrale toegangsweg. Aan de westelijke zijde ligt nog een smalle strook spontaan bos op voormalig grasland.



Het geheel biedt een erg heterogeen uitzicht. Er komt een grote structuurvariatie in voor, gaande van open plekken met ruigtevegetaties, over struwelen met Brem (*Sarothamnus scoparius*), Braam (*Rubus fruticosus*) en verspreide groepjes bomen, tot vrijwel homogeen en gesloten bos, dat zowat 80% van de oppervlakte bedekt (zie Fig. 35 en 36). In totaal werden in de spontane verbossing 4 situaties geselecteerd, die min of meer representatief waren, met name 2 in gesloten bos op akkerland, 1 in gesloten bos op grasland en 1 in halfopen bos op akkerland. Geheel open vegetaties werden dus niet bemonsterd. De proefvlakken werden in elkaars buurt gesitueerd, om mogelijke verschillen in bodemeigenschappen zo beperkt mogelijk te houden. Uit de bodemanalyses blijkt ook dat er tussen de plots weinig verschillen zijn (zie Tabel 10). De bodems zijn matig zuur (pH-CaCl<sub>2</sub> tussen 4,66 en 5,51) en zoals verwacht overal rijk aan stikstof en fosfor. Het merendeel van het P is evenwel in onopneembare vorm, zodat dit element toch limiterend is voor de plantengroei. Voorts bevatten de bodems een grote hoeveelheid organisch materiaal.



Fig. 35 : Spontaan berkenbos van 20 jaar oud op voormalig akkerland (Alserbos, Voeren, proefvlak 7).



Fig. 36 : Spontaan bos met Boswilg (*Salix caprea*) en Berk (*Betula spp*) van 20 jaar oud op voormalig grasland (Alserbos, Voeren, proefvlak 11).

### **Spontaan bos op akkerland**

In het eerste proefvlak in spontaan bos op akkerland (7) bestaat de boomlaag integraal uit Berk (*Betula spp*) (zie Tabel 18). De kroonsluiting heeft zich inmiddels voltrokken en het bestand bevindt zich in de staakhoutfase. De struiklaag heeft een bedekking van ongeveer 3% en bestaat uit Boswilg (*Salix caprea*) en Gelderse Roos (*Viburnum opulus*). De recentste verjonging is evenwel gevarieerder en bevat zaailingen van Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Boskers (*Prunus avium*), Meidoorn, (*Crataegus monogyna*), Zomereik (*Quercus robur*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*).

In de kruidlaag domineert de Grote brandnetel (*Urtica dioica*), met een bedekking van ongeveer 20% (zie Tabel 19). Verder zijn er nog enkele akkeronkruiden terug te vinden, zoals Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en Bijvoet (*Artemisia vulgaris*). Daarnaast komen er planten van ruigtes en gestoorde milieus in voor, bijvoorbeeld Pitrus (*Juncus effusus*), Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*), Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*) en Leverkruid (*Eupatorium cannabinum*). Opmerkelijk is reeds de aanwezigheid van meerdere typische bossoorten, zoals Schaduwkruiskruid (*Senecio ovatus*), Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Bosroos (*Rosa arvensis*), en Knopig helmkruid (*Scrophularia nodosa*).



Het tweede proefvlak in spontaan bos op akkerland (11) toont qua structuur een vrij gelijkaardig beeld. Het verschil zit in de samenstelling van de boomlaag, die hier voor 60% uit berk en voor 40% uit Boswilg bestaat. De bomen zijn hier ook nog iets jonger (gemiddelde diameter 5,5 cm t.o.v. 8,2 cm) en het stamtal naar verhouding groter (6.563 bomen/ha t.o.v. 3.906 bomen/ha). Het grondvlak is evenwel bijna gelijk (19,38 m<sup>2</sup>/ha t.o.v. 22,06 m<sup>2</sup>/ha), alsook de hoeveelheid licht die op de bosbodem valt (aandeel open plekken 10,4% t.o.v. 12,7%). De struiklaag is hier nog weinig of niet ontwikkeld en bestaat uit enkele exemplaren van Gelderse roos (*Viburnum opulus*). De kruidlaag is duidelijk minder soortenrijk dan in het eerste proefvlak (15 t.o.v. 27 soorten) en bevat vooral minder bossoorten. Uit dit alles kunnen we besluiten dat de bosontwikkeling op deze plaats waarschijnlijk enkele jaren later op gang dan ter hoogte van het eerste proefvlak.

Tabel 18 : Opnames van de bosstructuur in het Alserbos (Voeren).

	<b>Alserbos (Voeren)</b>							
	Aanplantingen				Spontaan bos			
	Eik	Beuk	Boskers	Gemengd	Akker bos 1	Akker bos 2	Grasland bos 3	Akker Halfopen
Nummer	6	8	9	12	7	11	10	13
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter (bedekking in %)</b>								
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<1	<1	2	<1	<1		<1	
<i>Crataegus monogyna</i>	<1				1	<1		<1
<i>Fagus sylvatica</i>	<1							
<i>Prunus avium</i>	<1		<1	<1	<1		<1	
<i>Sambucus nigra</i>	<1							
<i>Quercus robur</i>		<1	<1	<1	<1	<1		
<i>Fraxinus excelsior</i>				<1				
<i>Populus canescens</i>					2			
<i>Sorbus aucuparia</i>					<1	<1		
<i>Carpinus betulus</i>						<1		<1
<i>Castanea sativa</i>						<1		
<i>Betula spp</i>								<1
<b>Struiklaag (bedekking in %)</b>								
<i>Viburnum opulus</i>					2	<1		
<i>Salix caprea</i>					1			
<i>Prunus avium</i>								<1
<i>Sambucus nigra</i>								<1
<i>Crataegus monogyna</i>							*	
<b>Boomlaag (aantal gemeten bomen per soort)</b>								
<i>Quercus robur</i>	30			17				
<i>Fagus sylvatica</i>		30		1				
<i>Prunus avium</i>			30					1
<i>Fraxinus excelsior</i>				5				
<i>Tilia platyphyllos</i>				2				
<i>Betula spp</i>					30	18	14	
<i>Salix caprea</i>						11	14	
<i>Crataegus monogyna</i>						1	2	
<b>Dl,5m (cm)</b>	6,3	7,1	6,5	3,7	8,2	5,5	4,4	15
<b>Sd**</b>	2,4	1,7	2,0	1,7	2,2	2,8	3,5	-
<b>Plantverband (m)</b>	1*1	1*1,5	2*2	1,5*2	-	-	-	-
<b>Grondvlak (m<sup>2</sup>/ha)</b>	33,45	22,54	8,62	5,02	22,06	19,38	20,51	2,76
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	9.375	5.391	2.381	3.906	3.906	6.563	8.281	156
<b>Aandeel hemisfeer</b>								
<b>dat onbedekt is (%)</b>	39,5	0,7	19,1	11,7	12,7	10,4	11,9	34,1

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : Standaardafwijking op de diameters

Tabel 19 : Vegetatieopnames in het Alserbos (Voeren).

Nummer	Aanplantingen				Spontaan bos			
	Eik	Beuk	Boskers	Gemengd	Akker bos 1	Akker bos 2	Grasland bos 3	Akker halfopen
6	8	9	12	7	11	10	13	
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>								
<i>Urtica dioica</i>	2	.1	.1	2	2	.2	7	.4
<i>Dactylis glomerata</i>	.2		.4	.2	.1	.1		.4
<i>Cirsium vulgare</i>	.1		.2	.1	.1	.1		.1
<i>Epilobium spp</i>	.1		.1		.1		.1	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.1				.1		.1	
<i>Galium aparine</i>	.1		.1	.1	.1	.1	.1	.1
<i>Heracleum sphondylium</i>	.1							.1
<i>Holcus mollis</i>	.1	.1	.1	.2	.2	2	.1	
<i>Rumex obtusifolius</i>	.1				.1			
<i>Taraxacum spp</i>	.1		.1	.1				
<i>Pteridium aquilinum</i>		.1						
<i>Torilis japonica</i>		.1		.4			.2	6
<i>Agrostis capillaris</i>			8	.1	.2		.1	
<i>Holcus lanatus</i>			.2	4				.2
<i>Cerastium fontanum</i>			.1					
<i>Crepis capillaris</i>			.1					
<i>Dryopteris filix-mas</i>			.1		.1			.2
<i>Epilobium tetragonum</i>			.1	.2		.2		
<i>Hypericum perforatum</i>			.1	.1				
<i>Luzula luzuloides</i>			.1					
<i>Ranunculus repens</i>			.1					
<i>Rumex acetosa</i>			.1					
<i>Trifolium repens</i>			.1					
<i>Vicia hirsuta</i>			.1	.1			.1	.1
<i>Vicia sativa</i>			.1					
<i>Cirsium arvense</i>				.1	.2			.4
<i>Eupatorium cannabinum</i>					.2	.1		
<i>Rubus idaeus</i>					.2	.2		
<i>Senecio ovatus</i>					.2			
<i>Artemisia vulgaris</i>					.1			.1
<i>Cirsium palustre</i>					.1			
<i>Dryopteris dilatata</i>					.1			
<i>Epilobium angustifolium</i>					.1		.1	
<i>Epilobium montanum</i>					.1			.1
<i>Epilobium parviflorum</i>					.1			
<i>Juncus effusus</i>					.1	.1	.2	.2
<i>Rosa arvensis</i>					.1			
<i>Rubus fruticosus</i>					.1	.1	.1	.1
<i>Senecio jacobaea</i>					.1	.1		
<i>Solanum dulcamara</i>					.1			
<i>Vicia tetrasperma</i>					.1			.1
<i>Scrophularia nodosa</i>					.1	.1		
<i>Angelica sylvestris</i>						.2		
<i>Poa trivialis</i>						.1		
<i>Teucrium scorodonia</i>						.1		
<i>Calamintha clinopodium</i>							.1	
<i>Geum urbanum</i>							.1	
<i>Hypericum dubium</i>								.4
<i>Melandrium dioicum</i>								.4
<i>Arrhenaterum elatius</i>								.2
<i>Poa pratensis</i>								.2
<i>Agrostis stolonifera</i>								.1
<i>Digitalis purpurea</i>								.1
<i>Epilobium ciliata</i>								.1
<b>Aantal soorten</b>	10	4	20	13	27	15	13	22
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	20	<1	90	70	40	40	85	90

Ter hoogte van het derde proefvlak met spontaan bos op akkerland (13) hebben zich om een of andere reden nog maar weinig zaailingen kunnen vestigen. Hier komt een halfopen vegetatie voor die gedomineerd wordt door grassen en ruigtekruiden. De enkele individuen van Berk (*Betula spp*) en Boskers (*Prunus avium*) die er staan, zijn op korte tijd erg breed kunnen uitgroeien (zie Fig. 38). Hierdoor is het grondvlak (2,76 m<sup>2</sup>/ha) vrij hoog in verhouding tot het stamtal (156 bomen/ha), terwijl het aandeel lichtvlekken op de bodem (34,1%) in verhouding gering is. De ruigtevegetatie is soortenrijk, hoewel ze voor 60 % wordt gedomineerd door Heggedoornzaad (*Torilis japonica*). Daarnaast komen er heel wat grassoorten voor, zoals Gewone kropaar (*Dactylis glomerata*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Glanshaver (*Arrhenaterum elatius*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*) en Fioringras (*Agrostis stolonifera*), elk met een bedekking tussen 2 en 5%. Ook Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Kantig hertshooi (*Hypericum dubium*) en Pitrus (*Juncus effusus*) hebben dezelfde bedekking. Opmerkelijk is ook de aanwezigheid van de bossoorten Dagkoekoeksbloem (*Melandrium dioicum*) en Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*).

### **Spontaan bos op grasland**

Het spontane bos ter hoogte van het proefvlak op grasland (10) heeft een structuur die zeer gelijkaardig is aan het gesloten spontane bos op akkerland. De boomlaag bestaat hier voor 50% uit Boswilg (*Salix caprea*) en voor 50% uit Berk (*Betula spp*). Een struiklaag is hier nog niet aanwezig en er komen ook maar weinig jonge zaailingen voor. De gemiddelde diameter van de bomen is iets geringer dan in de plots op akkerland (4,4 cm), het stamtal hoger (8.281 bomen/ha). Het grondvlak is evenwel gelijkaardig (20,51 m<sup>2</sup>/ha), alsook het aandeel van de lichtvlekken op de bosbodem (11,9%).

Anders dan in het spontane bos op akkerland wordt de kruidlaag hier sterk gedomineerd door de Grote brandnetel (*Urtica dioica*), die 70% van de oppervlakte bedekt. Voorts komen nog bijna alleen ruigtekruiden voor (zie Tabel 19).



Fig. 37 : Bossoorten zijn in het jonge spontane bos reeds aanwezig, zoals dit Schaduwkruiskruid (*Senecio ovatus*) (Alserbos, Voeren).



Fig. 38 : Spontane halfopen vegetatie op voormalig akkerland (Alserbos, Voeren, proefvlak 13).

### 3.2.4.4. De aanplantingen

De aanplantingen zijn uitsluitend op voormalige graslanden gelegen. Hoewel enkele bestanden gemengd zijn, of ingeboet met andere soorten, bestaat het merendeel van de aanplantingen uit homogene blokken, waarin telkens slechts één enkele boomsoort werd aangeplant. Daarom leent deze locatie zich uitstekend om het effect van verschillende boomsoorten op de vegetatie onder gelijkaardige milieuocondities te vergelijken. Er zijn meer dan 10 loofboomsoorten te vinden, maar uiteindelijk werden alleen Zomereik (*Quercus robur*), Boskers (*Prunus avium*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en een gemengd bestand geselecteerd voor het onderzoek. De analyses tonen dat de bodemkarakteristieken overal gelijkaardig zijn aan die binnen de spontaan verboste percelen op akkerland.

#### **Zomereik (*Quercus robur*)**

Het betreft een homogene eikenaanplanting, die zeer plaatselijk werd ingeboet met Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Zomerlinde (*Tilia platyphyllos*) en Beuk (*Fagus sylvatica*). De gebruikte plantafstand is 1x1 meter. Ondanks dit dichte plantverband zijn nog maar weinig bomen afgestorven (625/ha op een totaal van 10.000/ha). Bij een gemiddelde boomdiameter van 6,3 cm is het grondvlak dan ook zeer hoog (33,45 m<sup>2</sup>/ha).

De Zomereik is een lichtboomsoort. Hierdoor kan een grote hoeveelheid licht doorheen het kronendak de bosbodem bereiken : het aandeel van de lichtvlekken bedraagt 39,5%, de hoogst gemeten waarde voor de 8 proefvlakken. Toch komt er in het bestand maar een spaarzame kruidvegetatie voor (zie Fig. 39). Het is niet waarschijnlijk dat dit aan verzuring te wijten is, want de pH-CaCl<sub>2</sub> bedraagt 5,19 en is dus niet bijzonder laag. Vermoedelijk bestaat er wel een verband met het bladstrooisel van de Zomereik, dat moeilijk verteert en hier een vrij dikke laag vormt, mogelijk een fysische barrière voor de kieming van planten. Grote brandnetel (*Urtica dioica*) is dominant en heeft een homogene bedekking van ongeveer 20 %, te verklaren door de ruime beschikbaarheid van licht en fosfaat. Verder is er nog vrij veel Gewone kropaar (*Dactylis glomerata*) aanwezig, wat verband houdt met het vroegere graslandgebruik. Ook Paardebloem (*Taraxacum spp*), Gewone bereklauw (*Heracleum sphondylium*) en Zachte witbol (*Holcus mollis*) herinneren nog aan dit graslandverleden, maar die soorten komen hier alleen nog sporadisch voor. Echte bosplanten zijn onder de kruidachtige soorten in dit jonge eikenbos nog nergens te bespeuren.



Fig. 39 : Aanplanting met Zomereik (*Quercus robur*) (Alserbos, Voeren, proefvlak 6).

Er is al een beperkt aantal spontane zaailingen van bomen en struiken aanwezig, meerbepaald van Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Vlier (*Sambucus nigra*), Boskers (*Prunus avium*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Een echte struiklaag heeft zich evenwel nog niet kunnen ontwikkelen.

#### **Beuk (*Fagus sylvatica*)**

Proefvlak 8 werd gekozen in een homogene aanplanting met Beuk (*Fagus sylvatica*), in een verband van 1x1,5 m. Stamtal (5.391 bomen/ha) en grondvlak (22,54 m<sup>2</sup>/ha) zijn hierdoor veel lager dan in de eikenaanplanting.

Wat meteen opvalt is dat de kruidlaag ontbreekt, met uitzondering van enkele exemplaren van Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*), Zachte witbol (*Holcus mollis*) en Heggedoornzaad (*Torilis japonica*). De verklaring hiervoor is dat de Beuk een echte schaduwboomsoort is. Onder het dicht gesloten kronendak is het zeer donker (het aandeel van de lichtvlekken bedraagt slechts 0,7%), wat meteen de belangrijkste verklaring is voor het feit dat er nauwelijks planten te bespeuren zijn (zie Fig. 40). Een dikke laag onverteerde beukenbladeren bedekt de bodem. Bijkomende factoren zouden dus het strooiselpakket en verzuring kunnen zijn, die het strooisel van de Beuk kan veroorzaken (Nordén, 1993; Dossche, 1998). Inderdaad blijkt de zuurtegraad van de bodem op deze plaats de laagste die in het Alserbos gemeten werd (pH-CaCl<sub>2</sub> 4,2). Het voorkomen van de zuurminnende Adelaarsvaren kan hier mee in verband worden gebracht. Wat verjonging betreft kan hetzelfde worden gezegd als van de kruidlaag : ze ontbreekt nagenoeg totaal. Op een enkele zaailing van Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en Zomereik (*Quercus robur*) na is er niets te vinden.



Fig. 40 : Aanplanting met Beuk (*Fagus sylvatica*) (Alserbos, Voeren, proefvlak 8).

#### **Boskers (*Prunus avium*)**

De aanplanting met Boskers (*Prunus avium*) gebeurde in een vrij ruim plantverband van 2x2 meter. Het stamtal (2.381 bomen/ha) en het grondvlak (8,62 m<sup>2</sup>/ha) zijn dan ook lager dan bij de aanplantingen met Zomereik en Beuk.

Van alle aanplantingen heeft de aanplanting met Boskers de best ontwikkelde kruidlaag, met 20 soorten, en het contrast met de beukenaanplanting is

opmerkelijk groot. Gedeeltelijk is dit te wijten aan de ijle structuur van het bestand, doordat de plantafstand vrij groot is. Ook al is de Boskers een halfschaduwboomsoort en hebben de boomkronen zich intussen zo goed ontwikkeld dat de sluiting bijna volledig is, toch volstaat de hoeveelheid doorvallend licht om de vroegere graslandvegetatie grotendeels in stand te houden (zie Fig. 41). Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) haalt een bedekking van bijna 80 %. Andere graslandrelicten zijn Paardebloem (*Taraxacum spp*), Klein streepzaad (*Crepis capillaris*), Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), Veldzuring (*Rumex acetosa*) en Witte klaver (*Trifolium repens*). Wat opvalt is dat ook de verjonging het in de kersenaanplanting goed doet. De toekomst is duidelijk voor de Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) weggelegd, waarvan de zaailingen een bedekking van 20 % halen.



Fig. 41 : Aanplanting met Boskers (*Prunus avium*) (Alserbos, Voeren, proefvlak 9).

### Gemengde aanplanting

De gemengde aanplanting (zie Fig. 42) is samengesteld uit 70% Zomereik (*Quercus robur*), 15% Gewone es (*Fraxinus excelsior*), 10% Zomerlinde (*Tilia platyphyllos*) en 5% Beuk (*Fagus sylvatica*). Het bestand is enkele jaren jonger dan de andere 3 aanplantingen, wat blijkt uit de lagere gemiddelde diameter van de bomen (3,7 cm). Bij een plantverband van 1,5x2 m en een stamtal van 3.906 bomen/ha geeft dit een grondvlak van 5,02 m<sup>2</sup>/ha, het laagste van alle aanplantingen.

De soortensamenstelling van de kruidlaag lijkt sterk op die van de aanplanting met Boskers, al is ze armer aan soorten en domineren hier Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Grote brandnetel (*Urtica dioica*) in plaats van Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*). Ook zijn er al meer graslandsoorten verdwenen. Er is een beperkte hoeveelheid zaailingen aanwezig van Zomereik (*Quercus robur*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en Boskers (*Prunus avium*).





Fig. 42 : Gemengde aanplanting  
(Alserbos, Voeren, proefvlak 12)

### 3.2.4.5. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplantingen

Al was er geen berkeaanplanting waarmee het spontane berkenbos kon worden vergeleken, uit de vergelijking met de andere soorten kunnen ook een aantal conclusies worden getrokken, hoewel men zich hierbij bewust moet zijn van het effect van de boomsoorten zelf.

- **Structuur**

In de meeste aanplantingen en verbossingen heeft de kroonsluiting zich al enige tijd voltrokken. De bestanden hebben op dit moment een tamelijk uniforme staakhoutfase bereikt, die ook qua soortensamenstelling vrij homogeen is over de ganse oppervlakte. Het grondvlak is in het gesloten spontane bos vrij constant en varieert tussen 19,38 en 22,86 m<sup>2</sup>/ha. In het halfopen gedeelte bedraagt het grondvlak evenwel maar 2,76 m<sup>2</sup>/ha. In de aanplantingen is het grondvlak sterk afhankelijk van het plantverband en het stamtal, en varieert tussen 5,02 en 33,45 m<sup>2</sup>/ha. Het stamtal is in regel vergelijkbaar tussen het spontane bos en de aanplantingen, behalve in het halfopen gedeelte. De standaardafwijking op de diameters is gemiddeld iets hoger in het spontane bos dan in de aanplantingen (52,4% t.o.v. 34,7%).

De structuur van het spontane bos is rijker dan die van de aanplantingen. Dit komt enerzijds omdat het spontane bos al een 5-tal jaren ouder is, maar ook omdat de spontane bosontwikkeling niet overal even snel verloopt. Zo heeft zich in de aanplantingen nog bijna nergens een struiklaag ontwikkeld, waar in het berkenbos op de meeste plaatsen al struiken zijn verschenen (zie Tabel 15). Het spontane bos bestaat voor meer dan 80% uit gesloten, vrij gelijkjarige en gelijkvormige bestanden, maar wordt hier en daar afgewisseld door struwelen, open plekken en gesloten bos, wat voor een gevarieerd landschap zorgt. In het gedeelte met de aanplantingen zorgen de afzonderlijke blokken met verschillende boomsoorten voor een zekere afwisseling. De scherpe begrenzing van de verschillende blokken en de aanplantingen in een vast plantverband maken evenwel dat de aanplantingen veel minder natuurlijk ogen dan het spontane bos.

In het spontane bos komt vrij veel dood hout van geringe diameter voor. Dit is een gevolg van de natuurlijke stamtalvermindering, die in de aanplantingen nog bijna niet heeft plaatsgegrepen.

- **Evolutie van de bodem en de humuskwaliteit**

In de aanplantingen is de bodem nog nergens tot een volwaardige bosbodem geëvolueerd. Dit in tegenstelling tot het spontane bos, waar de bodem al een goed ontwikkelde, donkere humuslaag heeft. Dit is het gevolg van meerdere factoren, waaronder de hogere leeftijd van het spontane bos maar vooral het verschillende karakter van de boomsoorten. Zo heeft waarschijnlijk het milde bladstrooisel van de Wilg (*Salix spp*) en de Berk (*Betula spp*), die al lange tijd bekend staat om zijn bodemverbeterende effecten (Gardiner, 1968), bijgedragen tot een snellere bodemontwikkeling in het spontane bos. Het is duidelijk dat de Zomereik en vooral de Beuk met hun moeilijk afbreekbare strooisel op dit vlak voor een vertraagde evolutie in de aanplantingen zorgen. In de aanplanting met Boskers en de gemengde aanplanting verloopt de ontwikkeling gunstiger en vrij vergelijkbaar met die in de spontane bosgedeelten.

- **Kruidlaag**

Het is zo dat er tussen de kruidlaag van het spontane bos, de aanplanting met Boskers en de gemengde aanplanting maar weinig verschil in soortenrijkdom is. De aanplantingen met Zomereik en vooral die met Beuk, scoren op dit vlak duidelijk veel minder goed. De kruidlaag is in deze twee aanplantingen niet alleen minder soortenrijk, ze is ook veel minder goed ontwikkeld. In de beukenaanplanting is er zelfs nauwelijks een kruidlaag aanwezig.

Naar soortensamenstelling bestaan er wel een aantal verschillen. In de gemengde aanplanting en de aanplanting met Boskers domineren grassen : Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) bij Boskers, Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) in het gemengde bestand. Dit is terug te leiden tot het vroegere graslandgebruik van de terreinen. In het spontane bos lijken meer ruigtekruiden aanwezig te zijn en ook de Grote Brandnetel haalt soms een hoge bedekking. De aanwezigheid van meerdere snel verspreidende bossoorten, die in de aanplantingen nog bijna volledig ontbreken, is eveneens opvallend. Dit zou kunnen liggen aan de iets hogere leeftijd van het bos, maar ook aan toevalsfactoren, zoals de kolonisatie door restpopulaties die mogelijk plaatselijk de vrij korte periode van 20 jaar landbouwgebruik konden overbruggen. Mogelijk is er ook een verband met de snellere bodemevolutie in het spontane bos.

### 3.2.4.6. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

De spontane bosontwikkeling verloopt op deze rijke leemgronden kennelijk heel vlot. De spontane bossen hebben een rijke, natuurlijke en ruimtelijk gevarieerde structuur. Na 20 jaar herbergen ze al een grote rijkdom aan plantensoorten. De bodemevolutie, evenals de kolonisatie door bosplanten, gaat in de spontane bossen duidelijk sneller dan in de aanplantingen met Zomereik en Beuk; met de gemengde aanplanting en de aanplanting met Boskers zijn de verschillen veel kleiner. Hier blijkt vooral de boomsoort dus bepalend voor de soortenrijkdom van de kruidlaag. In de bestanden met boomsoorten met een ijle lichtdoorlatende kroon en mild strooisel komt een rijke en gevarieerde kruidlaag voor, net als in de spontane bossen. De boomlaag bestaat hier immers uit boomsoorten met vergelijkbare licht- en strooiseleigenschappen. Niettemin dient gesteld dat de spontane bossen een veel rijkere interne structuur hebben, ook al zijn ze eveneens over het algemeen vrij gelijkjarig.



### 3.2.5. Het Altenbroek ('s Gravenvoeren/Noorbeek)

Het Altenbroek is gelegen net ten NO van de gemeente 's Gravenvoeren. Het is een 160 ha groot grensoverschrijdend natuurreservaat, in 1996 erkend en eigendom van Natuurpunt vzw (135 ha) en de Nederlandse Vereniging Natuurmonumenten (25 ha). Het gebied bestaat uit een afwisseling van helling- en plateaubossen, (mineraalrijke) graslanden en akkers, in een heuvelachtig en kleinschalig landschap. De bodem is stenig, zuur en mineraalrijk en bestaat uit oude Maasterrassen en leemplateaus met asymmetrische beekdalen. De meest voorkomende bodemseries zijn Gba, Gbp en GDa. Onderaan de hellingen komt heel plaatselijk kalk voor. Het uitgesproken reliëf en de veelheid aan bodemtypes, gecombineerd met de bijzondere ligging op de grens tussen het Atlantische en het Centraal Europese plantendistrict, verklaren de hoge plantendiversiteit die hier voorkomt.

In het Noorden van het reservaat, op Vlaams grondgebied, ligt op het plateau een 10 ha groot terrein met akkerlanden en graslanden, dat sinds januari 1996 spontaan ontweekt (zie Fig. 43). De bedoeling is dat het terrein ook in de toekomst verder spontaan evolueert. Als enige vorm van beheer vindt sinds het voorjaar van 1999 een extensieve begrazing plaats met 7 Gallowayrunderen over een totale oppervlakte van 42 ha, die het aanliggende oude bos mee bestrijkt.

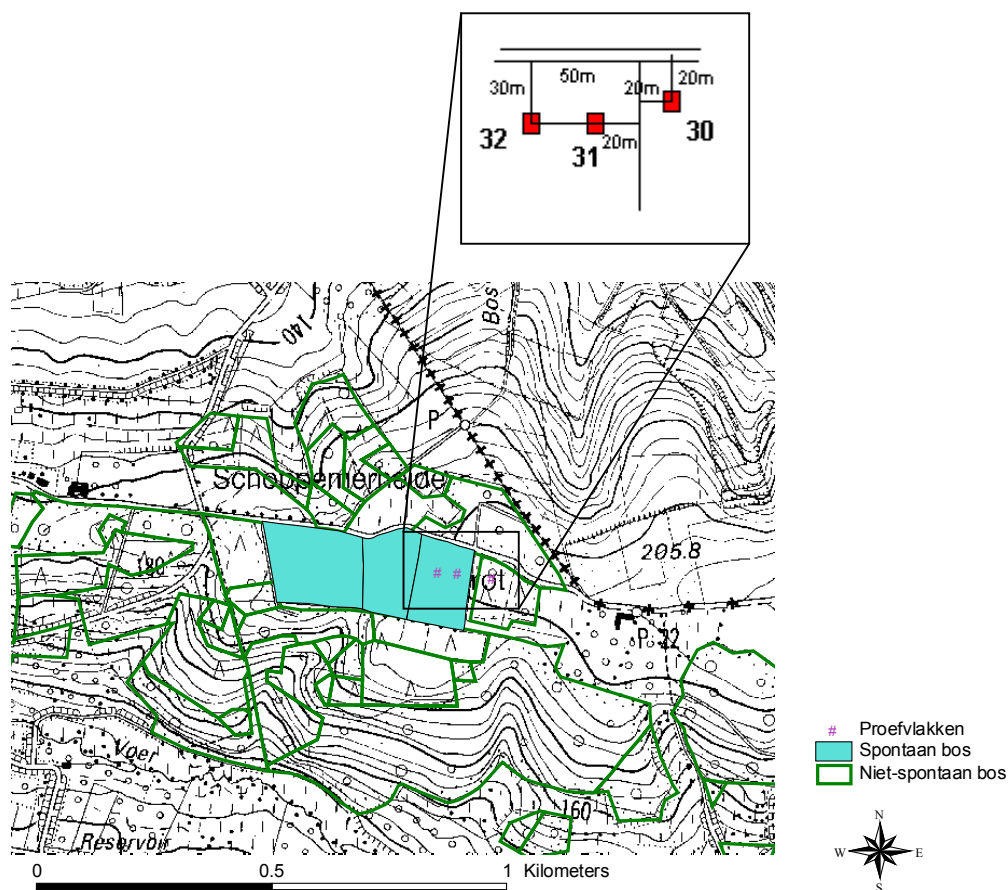


Fig. 43 : Ligging van het spontane bos in het Altenbroek ('s Gravenvoeren/Noorbeek).

### 3.2.5.1. Proefopzet

In totaal werden 3 proefvlakken van 16×16 meter uitgezet, 2 in de spontane verbossing op voormalig akkerland (31 en 32) en 1 in het aangrenzende jonge berkenbos (30) als referentie (zie Fig. 43). Er bevond zich geen jonge aanplanting in de buurt om mee te vergelijken. Proefvlak 30 ligt op 20 m van de toegangsweg en op 20 m van de grens met de spontane verbossing. De proefvlakken 31 en 32 liggen beide op 30 m van de toegangsweg, en op respectievelijk 20 m en 50 m van de grens met het referentiebos.

In ieder proefvlak werd de kruidvegetatie opgenomen, werden de zaailingen geteld en hun bedekking ingeschat. Een structuuropname van het referentiebos werd uitgevoerd binnen het proefvlak zelf, zonder gebruik te maken van steekproefcirkels. Er werden geen bodemstalen of hemisferische foto's genomen.

### 3.2.5.2. De oude bosgedeelten

Hoewel in het verleden veel van de oorspronkelijke bossen in het gebied werden gekapt en vervangen door landbouwgronden en homogene naaldhoutaanplantingen, komt er nog steeds heel wat natuurlijk bos voor, waaruit jammer genoeg wel veelal de meest waardevolle bomen zijn verwijderd. In gevolge het uitgesproken reliëf en de daaraan bodemeigenschappen bestaat het natuurlijke bos uit een sequentie van verschillende bostypes. Op de hooggelegen leemplateaus en bovenaan de hellingen, waar de bodem licht zuur en matig voedselrijk is, komt afwisselend het Wintereiken-Beukenbos (*Fago-Quercetum*) en het Veldbies-Beukenbos (*Luzulo-Fagetum*) voor. Op de hellingen gaan deze bostypes over in het Eiken-Haagbeukenbos (*Stellario-Carpinetum*). Onderaan de hellingen, waar de bodem voedselrijker en plaatselijk kalkrijk is, komt het Parelgras-Beukenbos (*Melico-Fagetum*) voor. De flora is hier bijzonder rijk aan oudbossoorten. Onder meer Lelietje-van-dalen (*Convallaria majalis*), Gevlekte aronskelk (*Arum maculatum*), Boskortsteel (*Brachypodium sylvaticum*), Schaduwkruiskruid (*Senecio ovatus*), Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Bosviooltje (*Viola riviniana/reichenbachiana*) en Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*) groeien hier in grote aantallen. Op de kalkrijke stukken komen een aantal specifieke planten, zoals de zeldzame Bruine orchis (*Orchis purpurea*).

### 3.2.5.3. Het referentiebos

Het bos dat als referentie werd gebruikt is een voormalig Wintereikenbos (*Quercus petraea*), dat werd kaalgekapt en daarna spontaan evolueerde. Momenteel is er een homogeen berkenbos (*Betula spp*) tot stand gekomen, dat naar schatting 10 tot 15 jaar oud is en zich in de staakhoutfase bevindt.

Er komen heel wat boom- en struiksoorten in de verjonging voor, zij het verspreid en in kleine aantallen (zie Tabel 20). In het proefvlak werden Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Hazelaar (*Corylus avellana*), Brem (*Cytisus scoparius*), Hulst (*Ilex aquifolium*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), Zomereik (*Quercus robur*), Vlier (*Sambucus nigra*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) aangetroffen. De Berk (*Betula spp*) zelf verjongt zich niet. Het bos zal in de toekomst mogelijk evolueren naar een gemengd eiken-esdoornbos, met een gevarieerde struiklaag.

De kruidlaag heeft een bedekking van ongeveer 30 % en wordt gedomineerd door Braam (*Rubus fruticosus*) en Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*) (zie Tabel 21). Ook Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Framboos (*Rubus idaeus*) en Valse salie (*Teucrium scorodonia*) komen vrij veel voor. Merkwaardig is verder de aanwezigheid van Ruige veldbies (*Luzula pilosa*), Pilzegge (*Carex pilulifera*) en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*). De

aanwezigheid van Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) toont aan dat het wel degelijk om oud bos gaat. Bijna alle genoemde soorten wijzen op een matig voedselarme, droge en zure bodem.

Tabel 20 : Opname van de bosstructuur in het Altenbroek (Voeren). De cijfers hebben betrekking op het ganse 16x16 m proefvlak.

<b>Altenbroek (Voeren)</b>						
	Referentie		Spontaan 1		Spontaan 2	
<b>Zaailingen h &lt; 2 meter**</b>						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	.1	10	.1	10-20	.1
<i>Corylus avellana</i>	1	.1				
<i>Cytisus scoparius</i>	1	.1				
<i>Ilex aquifolium</i>	1	.1				
<i>Prunus serotina</i>	80-100	.1	3	.1		
<i>Quercus robur</i>	1	.1				
<i>Sambucus nigra</i>	1	.1				
<i>Sorbus aucuparia</i>	40-50	.1	10	.1	3	.1
<i>Salix caprea</i>			150-200	1+	200-250	1+
<i>Betula spp</i>			40-50	.2	60-70	.2
<i>Larix decidua</i>			10	.1	8	.1
<i>Buddleja davidii</i>				*		*
<i>Pinus sylvestris</i>					1	.1
<b>Bedekking zaailingen (%)</b>	1		15		18	
<b>Stamtal (zaailingen/ha)</b>	5.547		9.882		12.383	
<b>Struiklaag***</b>						
<i>Prunus serotina</i>	90%					
<i>Sorbus aucuparia</i>	5%					
<i>Acer pseudoplatanus</i>	5%					
<b>Bedekking struiklaag (%)</b>	30		0		0	
<b>Boomlaag****</b>						
	<b>0-10cm</b>	<b>10-20cm</b>	<b>20-30cm</b>			
<i>Betula spp</i>	13	10	2			
<i>Salix caprea</i>	1					
<i>Sorbus aucuparia</i>	1					
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	1.055		0		0	

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : aantal zaailingen en bedekking (Londo-schaal).

\*\*\* : aandeel in de soortensamenstelling in %.

\*\*\*\* : aantal bomen per diameterklasse.

### 3.2.5.4. De spontane bosgedeelten

Over het ganse 10 ha grote terrein komt een vrij dichte en soortenrijke natuurlijke verjonging voor, het stamtal bedraagt gemiddeld ruim 10.000 zaailingen per ha (zie Tabel 20). De boomsoorten hebben meer een pionierkarakter dan die in het referentiebos. Boswilg (*Salix caprea*) is het best vertegenwoordigd qua aantal (5.000-10.000 zaailingen /ha) en bedekking (ruim 10%), gevolgd door de Berk (*Betula spp*) (2.000 zaailingen/ha, bedekking 2-4%). Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Lork (*Larix decidua*), Grove den (*Pinus sylvestris*), Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en Vlinderstruik (*Buddleja davidii*) zijn hier en daar verspreid terug te vinden. Er is zich dus een zeer gemengd loofbos aan het vormen, waarin tevens een gering aandeel naaldhout aanwezig is. Op het eerste zicht wordt de bosontwikkeling maar weinig afgeremd door de extensieve begrazing die hier plaatsvindt, hoewel er duidelijk vraat aan een aantal zaailingen was vast te stellen. Het is niet zeker wat het effect van de begrazing op lange termijn zal zijn op de soortensamenstelling van het bos. Het is mogelijk dat bepaalde soorten, zoals Berk (*Betula spp*) en Grove den (*Pinus sylvestris*) bevoordeligd worden, omdat die over het algemeen minder graag gegeten worden (Baeté & Vandekerckhove, 2001). Veel zal vermoedelijk afhangen van de hoeveelheid voedsel die de dieren in de kruidlaag blijven vinden. De begrazing hoeft niet alleen negatieve effecten op de bosontwikkeling te hebben. Door zeer lokale verschillen in begrazingsdruk

is het mogelijk dat een meer gevarieerde structuur ontstaat, met open plekken, struwelen en meer gesloten bos.

Tabel 21 : Vegetatieopnames in het Altenbroek (Voeren).

<b>Altenbroek (Voeren)</b>			
	<b>Referentie</b>	<b>Spontaan 1</b>	<b>Spontaan 2</b>
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>			
<i>Rubus fruticosus</i>	1+	.1	.1
<i>Lonicera periclymenum</i>	1-		
<i>Dryopteris dilatata</i>	.2		
<i>Rubus idaeus</i>	.2		
<i>Teucrium scorodonia</i>	.2		
<i>Carex pilulifera</i>	.1		
<i>Epilobium spp</i>	.1	.1	.1
<i>Hypericum pulchrum</i>	.1		.1
<i>Luzula pilosa</i>	.1		
<i>Poa trivialis</i>	.1	1+	2
<i>Pteridium aquilinum</i>	.1		
<i>Ranunculus repens</i>	.1		.4
<i>Urtica dioica</i>	.1	.1	.1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.1	.1	.1
<i>Cirsium arvense</i>		1+	.4
<i>Cirsium vulgare</i>		.4	.2
<i>Elymus repens</i>		.4	
<i>Poa annua</i>		.4	.1
<i>Anthriscus sylvestris</i>		.1	
<i>Bromus hordeaceus</i>		.1	.4
<i>Cerastium fontanum</i>		.1	.1
<i>Chamerion angustifolium</i>		.1	.1
<i>Crepis spp</i>		.1	.1
<i>Epilobium parviflorum</i>		.1	
<i>Holcus lanatus</i>		.1	.4
<i>Hypochaeris radicata</i>		.1	.1
<i>Juncus inflexus</i>		.1	.1
<i>Juncus tenuis</i>		.1	
<i>Lolium perenne</i>		.1	.1
<i>Mentha arvensis</i>		.1	.1
<i>Plantago lanceolata</i>		.1	
<i>Plantago major</i>		.1	.1
<i>Ranunculus acris</i>		.1	
<i>Rumex acetosella</i>		.1	
<i>Sagina procumbens</i>		.1	
<i>Senecio inaequidens</i>		.1	.2
<i>Sonchus oleraceus</i>		.1	.1
<i>Taraxacum spp</i>		.1	.1
<i>Tussilago farfara</i>		.1	.1
<i>Valerianella spp</i>		.1	
<i>Veronica arvensis</i>		.1	.1
<i>Vicia sepium</i>		.1	
<i>Trifolium repens</i>			1-
<i>Carex pallescens</i>			.1
<i>Festuca pratensis</i>			.1
<i>Humulus lupulus</i>			.1
<i>Juncus effusus</i>			.1
<i>Melandrium dioicum</i>			.1
<i>Lapsana communis</i>			.1
<i>Scrophularia nodosa</i>			.1
<i>Trifolium dubium</i>			.1
<b>Aantal soorten</b>	14	33	34
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	20	40	50

De kruidlaag is in deze initiële fase nog zeer soortenrijk (zie Tabel 21). Alleen al in de 2 proefvlakken werden 44 plantensoorten weergevonden. Grassen maken het grootste deel van de vegetatie uit. Het meest voorkomend zijn Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Straatgras (*Poa annua*), Gewone kropaar (*Bromus hordeaceus*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Kweek (*Elymus repens*). Akkeronkruiden nemen de tweede plaats in met onder meer Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), Kruipe de boterbloem (*Ranunculus*

*repens*), Gewone melkdistel (*Sonchus oleraceus*) en Akkermunt (*Mentha arvensis*). Ook andere soorten van graslanden en ruigten, zoals Witte klaver (*Trifolium repens*), Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Paardebloem (*Taraxacum spp*) en Klein hoefblad (*Tussilago farfara*) zijn goed vertegenwoordigd. Bijzondere soorten zijn Bleke zegge (*Carex pallescens*), Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*), Veldsla (*Valerianella spp*), Dagkoekoeksbloem (*Melandrium dioicum*) en Knopig helmkruid (*Scrophularia nodosa*). In het aanliggende grasland komen ook de zeldzame Borstelkrans (*Clinopodium vulgare*) en Aarddistel (*Cirsium acaule*) voor.

### 3.2.5.5. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Hoewel het bestudeerde bos nog zeer jong is, staat het vast dat op deze plaats een spontane verbossing heel goede kansen heeft en zeer snel kan verlopen. Doordat het terrein midden in oud bos is gelegen zijn veel zaadbronnen aanwezig. Dit resulteert in de goede verjonging van vele boom- en struiksoorten, waardoor een gemengd bos met een rijke onderetage tot de mogelijkheden behoort. De externe begrazing lijkt hier tot nu toe weinig effect op te hebben.

### 3.3. Locaties op alluviale gronden

In rivier- en beekvalleien komen op veel plaatsen alluviale bodems voor. Deze bodems bestaan uit fijn, kleirijk slib, dat door de rivier wordt afgezet wanneer die buiten haar oevers treedt, het zogenaamde alluvium. Alluviale bodems zijn per definitie voedselrijke bodems. Immers, bij elke overstroming voert het water een hoeveelheid nutriënten aan, die gedeeltelijk in de bodem achterblijven nadat het water weer is weggetrokken. In feite kan deze discontinue aanrijking worden aanzien als een vorm van natuurlijke bemesting, waardoor de bodems in zekere zin te vergelijken zijn met landbouwgronden. Veel alluviale bodems zijn als weiland of hooiland in gebruik. Recent worden echter veel van deze gronden ook bebost, meestal met cultivars van Populier (*Populus cv*), soms met Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Wilg (*Salix spp*) of Zwarte els (*Alnus glutinosa*). Spontane verbossingen komen hier ook voor, zij het op marginale, weinig intensief gebruikte landbouwgronden, die buiten het kader van deze studie vallen. Het loont echter zeker de moeite om ook voor de rijkere bodems na te gaan of het niet mogelijk is gebruik te maken van een spontane verbossing.

#### 3.3.1. De vallei van de Grote Nete (Westerlo)

In de vallei van de Grote Nete komen veel alluviale bodems voor die nog steeds regelmatig worden overstroomd door de rivier of een van de beken in het gebied. De meeste van die bodems waren vroeger als hooiland of weiland in gebruik. Aan akkerbouw werd op deze gronden maar zelden gedaan, omwille van de frequente overstromingen en de zware bodem. Op de alluviale gronden in de valleien van de Grote Nete en de Laak ligt ook het 31 ha grote natuurreservaat Netevallei-Schaapwees, dat eigendom is van Natuurpunt vzw. Het bestaat voornamelijk uit spontaan bos, voor een groot stuk daterend uit de Tweede Wereldoorlog, toen veel van de hooi- en weilanden werden verlaten. Een kleiner deel verboste pas in een latere periode, en een aantal percelen werden met Populier (*Populus cv*) aangeplant.

Voor het onderzoek werd centraal in dit bosgebied een voormalig weiland geselecteerd, dat sinds een 25-tal jaar spontaan verbost (zie Fig. 44), en vergeleken met een aangrenzende populierenaanplanting van dezelfde leeftijd. Het perceel is voor een deel gelegen in een lichte komvormige depressie van ongeveer 3 ha groot, die in de loop der tijden gedeeltelijk opgevuld raakte met afzettingsslib. De bodem bevat er ongeveer 20% klei, 40% leem en 40% zand, is permanent vochtig, met begin van de roestverschijnselen ter hoogte van het maaiveld, en heeft zoals alle jonge alluviale bodems nog geen profielontwikkeling. Dit alles staat voor het bodemseriesymbool Efp. Het terrein dat de kom omringt vertoont een complexe pedologie, met heel wat microreliëf. Op een paar ingezonken plaatsen komt eveneens kleirijk alluvium voor, maar meestal zijn de bodems zandiger, hoger gelegen en droger, en hier en daar zijn zelfs heuse rivierduinen ontstaan, waarop van nature een totaal ander vegetatietype voorkomt. Het spontane bos is omringd door aanplantingen met populier en Zomereik (*Quercus robur*). Eén van de populierenaanplantingen ligt eveneens gedeeltelijk op alluviale bodem, waardoor een vergelijking met het spontane bos mogelijk is. Het enige verschil ligt in de aanwezigheid van een aantal drainagegrachten, die het perceel doorsnijden.

##### 3.3.1.1. Proefopzet

In totaal werden binnen de alluviale zone 2 proefvlakken van 8×8 meter uitgezet, 1 in het spontane bos (25) en 1 in het populierenbos (26). De proefvlakken zijn te bereiken door vanaf de hoofdweg het eerste pad aan de

rechterkant in te slaan. Na 50 m buigt dit pad in een wijde bocht naar rechts. Ongeveer 100 m verder ligt proefvlak 26, op 20 m van het pad in het populierenbos aan de rechterkant en op 20 m van de grens met het spontane bos. Proefvlak 25 ligt 40 m verder, in het spontane bos, eveneens op 20 m van het pad en op 20 m van de grens met de populierenaanplanting (zie Fig. 44). In beide proefvlakken werd de vegetatie opgenomen, voor de bosstructuur werd gebruik gemaakt van cirkelplots. Er kon geen oud bos op vergelijkbare bodems ter referentie worden gevonden.



Fig. 44 : Ligging van het spontane bos en de populierenaanplanting in de Grote Netevallei (Westerlo).

### 3.3.1.2. Het spontane bos

Alles wijst erop dat het proces van spontane verbossing op deze plaats erg langzaam verloopt. In 25 jaar tijd zijn er slechts hier en daar enkele Boswilgen (*Salix caprea*) en Schietwilgen (*Salix alba*) opgeschoten, en op de drogere plaatsen wat Zomereik (*Quercus robur*), de rest van de oppervlakte is met een hoge ruigtevegetatie overdekt (zie Fig. 45 en 46). Doordat de wilgen zoveel plaats ter beschikking hadden, zijn ze tot brede struwelen kunnen uitgroeien. Door het dichte netwerk van tot op de grond hangende takken kan nauwelijks licht doordringen. Onder het wilgenstruweel is dan ook haast geen plantengroei mogelijk, de bodem is er vrijwel onbedekt. Dit alles komt min of meer overeen met het beeld van een typisch Wilgenvloedbos (*Salicion albae*) dat normaal langs getijdenrivieren voorkomt. Hier is het echter een overgang naar het Elzenbroekbos (*Alno-padion*), meerbepaald het Ruigtekruiden-Elzenbos (*Filipendulo-alnetum*).

Er zijn waarschijnlijk meerdere redenen voor de trage kolonisatie door bomen en struiken. Alleszins speelt de vochttoestand een belangrijke rol. Het perceel is lager gelegen dan de omliggende terreinen, waardoor het permanent nat is. Alleen dit al beperkt aanzienlijk het aanbod van mogelijke soorten. Verder is de concurrentie van de aanwezige kruidvegetatie mogelijk zo sterk dat veel zaailingen gewoon geen kans krijgen.

Het valt te verwachten dat de vegetatie in de toekomst verder zal evolueren naar een iets meer gesloten bos en dat de dominantie van de kruidlaag langzaam zal verminderen.

De analyses bevestigen dat de bodem in de alluviale kom zeer voedselrijk is (zie Tabel 10). De bodem bevat vrij veel stikstof, maar is vooral uitermate rijk aan fosfor. De waarde van 14.398 mg/kg behoort zelfs tot de hoogste die in België in ongestoorde bodems werd gemeten (De Vos, mond. med.). De verklaring is de hoge nutriëntenaanvoer op deze plaats door de



Fig. 45 : Breed uitgegroeid wilgenstruweel is het spontane bostype op deze alluviale bodems (Grote Netevallei, Westerlo, proefvlak 25).



Fig. 46 : Typische Moerasspirearuigte met o. a. Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*), Wolfspoot (*Lycopodium europaeus*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Grote kattestaart (*Lythrum salicaria*) (Grote Netevallei, Westerlo, proefvlak 25).

frequente overstromingen met vermest en met zouten belast oppervlaktewater. Vooral fosfor vertoont de neiging tot accumulatie. Fosfor kan gemakkelijk bindingen aangaan met andere bodemelementen, zoals calcium en aluminium en dan neerslaan als van zouten die moeilijk heroplosbaar zijn. Zo kan het voor lange tijd worden gefixeerd in een vorm die voor planten niet opneembaar is. Ook hier is dit het geval : de hoeveelheid plantopneembaar fosfor bedraagt slechts 58,66 mg/kg, ofwel 0,4% van het totaal fosforgehalte. Uit de bodemanalyses blijkt er een hoog calciumgehalte in de bodem aanwezig te zijn (1.378 mg/kg), wat erop wijst dat het grootste deel van het fosfor hier onder de vorm van calciumfosfaat is vastgelegd.

Op de open stukken, waar nog geen wilgen staan, is de kruidlaag is zeer weelderig en tot 2 meter hoog. De soortensamenstelling staat duidelijk in verband met de eutrofe situatie en vertoont heel wat kenmerken van een natte Moerasspirearuigte (*Valeriano-Filipenduletum*) (zie Tabel 22).



Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), en Liesgras (*Glyceria maxima*) zijn in dalende

Tabel 22 : vegetatieopnames in de vallei van de Grote Nete (Westerlo).

<u>Vallei Grote Nete</u>										
Populier						Spontaan				
<b>Kruidlaag (Londo-schaal)</b>										
<i>Filipendula ulmaria</i>	4					3				
<i>Urtica dioica</i>	1+					1+				
<i>Lycopus europaeus</i>	.2					5				
<i>Agrostis spp</i>	.1									
<i>Angelica sylvestris</i>	.1					*				
<i>Carex spp</i>	.1					*				
<i>Cirsium palustre</i>	.1					*				
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.1									
<i>Galium aparine</i>	.1					.1				
<i>Glechoma hederacea</i>	.1									
<i>Iris pseudacorus</i>	.1					*				
<i>Juncus effusus</i>	.1									
<i>Ranunculus ficaria</i>	.1									
<i>Rubus fruticosus</i>	.1					*				
<i>Rumex conglomeratus</i>	.1					.1				
<i>Solanum dulcamara</i>	.1									
<i>Eupatorium cannabinum</i>	*					.1				
<i>Valeriana repens</i>	*					*				
<i>Glyceria maxima</i>						1-				
<i>Humulus lupulus</i>						.4				
<i>Lysimachia vulgaris</i>						.2				
<i>Lythrum salicaria</i>						.1				
<i>Phalaris arundinacea</i>						.1				
<i>Poa spp</i>						.1				
<i>Stachys palustris</i>						.1				
<i>Epilobium spp</i>						*				
<i>Holcus lanatus</i>						*				
<i>Rumex obtusifolius</i>						*				
<b>Bedekking kruidlaag (%)</b>	60					95				
<b>Struiklaag (R=4,5m)***</b>										
	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>
<i>Viburnum opulus</i>	1	1	-	-	0/1					
<i>Salix caprea</i>						1	5	-	-	0/1
<i>Salix alba</i>								*		
<b>Jonge bomen (R=9m)***</b>										
	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>
<i>Populus cv**</i>	7	35	2,4	28	0/7					
<i>Quercus robur</i>	4	16	4,5	9,6	0/4			*		
<i>Salix caprea</i>						1	8	-	4	0/1
<b>Oude bomen (R=18m)***</b>										
	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>	<b>N</b>	<b>D1,5m</b>	<b>sd</b>	<b>H</b>	<b>D/L</b>
<i>Populus cv**</i>	11	45	3,7	30	0/11					
<b>Totale bedekking</b>										
<b>boom- en struiklaag (%)</b>	75					25				
<b>Grondvlak (m<sup>2</sup>/ha)</b>	47,74					0,51				
<b>Stamtal (bomen/ha)</b>	698					196				
<b>Aandeel hemisfeer</b>										
<b>dat onbedekt is (%)</b>	22,4					28,2				

\* : soort die buiten het proefvlak werd waargenomen.

\*\* : aangeplante soort

\*\*\* : weergegeven zijn aantal (N), gemiddelde diameter in cm (D1,5m), standaardafwijking op de diameters (sd) en hoogte in m (H) van de bomen, alsook of ze dood of levend zijn (D/L).

volgorde dominant, en dit zijn alle typische planten van stikstof- en/of fosfaatrijke milieus, die tevens in min of meerdere mate vochtminnend zijn. Verder komt er vrij veel Hop (*Humulus lupulus*), Gewone wederik (*Lysimachia vulgaris*), Grote Kattestaart (*Lythrium salicaria*) en Kluwenzuring (*Rumex conglomeratus*) voor. Andere typische planten die eerder verspreid voorkomen zijn Leverkruid (*Eupatorium cannabinum*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Gewone engelwortel (*Angelica sylvestris*), Kleefkruid (*Galium aparine*), Kale jonker (*Cirsium palustre*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*) en Moerasandoorn (*Stachys palustris*). Echte valeriaan (*Valeriana repens*) komt enkel in de bosrand voor, langsheen een gracht.

### 3.3.1.3. De aanplanting met Populier (*Populus cv*)

De populierenaanplanting werd ongeveer gelijktijdig gerealiseerd met de start van de spontane bosontwikkeling, zo'n 25 jaar geleden. De bomen hebben nu een gemiddelde hoogte van 30 meter bereikt, bij een diameter van ongeveer 40 cm (zie Fig. 47 en 48). Het bestand vertoont weinig structuur. In de onderetage komt tamelijk wat Zomereik (*Quercus robur*) voor. Het gaat om spontane exemplaren, die soms bijna dezelfde leeftijd hebben als de populieren, maar wel een nog veel geringere dikte en hoogte hebben. Mogelijk heeft de Zomereik zich hier kunnen vestigen nadat de bodem wat droger werd in gevolge de drainage. De struiklaag is zeer ijl en bestaat uit Gelderse roos (*Viburnum opulus*). Jonge zaailingen van bomen en struiken zijn nergens te bespeuren.



Fig. 47 : Populierenaanplanting op alluviale bodem, met Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*) en Wolfsfoot (*Lycopodium europaeus*) op de voorgrond (Grote Netevallei, Westerlo, proefvlak 26).



Fig. 48 : Populierenaanplanting met onderetage van Zomereik (*Quercus robur*) (Grote Netevallei, Westerlo, proefvlak 26).

Uit de bodemanalyses blijkt dat de grond op deze plaats minder fosfor bevat, hoewel de waarde van 9.618 mg/kg nog steeds bijzonder hoog is (zie Tabel 10). Ook hier is slechts een klein gedeelte van het fosfor in plantopneembare vorm (61,69 mg/kg of 0,6%). Het stikstofgehalte en de hoeveelheid organisch materiaal zijn evenwel iets groter dan in het spontane bos.

In de kruidlaag haalt Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*) de hoogste bedekkingen. Daarnaast zijn Grote brandnetel en Wolfsfoot (*Lycopodium*

*europaeus*) de voornaamste soorten. Opvallend is het voorkomen van Speenkruid (*Ranunculus ficaria*), een bossoort die vooral in de buurt van de drainagegrachten te vinden was. Ook Hennepnetel (*Galeopsis tetrahit*), Pitrus (*Juncus effusus*) en Bitterzoet (*Solanum dulcamara*) werden met regelmaat aangetroffen. Op de drogere delen tussen 2 drainagegrachten groeide in beperkte hoeveelheden Struisgras (*Agrostis spp*).

#### 3.3.1.4. Vergelijking tussen het spontane bos en de aanplanting

Op de aanwezigheid van de Zomereiken (*Quercus robur*) en wat Gelderse Roos (*Viburnum opulus*) na is er weinig verschil tussen de natuurlijke elementen van het populierenbos en het spontane bos. Het berekende stamtal bedraagt respectievelijk 698 en 196 bomen/ha, het grondvlak 47,74 en 0,51 m<sup>2</sup>/ha waarbij de populieren meer dan de helft van het stamtal en 90% van het grondvlak in de aanplanting vertegenwoordigen. De kruidlaag in de populierenaanplanting is ook vrij gelijkaardig aan die in het spontane perceel, al is ze minder goed ontwikkeld. Dit komt voornamelijk door de geringere lichthoeveelheid in het bestand, waarin de gezamenlijke bedekking van de boom- en struiklaag 75% bedraagt, ten opzichte van 25% in het spontane bos (zie Tabel 22). Het feit dat in de populierenaanplanting veel minder Wolfspoot (*Lycopus europaeus*) voorkomt is mogelijk een gevolg van de drainage. Het zou kunnen dat Liesgras (*Glyceria maxima*) om dezelfde reden ontbreekt.

#### 3.3.1.5. Conclusies voor bosbeheer en natuurbehoud

Het is duidelijk dat lang gewacht moet worden eer op deze natte en voedselrijke alluviale gronden spontaan een bos tot ontwikkeling komt. De hoge grondwaterstand brengt ongunstige kiemingsvoorwaarden met zich mee, terwijl de dichte kruidvegetatie de overlevingskansen van eventuele zaailingen beperken. Alleen de Boswilg (*Salix caprea*), de Schietwilg (*Salix alba*) en de Katwilg (*Salix viminalis*) lijken zich te kunnen vestigen en zijn in staat een struweel te vormen. Dit bos lijkt goed op het natuurlijke Wilgenvloedbos (*Salicion albae*), maar is in feite een overgangsbos naar het Elzenbroekbos (*Alno-padion*).

Deze bodems waren voor de aanplanting van Populier (*Populus cv*) te nat, wat door het leggen van drainagegrachten kon worden verholpen. Het effect van die drainage laat voorlopig nog eerder beperkte verschillen zien tussen de kruidlaag onder de populierenaanplanting en het spontane bos. Dezelfde ruigtekruiden zijn dominant, bossoorten zijn in beide nauwelijks te vinden. De bodem blijft dus mogelijk toch vochtig genoeg voor het behoud van de oorspronkelijke soorten, maar zoals altijd duurt het een tijd eer de vegetatie reageert op veranderingen in bodemcondities.

De conclusie is dat spontane verbossing op alluviale bodems in de meeste gevallen wellicht traag zal verlopen, zeker wanneer vertrokken wordt van voormalige akkers of verruigde graslanden.

### 3.3.2. Slikken en schorren

Een speciaal geval van spontane bossen op alluviale bodems zijn de bossen die zich kunnen ontwikkelen op oude slikken van rivieren waarop nog getijdewerking voorkomt. In België is dit gebied beperkt tot de benedenloop van de Schelde en een aantal van haar zijrivieren zoals Durme, Dijle en Dender. Slikken kunnen geleidelijk aan hoger worden, waardoor ze steeds langer droogvallen. Ze kunnen dan begroeid raken en na verloop van tijd kan er een natuurlijk Wilgenvloedbos (*Salicion albae*) op tot ontwikkeling komen. In dit onderzoek werden echter geen bossen op voormalige slikken en schorren behandeld.

### 3.4. Locaties op kunstmatige bodems

In Vlaanderen komen ook een aantal spontane verbossingen voor op bodems die kunstmatig zijn aangelegd, meestal gronden die bestaan uit baggerslib, materiaal van verbredingswerken aan waterlopen of een mix van beide soorten. Voor de eenvoud worden ze hier verder allemaal baggergronden genoemd. De baggergronden situeren zich bijna uitsluitend langsheen druk bevaren waterlopen, omdat de specie meestal in de buurt van de oevers werd uitgespreid. Vooral rond de Schelde, de Leie, het afleidingskanaal en het kanaal Gent-Oostende zijn veel baggergronden te vinden. In het verleden was het opspuiten en ophogen van gronden dagelijkse kost, tegenwoordig is de milieuwetgeving heel wat verstrengd en wordt het nog zelden gedaan.

Wanneer we de samenstelling van baggergronden nader bekijken, dan valt dadelijk op dat we niet met gewone bodems te doen hebben. Uit analyses blijkt dat de baggerspecie vaak is aangerijkt met een relatief grote hoeveelheid zware metalen, organische pollutanten, nitraten, fosfaten, sulfaten, chloriden, fluoriden en zwavelverbindingen (De Vos, 1994). Die hoge vervuilingsgraad maakt de bodems onbruikbaar voor landbouwdoeleinden. Bepaalde gewassen kunnen immers gemakkelijk zware metalen of nitraten opnemen, waardoor die in de voedselketen zouden terechtkomen. Toch zijn de bodems geschikt voor plantengroei. Ze bevatten veel organisch materiaal (5 tot 15%), hebben meestal een neutrale pH en een hoog zuurbufferend vermogen. Slibgronden bevatten over het algemeen ook een overmaat aan stikstof, wat plantengroei nog extra stimuleert. Ook fosfor, calcium en magnesium zijn vaak wel 2 tot 3 keer zoveel aanwezig als in normale landbouwgronden. Soms komt wel een overmaat aan NaCl voor, wat kan leiden tot bladnecroses en sterfte.

Doordat de baggergronden niet beteeld kunnen worden, gebeurt het vaak dat men ze achteraf gewoon braak laat liggen. Omdat de bodems wel geschikt zijn voor plantengroei kan, na een oppervlakkige ontwatering, de natuurlijke successie van terrestrische planten op gang komen. De mate van vegetatieve kolonisatie is sterk afhankelijk van het tijdstip van de opspuiting : voor, tijdens of na de periode waarin de planten hun zaden verspreiden.

Algemeen kenmerkt de spontane vegetatie zich als volgt (De Vos, 1994) :

- Een gering aantal soorten
- Zeer hoge densiteiten per soort
- Snelle ontwikkeling en groei
- Een hoge netto-productiviteit
- Groepering van soorten in convergente patronen (scherpe grenzen)

De plantengemeenschappen op nieuw gekoloniseerde baggerstorten zijn vrij identiek en bestaan hoofdzakelijk uit pioniersoorten. De soortensamenstelling van een typische zomervegetatie is weergegeven in Tabel 23.

Naast kruidachtige soorten kunnen na verloop van tijd ook bomen en struiken de baggergronden koloniseren, waarmee meteen het proces van spontane verbossing is ingezet. Het blijkt in een eerste fase bijna altijd om wilgensoorten te gaan. Vooral Schietwilg (*Salix alba*), Kraakwilg (*Salix fragilis*), Grauwe wilg (*Salix cinerea*), Amandelwilg (*Salix triandra*), Boswilg (*Salix caprea*) en Katwilg (*Salix viminalis*) komen voor, naast hybriden en cultivars van deze soorten (De Vos, 1994). De vestiging van de wilgen kan zich zeer snel en massaal voordoen indien de bodem op het gepaste moment ter beschikking komt (wanneer de wilgenzaden vallen, zijnde in juli) en geschikt is voor de kieming van het zaad (= voldoende gedroogd). Door de snelle groei van de wilgen ontstaat vrij snel een bosklimaat, waarna geleidelijk aan de vestiging van meer tolerante soorten

mogelijk wordt. Uit het wilgenbos kan zich dan een overgangsbos met 2 strata en tenslotte een eindbos ontwikkelen.

Tabel 23 : Algemeen voorkomende kruidachtige soorten op een niet-zilte ongestoorde baggergrond (De Vos, 1994).

<i>Bidens tripartita</i>	Driedelig tandzaad
<i>Calystegia sepium</i>	Haagwinde
<i>Chenopodium rubrum</i>	Rode ganzevoet
<i>Epliohium hirsutum</i>	Harig wilgeroosje
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus
<i>Lamium purpureum</i>	Paarse dovenetel
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot
<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattestaart
<i>Matricaria recutita</i>	Echte kamille
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras
<i>Phleum pratense</i>	Timoteegras
<i>Plantago major</i>	Grote weegbree
<i>Poa annua</i>	Straatgras
<i>Polygonum lapathifolium</i>	Viltige duizendknoop
<i>Polygonum persicaria</i>	Perzikkruid
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Waterzuring
<i>Taraxacum spp</i>	Paardebloem
<i>Tussilago farfara</i>	Klein hoefblad
<i>Typha latifolia</i>	Grote lisdodde
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel

Omdat baggergronden geen voormalig intensieve landbouwgronden zijn, vallen ze buiten het kader van dit project. Ze geven echter wel aan welke de potentie voor verbossing is op kale, natte en voedselrijke bodems, vergelijkbaar met voormalige akkers op alluvium.

Er werden geen spontane verbossingen op baggergronden geïnterpreteerd. Wel werd getracht zo veel mogelijk gegevens te verzamelen over de spontaan verboste baggergronden in Vlaanderen om die op te nemen in de GIS-databank, waarin alle gekende spontane bossen in Vlaanderen zijn opgenomen. Het merendeel werd overgenomen uit de bestaande GIS-databank DredGis (Baggergronden in Vlaanderen), opgemaakt aan het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen.

# HOOFDSTUK 4 : ALGEMENE BESPREKING VAN DE CASE-STUDIES

De ontwikkeling van spontane bossen op voormalige landbouwgronden werd aan de hand van 8 afzonderlijke case-studies onderzocht. Telkens werd gezocht naar variabelen die een rol spelen in het verbossingsproces. Waar mogelijk werd de vegetatie naar soortensamenstelling en structuur ook vergeleken met een aanplanting onder dezelfde groeicondities. Door de resultaten van de case-studies te combineren kunnen een aantal algemene conclusies worden getrokken, alsook voor de 3 verschillende bodemtypes afzonderlijk.

## 4.1. Soortenrijkdom

### 4.1.1. Kruidachtige soorten

#### 4.1.1.1. algemene soortenrijkdom kruidachtige soorten

Wanneer de soortenrijkdom van de bestudeerde aanplantingen en spontane bossen vergeleken wordt, dan blijken de spontane bossen meer kruidachtige soorten te herbergen dan de aanplantingen (zie Fig. 49 en Tabel 24). Zowel de spontane bossen als de aanplantingen zijn gemiddeld ook soortenrijker dan de referentiebossen.

Tabel 24 : Soortenrijkdom van spontane bossen, aanplantingen en referentiebossen.

	Kruidachtige soorten	Bossoorten*	Gemiddelde Leeftijd (jaar)	Aantal onder- zochte bossen
<b>Aanplantingen</b>	14,8	2,1	12,7	9
<b>Spontane bossen</b>	19,1	5,1	14,2	16
<b>Referentiebossen</b>	8,3	4,9	?	7

\* : Voor het bepalen of een soort een bossoort was of niet werd gebruik gemaakt van de lijst van bossoorten opgesteld door Tack *et al.*, 1993.

De soortenrijkdom in de spontane, dan wel aangeplante jonge bossen is zeer vergelijkbaar, indien zeer donkere aanplantingen van eik en Beuk buiten beschouwing worden gelaten. Bij een gemiddelde leeftijd van 10 à 15 jaar zijn zowel aanplantingen als spontane verbossingen nog vrij lichtrijk, en herbergen vooral soorten van ruigtes en soorten die refereren naar het vroegere landgebruik (graslandsoorten of akkeronkruiden). Het zijn veelal algemene soorten van eutrofe milieu's (hetgeen ook refereert naar de uitgangssituatie). Aanplantingen van weinig lichtdoorlatende soorten als eik en beuk zijn evenwel duidelijk soortenarmer tot zelfs kaal, en trekken het gemiddelde voor de aanplantingen naar beneden. Deze beperkte soortenrijkdom heeft in de eerste plaats te maken met lichtgebrek (deze sites zijn zeer donker), maar ook met de ontwikkeling van een dik strooiselpakket onder deze soorten met slecht afbrekend strooisel. We kunnen dus concluderen dat de verschillen in soortenrijkdom veeleer te maken hebben met de boomsoort dan wel de behandeling (bebossen of spontaan laten verbossen).

#### 4.1.1.2. soorten van bossen (sensu lato : inclusief soorten van kapvlaktes)

Het verschil in soortenrijkdom tussen aanplanting en spontaan bos is nog meer uitgesproken wanneer alleen de bossoorten uit de lijst van Tack *et al.*

(1993) onder de loep worden genomen. In de spontane bossen komen gemiddeld 3 bossoorten meer voor dan in de aanplantingen (respectievelijk gemiddeld 5,1 en 2,1 bossoorten). Dit opvallende verschil mag echter niet overroepen worden : het betreft hier immers allemaal soorten van kapvlakten en andere verstoringen in het bos; echte oud-bosplanten werden in geen van de proefvlakken teruggevonden (wat ook logisch is gezien de beperkte kolonisationsnelheid van die soorten).

Een mogelijke verklaring voor de sterkere aanwezigheid van deze soorten in de spontane verbossingen is het feit dat pionierboomsoorten in het spontane bos, zoals de Berk en de Boswilg, zorgen voor het snellere ontstaan van een gemilderd bosklimaat, zonder evenwel alle licht weg te nemen, en een snellere ontwikkeling van een bosbodem waarin de bossoorten zich beter thuis voelen. Wellicht speelt hier echter vooral het toeval een belangrijke rol. Toevalsfactoren bepalen immers sterk de soortensamenstelling van jonge bossen (Leps & Prach, 1990; Lichter, 2000).

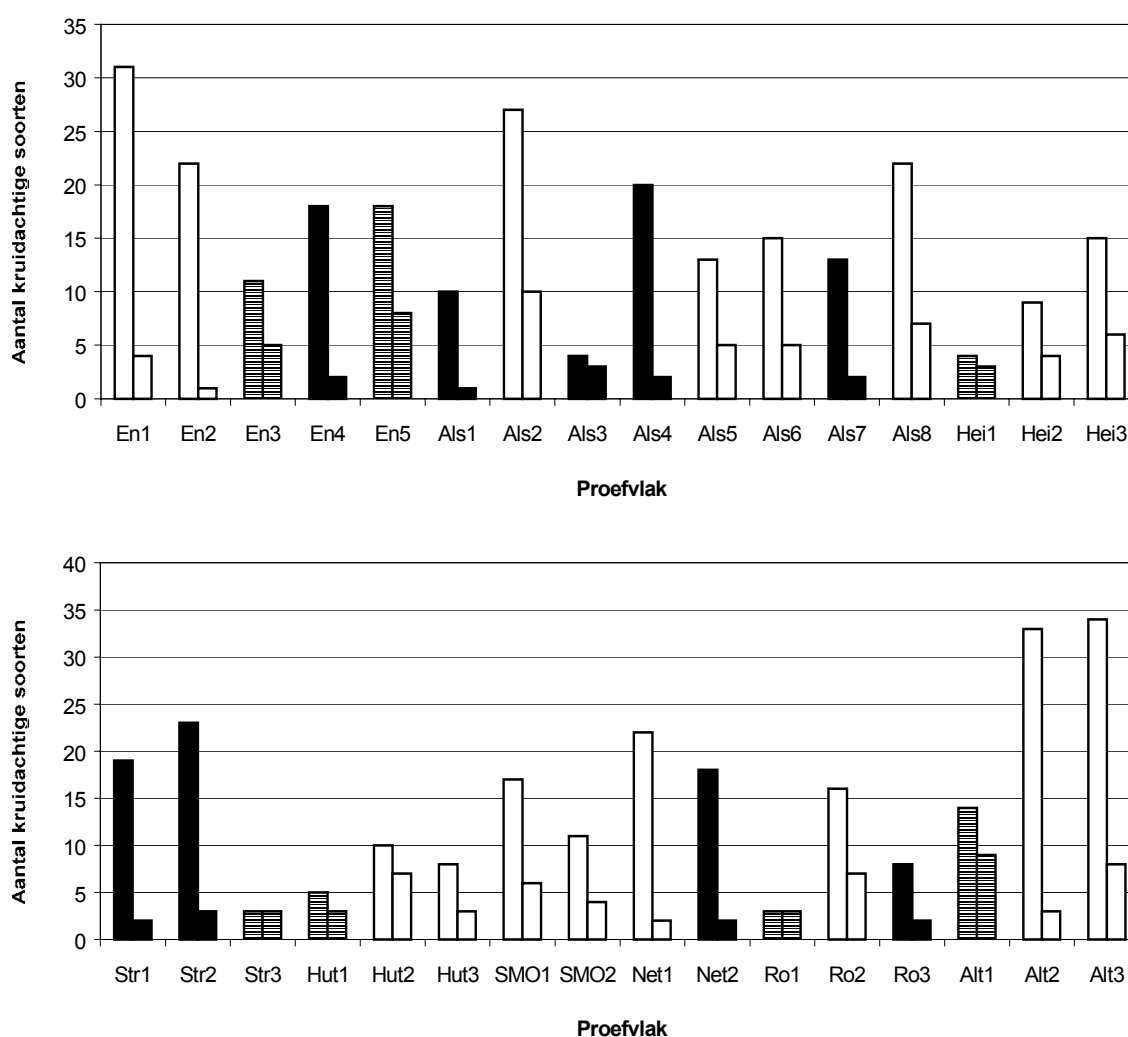


Fig. 49 : Aantal kruidachtige soorten in de 32 proefvlakken in spontane bossen (wit), aanplantingen (zwart) en referentiebossen (gearceerd). Linkerbalk : totale soortenrijkdom; rechterbalk : soorten van bossen, kapvlakten, bosranden, bosranden en open plekken in bossen.

In Tabel 25 is de volledige lijst weergegeven van de bosplantensoorten die in de spontane bossen, de aanplantingen en de referentiebossen zijn gevonden.

In de spontane bossen en de aanplantingen gaat het, zoals reeds gesteld, voornamelijk om lichtvereisende soorten. Dit blijkt ook uit de tamelijk hoge waarden van het lichtgetal van Ellenberg (1979). De meeste soorten zijn typisch voor jonge bossen, open plekken in bossen en bosranden en zijn niet echt oude bossoorten, met uitzondering van Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*), Bosereprijs (*Veronica montana*) en Bosroos (*Rosa arvensis*).

Tabel 25 : Waargenomen soorten van bossen, kapvlakten, bosranden en open plekken in bossen met hun lichtgetal (Ellenberg, 1979) en binding aan oud bos (naar A : Tack *et al.*, 1993; B : Honnay *et al.*, 1998) in de spontane bossen, aanplantingen en referentiebossen.

Latijnse naam	Nederlandse naam	Spontane verbossing	Aanplanting	Referentie	L	Mate van binding aan oud bos	
						A	B
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen			*	6		
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon			*	x	*	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Duinriet	*			7		
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikheide	*		*	8	*	***
<i>Carex pallescens</i>	Bleke zegge	*			7	*	*
<i>Carex pilulifera</i>	Pilzegge			*	5		****
<i>Digitalis purpurea</i>	Gewoon vingerhoedskruid	*			7		
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	*		*	4		
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Mannetjesvaren	*	*	*	3		
<i>Epilobium angustifolium</i>	Wilgeroosje	*			8		
<i>Epilobium montanum</i>	Bergbasterdwederik	*			4		*
<i>Epipactis helleborine</i>	Brede wespenorchis	*	*	*	3		
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid	*	*	*	5		
<i>Hedera helix</i>	Klimop	*	*	*	4		
<i>Holcus mollis</i>	Gladde witbol	*	*		5		
<i>Humulus lupulus</i>	Hop	*	*		7		
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Boshyacint			*	5		****
<i>Hypericum dubium</i>	Kantig hertshooi	*			8		
<i>Hypericum humifusum</i>	Liggend hertshooi	*			7		
<i>Hypericum pulchrum</i>	Fraai hertshooi	*		*	4	*	**
<i>Lapsana communis</i>	Akkerkool	*			5		
<i>Listera ovata</i>	Grote keverorchis			*	6		
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	*		*	6		*
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies			*	2	**	****
<i>Melandrium dioicum</i>	Dagkoekoeksbloem	*		*	x		
<i>Moehringia trinervia</i>	Drienerfmuur	*		*	4		
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren		*	*	6	**	****
<i>Ranunculus ficaria</i>	Speenkruid		*		4		
<i>Rosa arvensis</i>	Bosroos	*			5	*	***
<i>Rubus fruticosus</i>	Gewone braam	*	*	*	-		
<i>Rubus idaeus</i>	Framboos	*		*	7		
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knopig helmkruid	*	*		4		
<i>Senecio ovatus</i>	Schaduwkruiskruid	*			7		*
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn	*	*	*	4		
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	*		*	6		***
<i>Torilis japonica</i>	Heggedoornzaad	*	*		6		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes	*		*	5	*	***
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Rode bosbes	*		*	5		
<i>Veronica montana</i>	Bosereprijs			*	4	**	****
<i>Vicia sepium</i>	Heggewikke	*			x		



### 4.1.2. Bomen en struiken

Het aantal boomsoorten dat in de spontane bossen werd teruggevonden verschilt sterk van plaats tot plaats en lijkt in hoge mate afhankelijk van de aanwezigheid van zaadbronnen in het nabijgelegen oud bos, de standplaatskwaliteit en toevalsfactoren.

In Fig. 50 is te zien dat op de droge arme zandbodems meestal maar enkele boomsoorten werden teruggevonden. Vaak had de Berk (*Betula spp*) hierbij een zeer hoog stamtal, terwijl de andere soorten slechts een gering aandeel in de menging hadden (Heidebos2 en 3, De Hutte3). Alleen in het oudste spontane bos in De Hutte (De Hutte2) werden 9 boomsoorten geteld, en was de Zomereik even goed vertegenwoordigd als de Berk, maar dit bos kon zich dan ook al meer dan 25 jaar ongestoord ontwikkelen. De boomsoortenrijkdom van de spontane bossen op zandgrond is dus goed te vergelijken met die van de onderzochte aanplanting: er is één dominante boomsoort (>90% van het stamtal), waartussen nog een geringe bijmenging (spontaan of aangeplant) van andere soorten voorkomt.

Op de rijkere leembodems is het aantal boomsoorten beduidend hoger. Enkele jaren na de start van de verbossing zijn soms al heel wat boomsoorten terug te vinden. Uitschieters zijn de plots Enamel (9 soorten in 5 jaar tijd), Rodeberg2 (10 soorten in 9 jaar tijd) en Altenbroek2 en3 (7 soorten in 5 jaar tijd). Ook hier is het evenwel mogelijk dat slechts 1 enkele soort, voornamelijk dan de Boswilg (*Salix caprea*), de opslag zeer sterk gaat domineren en de andere soorten een erg bescheiden stamtal hebben (Enamel, Alserbos2, 5 en 6, Sint-Maria-Oudenhovel en 2), wat aanleiding geeft tot een vrij homogeen bosbeeld. De soortenrijke spontane bossen zijn goed te vergelijken met een soortenrijke gemengde aanplanting, waarbij meerdere boomsoorten een vrij groot aandeel (10-50%) in het stamtal hebben. De spontane bossen waar de Boswilg domineert zijn weer goed te vergelijken met de homogene aanplantingen, precies zoals dat op de armere zandgronden met de berk het geval is.

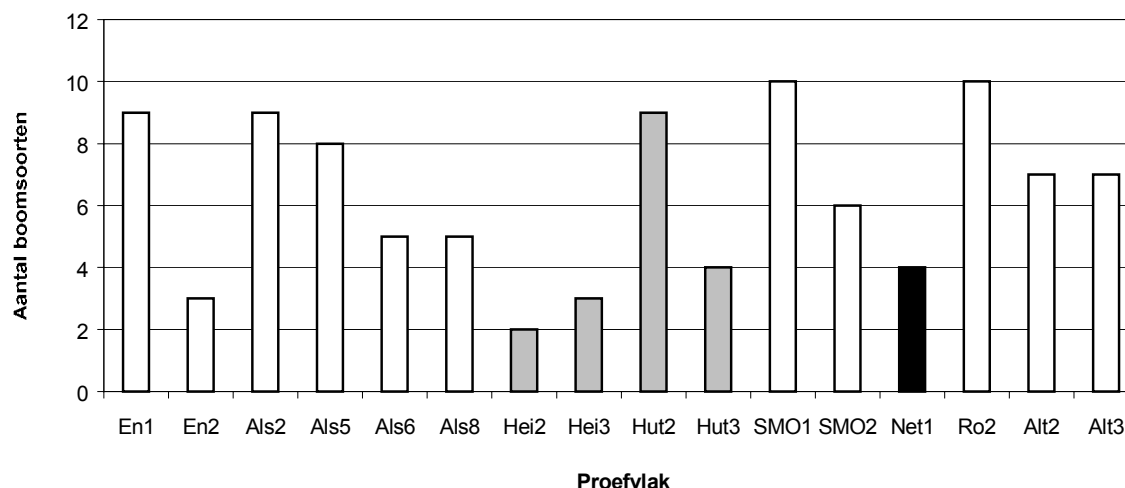


Fig. 50 : Boomsoortenrijkdom in de proefvlakken met spontaan bos (zandbodems : grijs; leembodems : wit; alluviale bodems : zwart).

In Tabel 26 is een overzicht met de frequentie van de verschillende boom- en struiksoorten in de 16 proefvlakken met spontaan bos weergegeven. Het is duidelijk dat de pioniers met snelle zaadverspreiding en geringe groeivereisten zich ook werkelijk het snelst en meest massaal verspreiden. De Boswilg (*Salix caprea*) en de Berk (*Betula spp*) werden dan ook het meest waargenomen. Andere soorten die vaak te vinden waren zijn Lijsterbes

(*Sorbus aucuparia*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Zomereik (*Quercus robur*) en Vlier (*Sambucus nigra*). Behalve de Gewone esdoorn, die vooral een windverspreiding heeft, worden al deze andere soorten gemakkelijk over grote afstand door vogels verspreid, wat hun grote kolonisatiecapaciteit verklaart.

Tabel 26 : Waarnemingsfrequentie van bomen en struiken in de 16 onderzochte spontane bosplots.

Boomsort	Aanwezigheid van de soort	
	Aantal proefvlakken	%
<i>Salix caprea</i>	13	81
<i>Betula spp</i>	12	75
<i>Sorbus aucuparia</i>	8	50
<i>Acer pseudoplatanus</i>	6	38
<i>Crataegus monogyna</i>	6	38
<i>Quercus robur</i>	6	38
<i>Sambucus nigra</i>	5	31
<i>Fraxinus excelsior</i>	4	25
<i>Prunus avium</i>	4	25
<i>Viburnum opulus</i>	4	25
<i>Carpinus betulus</i>	3	19
<i>Castanea sativa</i>	3	19
<i>Buddleja davidii</i>	2	13
<i>Fagus sylvatica</i>	2	13
<i>Frangula alnus</i>	2	13
<i>Larix decidua</i>	2	13
<i>Pinus sylvestris</i>	2	13
<i>Populus canescens</i>	2	13
<i>Prunus serotina</i>	2	13
<i>Acer campestre</i>	1	6
<i>Alnus glutinosa</i>	1	6
<i>Cornus alba 'sibirica'</i>	1	6
<i>Cornus mas</i>	1	6
<i>Malus spp</i>	1	6
<i>Prunus spinosa</i>	1	6
<i>Quercus rubra</i>	1	6
<i>Salix alba</i>	1	6

## 4.2. Het spontane bos op de verschillende bodemtypes

Tabel 27 geeft een overzicht van de spontane bostypes die op de 8 proeflocaties werden aangetroffen. Hierna volgt een korte bespreking per bodemtype.

### 4.2.1. Verbossingen op arme zandbodems

De twee onderzochte locaties tonen aan dat op landbouwgronden met een droge zure zandbodem zeer snel een volledige en vaak vrij homogene bezetting van de standplaats kan gebeuren. De boomsoort die op droge plaatsen het eerst opduikt is Berk (*Betula spp*), al snel gevolgd door Zomereik (*Quercus robur*). Belangrijk is dat dit meteen de hoofdboomsoorten zijn van het Eiken-Berkenbos (*Quercus-Betulinum*), dat een natuurlijk overgangstype vormt naar het Arme Eiken-Beukenbos (*Fago-Quercetum*) dat de potentieel natuurlijke climaxvegetatie op deze bodems vormt. Als soorten in bijmenging werden Tamme kastanje (*Castanea sativa*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) en Grove den (*Pinus sylvestris*) waargenomen, in de onderetage Sporkehout (*Frangula alnus*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*). Op nattere standplaatsen is het mogelijk dat geen berkenbos of Eiken-Berkenbos ontstaat, maar een overgangstype naar Elzen-

Berkenbos en zelfs homogeen bos met Zwarte els (*Alnus glutinosa*). Dit was plaatselijk in De Hutte het geval.

Tabel 27 : Kenmerken van de 8 onderzochte spontane bossen.

<u>Bodemtype</u>	<u>Bostype</u>	<u>Leeftijd (jaar)</u>
<b><u>Zand</u></b>		
Heidebos	Dicht homogeen Berkenbos met wat Boswilg	5
De Hutte	Eiken-Berkenbos, Berkenbos en Elzenbos	15-30
<b><u>Leem</u></b>		
Ename	Ruimtelijk zeer heterogeen Wilgenbos (Boswilg)	5
St-Maria-Oudenhove	Homogeen Wilgenbos (Boswilg)	15
Alserbos	Homogeen Berkenbos	20
Altenbroek	Mengbos met berk, Boswilg, Esdoorn, Lork en Grove den	3
Rodeberg	Mengbos met Esdoorn, Boswilg, Es, Boskers en Zwarte els	9
<b><u>Alluviaal</u></b>		
Westerlo (Grote Nete)	Open vegetatie met wilgenstruweel (Boswilg, Katwilg en Schietwilg)	25

Doordat de Berk een snelgroeiende boomsoort is, verloopt de bosontwikkeling erg vlg, waardoor in de kruidlaag al na enkele jaren een aantal typische bossoorten te vinden zijn. Voorbeelden zijn Valse salie (*Teucrium scorodonia*), Rode Bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*), Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) en Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*). De vergelijkingsbasis bebossing vs verbossing is op zandige bodems zeer beperkt, aangezien slechts één aanplanting werd bestudeerd. De vergelijking tussen de aanplanting in het Stropersbos en het Heidebos leverde volgende algemene conclusies op :

- De spontane verbossing verloopt zeer dens en gelijkjarig over het merendeel van de oppervlakte. Hierdoor voltrekt de kroonsluiting zich snel, wat echter na langere tijd ook het geval is bij een aanplanting. Op termijn lijkt met de aanplanting dan ook alleen de dominante boomsoort te zullen verschillen : berk in het spontane bos en Zomereik in de aanplanting.
- De kruidlaag van de aanplanting is soortenrijker dan die van het spontane bos (gemiddeld 21 t.o.v. 12 soorten). Dit wordt voornamelijk verklaard doordat het een stuk donkerder is in het spontane bos en deels ook door het verschil in uitgangssituatie tussen beide terreinen.

#### 4.2.2. Verbossingen op rijke leembodems

Er werden 5 locaties op rijke leemgronden onderzocht en in alle gevallen was vast te stellen dat de spontane bosontwikkeling zeer snel verloopt. Na enkele jaren voltrekt zich gewoonlijk al een volledige kolonisatie, soms zelfs al na 1 jaar. De pioniersoort die in de primaire fase het meest frequent opduikt, vaak onder de vorm van een homogene verjonging, is de Boswilg (*Salix caprea*). Hij lijkt hier dus in zekere zin de berk te vervangen, die zich op de rijke leembodems minder thuis lijkt te voelen dan op de arme zandbodems. Een belangrijk punt is dat in een aantal gevallen (Rodeberg, Altenbroek) samen met de Boswilg direct ook meereisende soorten

in de verjonging zijn terug te vinden. De snelheid waarmee deze soorten verschijnen lijkt evenwel afhankelijk van de aanwezigheid van zaadbronnen in de buurt. Komen er zoals op de Rodeberg diverse zaadbomen in de onmiddellijke nabijheid voor, dan kan dadelijk een soortenrijk gemengd loofbos ontstaan, met onder andere Gewone es (*Fraxinus excelsior*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Boskers (*Prunus avium*), Berk (*Betula spp*) of zelfs Beuk (*Fagus sylvatica*) en met Meidoorn (*Crataegus monogyna*), Sleedoorn (*Prunus spinosa*) en Vlier (*Sambucus nigra*) in de onderetage. Ook Zomereik (*Quercus robur*) en Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) werden regelmatig in de spontane bossen op leemgronden weergevonden.

Het is bij de onderzochte bossen op leembodems zo dat de structuurdiversiteit in de spontane bossen vergelijkbaar is met die in de aanplantingen, behalve dan te Ename, waar het spontane bos in het horizontaal vlak veel heterogener is dan de aanplanting, in gevolge de graduele bezetting van het terrein vanaf de bosrand. Wel telt de kruidlaag in de spontane bossen gemiddeld meer soorten dan in de aanplantingen (zie hoger). Een aantal jonge bossoorten, zoals Schaduwkruiskruid (*Senecio ovatus*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), Mannetjesvaren (*Dryopteris filix-mas*), Klimop (*Hedera helix*), Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*), Drienerfmuur (*Moehringia trinerva*) en Bosandoorn (*Stachys sylvatica*) werden vaker aangetroffen in de spontane bosgedeelten.

#### 4.2.3. *Verbossingen op alluviale bodems*

Het enige bestudeerde voorbeeld toont dat de spontane bosontwikkeling op landbouwgronden die op alluviale bodems zijn gelegen zeer langzaam kan verlopen : na 30 jaar heeft zich hier nog steeds geen gesloten bos ontwikkeld, maar veeleer een open wilgenstruweel dat veel weg heeft van het natuurlijke Wilgenvloedbos (*Salicion albae*) met Schietwilg (*Salix alba*), Boswilg (*Salix caprea*) en Katwilg (*Salix viminalis*) als meest voorkomende soorten. Dit heeft wellicht alles te maken met directe concurrentie met ruigtekruiden, die hier veel sterker speelt dan op de zonale bodems. Het ogenblik van de braaklegging zal hier een grote rol spelen : is een kale bodem beschikbaar op het ogenblik dat de wilgen uitzaaien dan kan op zeer korte termijn een zeer gesloten bos ontstaan (zie ook voorbeelden op opgespoten terreinen); gebeurt de braaklegging op een ander ogenblik dan wordt de open ruimte ingevuld door ruigtekruiden waartussen de wilgen nog nauwelijks kunnen kiemen, en ontstaat een open vegetatie. Voor de kieming van de meeste andere boomsoorten die in de buurt voorkomen was de bodem waarschijnlijk te nat.

Het bestudeerde spontane bos bezit een gevarieerde structuur in het horizontaal vlak, met veel open plekken. Het aangeplante populierenbestand dat erbij aansluit, en als vergelijkingsbasis dient, vertoont daarentegen een beperkte horizontale structuurrijkdom : het is een homogeen, gesloten bestand, maar kent wel een sterke groei in de hoogte en heeft door de aanwezigheid van een onderetage een rijkere structuur in het vertikaal vlak.

De soortenrijkdom in de kruidlaag van het onderzochte spontane bos en de Populierenaanplanting was evenwel vrij gelijkaardig.

# HOOFDSTUK 5 : TOELICHTING BIJ DE GIS-DATABANK

## 5.1. Opbouw van de databank

Aanvullend bij het onderzoek naar de kansen voor spontane bosontwikkeling versus actieve bosaanplant op voormalige intensieve landbouwgronden werd gestart met de uitbouw van een GIS-databank, waarin alle gekende spontane verbossingen in Vlaanderen zijn opgenomen. Hierin zitten dus ook spontane bossen die niet op voormalige landbouwgronden zijn gelegen, maar bijvoorbeeld ook op baggergronden, afvalstorten, afvalmateriaal afkomstig van zand-, grint- en kleiontginningen, enz.

De terreinen worden in een GIS-laag als polygonen gedigitaliseerd, met behulp van het programma ArcView GIS 3.2 (zie Fig. 51). De naam van deze laag is **spontaan.shp**. Een aantal gegevens over spontaan verbostee baggergronden werden bekomen uit een eerdere GIS-databank, met name DredGis (Baggergronden in Vlaanderen), opgemaakt aan het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ). Deze terreinen zijn in twee aparte GIS-lagen aangebracht, een voor de terreinen gelegen langsheen de Leie, het afleidingskanaal en het kanaal Gent-Oostende (**Leie.shp**), en een voor de terreinen langsheen de Schelde (**Schelde.shp**).

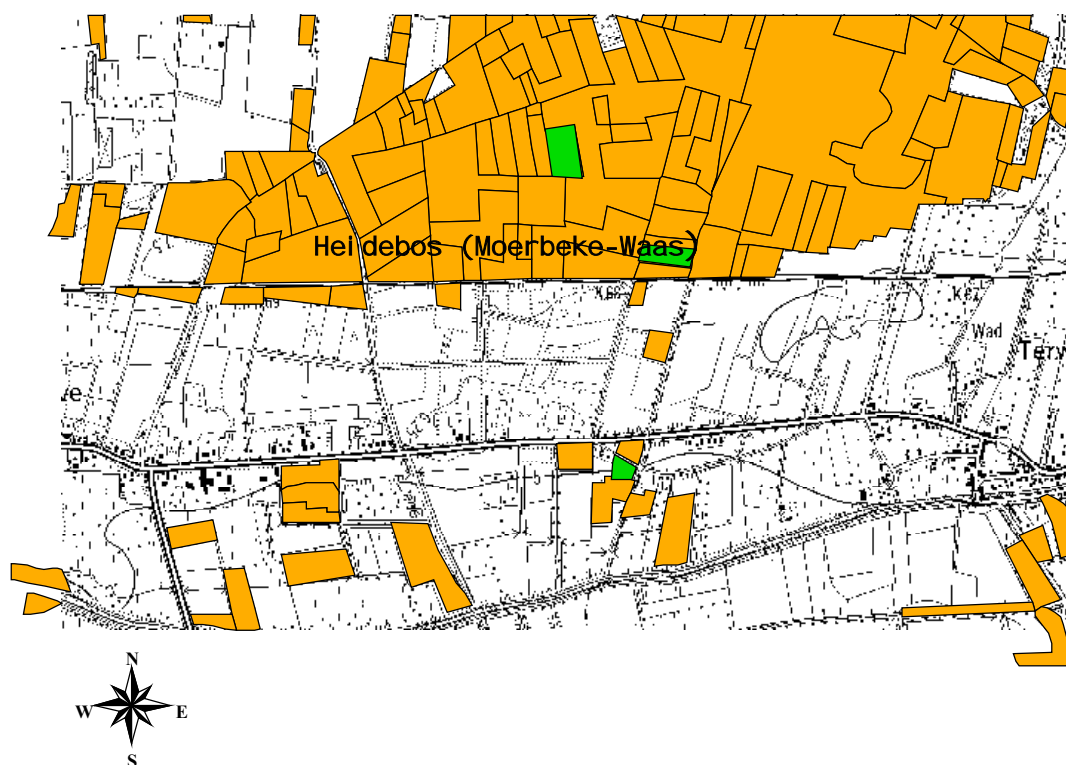


Fig. 51 : Fragment uit de GIS-laag met spontane verbossingen (groene polygonen) in Vlaanderen (spontaan.shp), met onderliggend de topografische kaart en de boskartering 2000 (oranje polygonen).

Aan de 3 lagen zijn telkens een aantal bijkomende gegevens gekoppeld in tabelvorm (zie Tabellen 28 en 29). Het betreft gegevens in verband met de ligging, de grootte, de eigenaar en de beheerder, de bodemeigenschappen en de geschiedenis van het terrein. Bij de spontane bossen uit de laag

spontaan.shp is eveneens een tabel gevoegd met de plantensoorten die op het terrein zijn waargenomen, al dan niet tijdens de opnames die gedurende het terreinwerk zijn uitgevoerd.

Tabel 28 : Voorbeeld van de gegevenstabel horend bij een polygoon uit de laag spontaan.shp.

ID	7
GEMEENTE	Ename
KAARTBLAD	30/1
PROVINCIE	Oost-Vlaanderen
SITUERING	Bos 't Ename
JAARTAL	1996
LEEFTIJDskLASSE	1
EIGENAAR	Staat
BEHEERDER	Monumenten en Landschappen
OPPERVLAKTE	26481
BODEM SERIES	Ldb/Ldc/Lhc
WATERHUISHOUDING	Vochtig
HISTORIEK	Akker met tarwe/gerst
BEMESTING	zwaar
PESTICIDEN	?
BEHEER	geen
NATUURDOELTYPE	bos
LIGGING_TOV_BOS	grenst aan oud bos
OPNAMEDATUM	05/07/2001
OPMERKINGEN	Rand werd aangeplant met gemeng LH

Tabel 29 : Voorbeeld van de gegevenstabel horend bij een polygoon uit de lagen Leie.shp en Schelde.shp.

ID	1
TERREINCODE	RAE1
GEMEENTE	Evergem
DEELGEMEENTE	Belzele
KAARTBLAD	22/1
PROVINCIE	Oost-Vlaanderen
SITUERING	Leie + Ringvaart + Gent
JAARTAL	1993-1994
LEEFTIJDskLASSE	2
EIGENAAR	AWZ
BEHEERDER	AWZ
OPPERVLAKTE (m2)	75024,89746
PERIMETER (m)	1328,78368
BODEM SERIES	Efp/Eep/Pep
LANDGEBRUIK	wilgenvegetatie
BAGGERTYPE	baggergrond
LIGGING_TOV_BOS	Geïsoleerd
OPMERKINGEN	Tussen 1993 en 1994 werd bovenop een huisvuilstort baggerslib opgespoten van de ringvaart, de Leie en de waterlopen in de doortocht Gent. Na 1994 ontwikkelde zich hier een vrij dicht wilgenbos met vooral schietwilg.

Voorts werd ook een legende aangemaakt, waarmee een indeling van de spontane bossen in 6 leeftijdsklassen is gebeurd, weergegeven in Tabel 30. De naam van deze legende is **Leeftijdsklasse.avl**.

Tabel 30 : Leeftijdsklassen voor indeling van de spontane bossen.

Leeftijdsklasse	Nummer
>1995	1
1990-1995	2
1980-1990	3
1970-1980	4
1960-1970	5
<1960	6
onbekend	7

Deze databank is geen afgewerkt geheel. Het is de bedoeling dat het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer ze in de toekomst steeds verder zal aanvullen en actualiseren, naarmate meer gegevens bekend raken.

## 5.2. Enkele statistische gegevens over de spontane bossen in de databank

### 5.2.1. Aantal, oppervlakte en ligging

De databank met alle gekende spontane bossen in Vlaanderen bevat op dit moment 105 terreinen (zie Tabel 31). Samen beslaan ze een oppervlakte van 372 ha, ofwel 0,25% van het totale Vlaamse bosareaal (ongeveer 150.000 ha). De gemiddelde oppervlakte van de bossen bedraagt hiermee 3,54 ha. Het merendeel is echter kleiner, 48 bossen hebben een oppervlakte van minder dan 1 ha. Het grootste spontane bos heeft een oppervlakte van 34 ha.

Tabel 31 : Aantal en oppervlakte van de gekende spontane bossen in Vlaanderen.

	Aantal spontane bossen	Gemiddelde oppervlakte (ha)
<b>Spontaan.shp</b>	61	3,45
<b>Leie.shp</b>	10	6,85
<b>Schelde.shp</b>	34	2,73
<b>Totaal</b>	105	3,54

In Tabel 32 is de verdeling van de spontane bossen over de Vlaamse provincies en de Voerstreek weergegeven. Het merendeel van de gekende bossen (58%) bevindt zich in Oost-Vlaanderen. Dit is te wijten aan het feit dat bijna alle verboste baggergronden uit de DredGis-databank in Oost-Vlaanderen gelegen zijn (zie Fig. 52). Opgemerkt moet worden dat het bestaan van spontane bossen in vooral de provincies Antwerpen, Limburg en Vlaams-Brabant nog onvoldoende gekend is. Het valt te verwachten dat daar nog heel wat spontane bossen te vinden zijn, zeker in een aantal riviervalleien. Vermoedelijk zijn ook nog een aantal van de ons resterende broekbossen spontaan. In Nederland bijvoorbeeld zou 50% van de broekbossen spontaan zijn, dit is 94% van de broekbossen op hoogveen, 74%

Tabel 32 : Verdeling van de gekende spontane bossen over de Vlaamse Provincies en de Voerstreek.

	Oost-VL.	West-Vl.	Antwerpen	Limburg	Vl.-Brabant	Voeren
<b>Spontaan.shp</b>	22	8	19	7	0	5
<b>Leie.shp</b>	6	4	0	0	0	0
<b>Schelde.shp</b>	33	1	0	0	0	0
<b>Totaal</b>	61	13	19	7	0	5
<b>%</b>	58,1	12,4	18,1	6,7	0	4,8

van de broekbossen op laagveen en 12% van degene die in beekdalen zijn gelegen (Stortelder *et al.*, 1998).

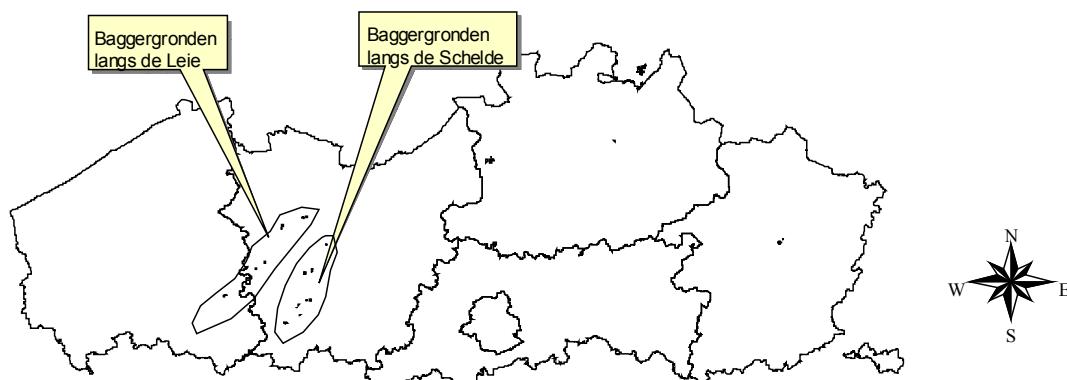


Fig. 52 : Spontane bossen in Vlaanderen.

### 5.2.2. Voormalig grondgebruik

Tabel 33 toont dat het grootste deel van de spontane bossen voorkomt op baggergronden (58,1%). Daarvan bestaat ongeveer de helft uit zuiver baggerslib, 15% uit materiaal van verbredingswerken en 30% uit een mengeling van beide. De tweede en derde plaats worden ingenomen door bossen die zich op verlaten akkerlanden (22,9%) en graslanden (10,5%) hebben ontwikkeld. Het valt te verwachten dat het aantal bestaande bossen op slikken en op alluviale bodems langs rivieren nog veel groter is dan degene die nu in de databank zijn opgenomen. Enkele bossen ontwikkelden zich spontaan na kapping van een eerste generatie populieren, of er werden nadien populieren in aangeplant. Ze werden eveneens als 'spontaan' beschouwd.

Tabel 33 : Voormalig grondgebruik van de spontane bossen.

	Baggergrond	Akkerland	Grasland	Zandwinningsput	Slikken of schorren	Populieren- aanplanting	Onbekend
Spontaan.shp	17	24	11	2	2	3	2
Leie.shp	10	0	0	0	0	0	0
Schelde.shp	34	0	0	0	0	0	0
Totaal	61	24	11	2	2	3	2
%	58,1	22,9	10,5	1,9	1,9	2,9	1,9

### 5.2.3. Leeftijd

Alle gekende spontane bossen zijn jonge bossen (zie Tabel 34). Slechts 1,9% van de bossen is ouder dan 40 jaar, de grootste groep (36,1%) is tussen 10 en 20 jaar oud.

Tabel 34 : Leeftijd van de spontane bossen in klassen.

	0-5 jaar	6-10 jaar	10-20 jaar	20-30 jaar	30-40 jaar	>40 jaar	Onbekend
Spontaan.shp	19	12	14	7	6	2	1
Leie.shp	0	1	9	0	0	0	0
Schelde.shp	0	2	17	9	1	0	5
Totaal	19	15	40	16	7	2	6
%	18,1	14,3	38,1	15,2	6,7	1,9	5,7



Opvallend is dat er een duidelijk verschil bestaat tussen de bossen die op baggergronden zijn gelegen en degene die op andere bodems tot stand kwamen. De meeste baggergronden zijn 10 tot 30 jaar oud, waar de andere spontane bossen vaak nog erg jong zijn. Dit leeftijdsverschil blijkt duidelijk wanneer we beide in grafiek uitzetten volgens een aantal leeftijdsklassen (zie Fig. 53). De reden hiervoor is dat er recent weinig of geen nieuwe baggergronden meer bijkomen, omwille van de strengere wetgeving inzake het storten van vervuild baggerslib.

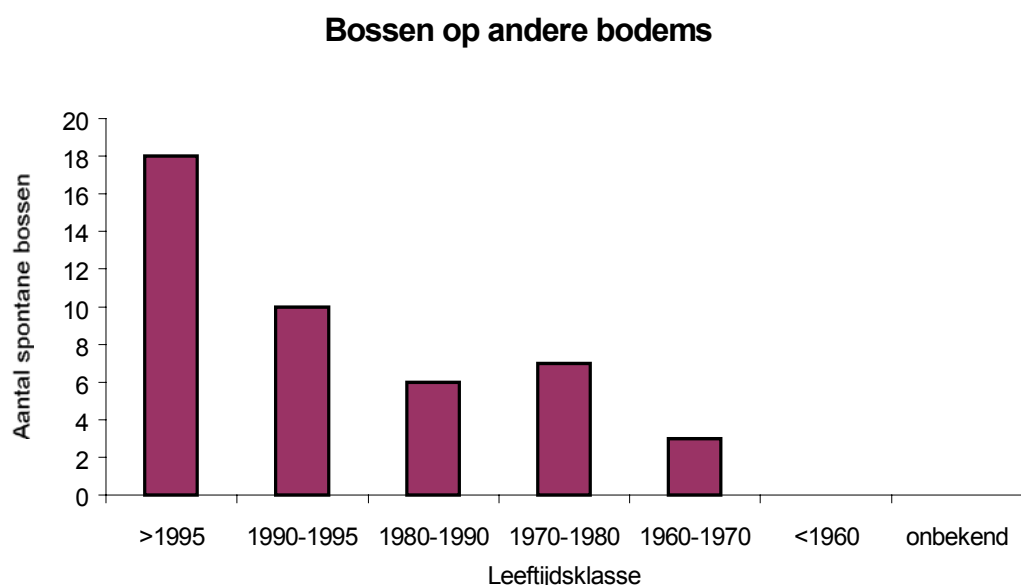


Fig. 53 : Leeftijdsverdeling voor de spontane bossen in Vlaanderen, voor de baggergronden en de andere bodems.

#### 5.2.4. Eigenaars

Als we kijken wie eigenaars zijn van de spontane bossen dan valt op dat de overheid iets meer dan de helft van alle bossen bezit (zie Tabel 35). Daaronder vallen onder meer alle baggergronden. Ook een aantal

natuurverenigingen bezitten samen bijna 30% van alle gekende spontane bossen, wat wil zeggen dat deze bossen in een natuurreservaat liggen en dus beschermd zijn. Slechts 6,7% van de spontane bossen behoort toe aan privé-eigenaars. Van de overige bossen kon de eigenaar niet worden opgespoord.

Tabel 35 : Eigenaars van spontane bossen in Vlaanderen.

	Overheid	Natuurvereniging	Privé	Onbekend
<b>Spontaan.shp</b>	23	31	6	1
<b>Leie.shp</b>	9	0	0	1
<b>Schelde.shp</b>	25	0	1	8
<b>Totaal</b>	57	31	7	10
<b>%</b>	54,3	29,5	6,7	9,5

### 5.2.5. Mate van isolatie

Ondanks de jonge leeftijd van de spontane bossen heeft toch maar 24,8% een totaal geïsoleerde ligging. Meer dan de helft van de bossen (56,2%) grenst direct aan ander, meestal ouder bos of aan oude houtkanten, terwijl zelfs 20% een min of meer gesloten enclave vormt binnenin een bos (zie Tabel 36).

Tabel 36 : Ligging van de spontane bossen ten opzichte van andere bossen.

	Geïsoleerd	Grenst aan bos of houtkanten	Bosenclave
<b>Spontaan.shp</b>	7	40	14
<b>Leie.shp</b>	6	3	1
<b>Schelde.shp</b>	13	16	5
<b>Totaal</b>	26	59	20
<b>%</b>	24,8	56,2	19,0

## VI ALGEMEEN BESLUIT

Uit het merendeel van de case-studies blijkt dat spontane bosontwikkeling op landbouwgronden in Vlaanderen algemeen weinig problemen stelt, ja zelfs bijzonder vlot verloopt. Deze uitspraak geldt uiteraard onder de gestelde basisvoorwaarden van het onderzoek, waarbij vereist was dat alle bossen gelegen waren in de buurt van ouder bos dat als bron voor bezaaiing kon dienen. Voor sterk geïsoleerde percelen is een snelle spontane bosontwikkeling mogelijk minder evident, maar dat kon hier niet worden nagegaan.

De boomlaag van de spontane bossen bestaat in een eerste fase hoofdzakelijk uit pioniersoorten. Naar houtproductie toe hebben de spontane bossen dus aanvankelijk wellicht wat minder te bieden dan een aanplanting, waar de boomsoorten vrij gekozen kunnen worden. Dit verlies wordt zeker voor een deel en mogelijk zelfs ruimschoots gecompenseerd door de uitgespaarde aanplantingskosten. De pioniersoorten worden ook geleidelijk door meereisende soorten verdrongen. Vaak gebeurt dit al heel snel, op leembodems soms al van bij het begin.

Door het zeer groot aantal zaailingen zijn er bij spontane verbossingen meer genetische selectiemogelijkheden dan bij een aanplanting. De sterkste, best aangepaste exemplaren overleven, wat het risico op een aantasting door ziektes of een beschadiging door extreme weersomstandigheden vermindert en positief is voor de stabiliteit van het bosbestand op lange termijn. De boomlaag stemt in veel gevallen overeen met het natuurlijke bostype dat men plaatselijk zou verwachten. Deze hoge natuurlijkeheidsgraad spreekt zeker ten gunste van de potentiële natuurwaarde van het bos in de toekomst.

Waar van bij de aanvang een volledige kolonisatie kan optreden leidt een spontane bosontwikkeling meestal tot een vrij gelijkjarig pionierbos. In bepaalde gevallen vindt een onvolledige bezetting plaats, waardoor tijdelijk of zelfs blijvend een ruimtelijk meer gevarieerde structuur met open plekken, struweel en min of meer gesloten bos kan ontstaan. Waar een perceel aan één zijde begrensd is door een oud bos, kan een graduele bezetting optreden vanuit de bosrand. Dit leidt tot een niet-uniforme leeftijdsverdeling, waar een aanplanting veelal gelijkjarig is. Samen met het ontbreken van een vast plantverband, geeft dit aan het spontane bos een meer natuurlijk uitzicht. Praktische bedenking hierbij is dat het eindbeeld van een spontaan bos wel beter oogt, maar technisch gezien het beheer van het bos er niet eenvoudiger op wordt. De case-studies toonden aan dat een massale bezetting bij verbossing veeleer de regel is, en dat de structurele meerwaarde (ongelijkjarigheid, open plekken) die eraan wordt toegeschreven vaak overschat wordt : meestal ontstaat ook een zeer gelijkjarig, gesloten bosbeeld dat qua verticale en horizontale structuur nauwelijks verschilt van een aanplanting.

In de onderzochte bossen telde de kruidlaag van de spontane bossen in regel de meeste soorten. Bovendien zijn er aanwijzingen dat bosplantensoorten (in ruime zin) sneller verschijnen in spontane bossen. Vermoedelijk speelt vooral de dominante boomsoort hier een belangrijke rol : de pionierboomsoorten in de spontane bossen laten meestal meer licht door dan de soorten die bij aanplantingen worden gebruikt, waardoor de bodem lichtrijker is. De pioniersoorten produceren bovendien steeds een goed afbrekend strooisel, met mull-humusontwikkeling tot gevolg. Dit is bij aangeplante soorten als eik en Beuk niet het geval, hetgeen de soortensamenstelling van de kruidlaag negatief beïnvloedt.

Bij aanplantingen met lichtdoorlatende soorten met een goed afbreekbaar strooisel (Es, Boskers) stelden we evenwel een vergelijkbare soortenrijkdom in de kruidlaag vast als bij de verbossingen. De positieve effecten hebben

dus wellicht vooral met de boomsoort te maken, veel meer dan met de behandeling (verbossen vs bebossen). Indien de verbossing gevarieerd verloopt ontstaan echter navenant grotere aantallen verschillende microhabitats, hetgeen de soortenrijkdom van de kruidlaag ook ten goede komt. Daar is wel sprake van een behandelingseffect.

Al het voorgaande samen beschouwd zijn de onderzochte spontane bossen qua huidige en potentiële natuurwaarde minstens gelijkwaardig aan de aanplantingen. De spontane bossen hebben een rijke boomsoortengarnituur, een vrij gevarieerde structuur in de horizontale ruimte en een meer soortenrijke kruidlaag dan de aanplantingen onder dezelfde omstandigheden.

Bovendien blijkt de slagingskans over het algemeen vrij groot, zeker wanneer het spontaan te verbossen perceel aansluit bij bestaand bos en de uitgangssituatie een akker is. Voor bosuitbreidingen in functie van natuurontwikkeling of landschapsvorming vormt verbossing in deze omstandigheden dan ook een aanbevelenswaardig alternatief voor aanplanting.

In hoeverre deze stelling uitbreidbaar is voor alle bosfuncties (dus ook voor eerder bosbouwproductieve toepassingen) kon in het kader van deze verkennende studie niet worden afgeleid. De spontane verbossing biedt ook hier een aantal belangrijke troeven : de aanlegkost vervalt, evenals de onderhoudskosten de eerste jaren na vestiging; de bestanden zijn minder ziektegevoelig en steeds standplaatsgeschikt. Het blijft echter onduidelijk in hoeverre deze voordelen opwegen tegen mogelijke nadelen (technische aspecten bij toekomstige behandeling, aanwezigheid van voldoende kwaliteit van commercieel interessante soorten). Ook de mate waarin de beheerder zich wenst bloot te stellen aan toevalsfactoren speelt een rol bij de mogelijke appreciatie evenals de toekomstige evolutie van de mogelijke commerciële vermarkting van hout van pionierssoorten zoals Berk.

# VII NIET-TECHNISCHE SAMENVATTING

## *1. Inleiding, doelstelling en methodiek*

Bij een bosuitbreiding uitgaande van voormalige landbouwgrond wordt in de praktijk veel meer gekozen voor aanplanting dan voor spontane verbossing. Aanplanten is zo ingeburgerd dat aan de mogelijkheid van spontane verbossing maar zelden wordt gedacht. Bovendien zijn goede gronden in Vlaanderen schaars, wat het braak leggen ervan maatschappelijk moeilijk aanvaardbaar maakt en niet zelden gelijk doet stellen met verwaarlozing. Een spontane verbossing houdt ook geen garantie voor succes in en levert soms niet het gewenste resultaat op, terwijl de ontwikkeling van een aanplanting vrij goed te voorspellen en sturen is. Spontane bossen zijn dan ook een zeldzaam verschijnsel. Recent echter heeft het artificieel karakter en de slechte vitaliteit van vele aanplantingen bij wetenschappers en natuurbeschermers de vraag doen rijzen of het vanuit ecologisch standpunt niet beter is om in de toekomst meer gebruik te maken van spontane verbossing. De voor- en nadelen van spontane verbossing vanuit natuurbehoudsoogpunt zijn echter nog onvoldoende onderzocht om daarover een zinvolle uitspraak te doen.

De bedoeling van deze studie is een beter inzicht te krijgen in de verschillen tussen aanplantingen en spontane bossen onder vergelijkbare groeicondities, en op basis daarvan te evalueren welk van beide de beste perspectieven biedt naar huidige en toekomstige natuurwaarde.

Aan de hand van een literatuurstudie worden een aantal algemene principes en processen van spontane verbossing toegelicht.

Daarna worden deze geïllustreerd en getoetst aan de hand van 8 afzonderlijke case-studies, verspreid over Vlaanderen (zie Bijlage), waarbij ten minste 1 op elk van de 3 voornaamste bodemtypes in Vlaanderen (arme droge zandgronden, rijkere leembodems en alluviale bodems) is gelegen. Telkens werd de structuur en de soortensamenstelling van een spontaan bos op voormalig intensieve landbouwgrond onderzocht en waar mogelijk met die van een aanplanting vergeleken. Er werd ook gezocht naar factoren die een belangrijke rol kunnen spelen gedurende de loop van het verbossingsproces en die eventueel aan de basis liggen van het welslagen of het mislukken ervan.

Voor elke geselecteerde aanplanting of spontane verbossing gebeurde eerst een grondige beschrijving van het omliggende gebied, naar ligging, historiek, beheer, fysisch milieu, enz. Vervolgens zijn binnen ieder studieperceel een of meerdere vierkante proefvlakken uitgezet, waarbinnen een opname van de kruidachtige soorten en hun bedekking werd gemaakt. Voor de houtige vegetatie werd een beschrijving gemaakt van de horizontale en verticale vegetatiestructuur overeenkomstig de methode van de Vlaamse bosinventarisatie. Dit liet toe de verdeling en soortensamenstelling van de struiklaag en de boomlaag gedetailleerd in kaart te brengen. Bijkomend werd een digitale hemisferische opname gemaakt, waaruit de hoeveelheid licht op de bosbodem kon worden geëvalueerd. In ieder proefvlak werd tenslotte ook een bodemstaal genomen onder de vorm van een mengmonster, waarvan de pH, de textuur en het gehalte aan totaal en opneembaar P, totaal N, opneembaar Ca en organische C werd bepaald. Indien het spontane bos of de aanplanting aan een ouder bos grensde, dan werd ook daarmee vergeleken om de toekomstige evolutiemogelijkheden te kunnen inschatten.

Als laatste luik van deze opdracht werd ook een aanzet gegeven voor een overzichtsdatabank van het huidige spontane bosareaal in Vlaanderen. Daarvoor werd een GIS-laag aangemaakt, waarin alle gekende spontane bossen zijn opgenomen, met daaraan gekoppeld alle gegevens die over de terreinen zijn verzameld. Deze databank kan waardevolle informatie verschaffen aan wetenschappers en natuurbeschermers en eventueel een instrument vormen bij het beleid inzake spontane bossen.

## ***2. Waarin spontane bossen van aanplantingen verschillen***

Over het algemeen lijkt spontane bosontwikkeling op voormalig intensieve landbouwgronden weinig problemen te stellen. Na enkele jaren gebeurt meestal een volledige bezetting van de standplaats, zeker wanneer men vertrekt van akker, of andere kale bodems (opgespoten terrein,...). Bij grasland als uitgangssituatie is het mogelijk dat bepaalde plekken gedurende langere tijd open blijven. De ontwikkeling van een spontaan bos zal normaal dus niet zo veel ten achter zijn op die van een aanplanting. De case-study op alluviale bodems gaf aan dat verbossing evenwel in bepaalde gevallen zeer traag kan verlopen : zelfs na 25 jaar is nog maar weinig verjonging tot stand gekomen, hoewel het perceel een enclave vormt binnen gesloten bos. Vooral concurrentie met de snel opkomende ruigtekruiden kan hier een bepalende factor zijn.

De meeste voorbeelden tonen dat het succes van een spontane verbossing sterk afhankelijk is van de aanwezigheid van zaadbronnen in de buurt van het perceel. Ook de groeicondities op het veld, zoals textuur, vochtgehalte en voedselrijkdom zijn van invloed op de soortensamenstelling. Daarnaast lijken toevalsfactoren een belangrijke rol te spelen in het verbossingsproces, omdat ze in hoge mate de bezaaiing en de overleving van zaailingen op het terrein kunnen bepalen.

In spontane bossen zijn dikwijls veel hogere stamtallen te vinden dan in aanplantingen. Dichtheden van 10.000 tot 50.000 zaailingen per ha zijn geen uitzondering, waar een aanplanting met loofbomen in regel gebeurt met 2.500 tot maximaal 6.500 bomen per ha. De natuurlijke selectiemogelijkheden in een spontaan bos zijn over het algemeen dan ook groter, wat het risico op aantastingen of schade door extreme weersomstandigheden vermindert en positief is voor de stabiliteit van het bestand op lange termijn.

In de gevallen waar 1 boomsoort erin geslaagd is zich gelijktijdig en gelijkmatig over de ganse oppervlakte van het terrein te vestigen, komt de structuur van het spontane bos na een 10-tal jaren vrij goed overeen met die van een homogene aanplanting (St-Maria-Oudenhove, Alserbos). Ook voor gemengde bossen met een gelijkmatige bezaaiing zijn er weinig structurele verschillen met een aanplanting (De Hutte, Rodeberg). Soms echter komt de spontane verjonging gefaseerd tot stand en ontstaat tijdelijk een afwisseling van open plekken en meer gesloten bos, wat een gevarieerder beeld oplevert. Dit is bijvoorbeeld mogelijk indien het landbouwperceel aan 1 zijde wordt begrensd door bos, waarbij een graduele bezetting kan optreden vanuit de bosrand (Ename).

De boomlaag van spontane bossen wordt in veel gevallen gevormd door pioniersoorten met snelle windverspreiding. Op de arme droge zandgronden domineert meestal de Berk, op de rijkere leembodems is de Boswilg vaak sterk dominant. Toch is het mogelijk dat meereisende boomsoorten vrij vlug hun intrede doen. Op de zandbodems kan de Zomereik op korte tijd een belangrijk aandeel in de menging verwerven. Op rijke leembodems is het zelfs mogelijk dat al van bij het begin een gevarieerde boomsoortenmenging ontstaat. Soorten als Boskers, Gewone es, Gewone esdoorn en Haagbeuk kunnen er de Boswilg vergezellen, al zijn goed ontwikkelde voorbeelden van deze

gemengde bossen eerder zeldzaam te noemen. Wat opvalt is dat de boomsoortensamenstelling veelal dicht aanleunt bij de successiereeks van de locale Potentieel Natuurlijke Vegetatie. Bij een aanplanting bepaalt de boseigenaar de keuze van de boomsoorten; ook worden vaak niet-streekeigen herkomsten of zelfs niet-standplaatsgeschikte soorten gebruikt.

De struiklaag is in jonge spontane bossen zwak ontwikkeld en bestaat uit sporadisch in de menging voorkomende soorten als Meidoorn, Lijsterbes, Vlier en Gelderse roos. Dit zijn alle soorten waarvan de vruchten en zaden vrij frequent door vogels over grote afstand worden verspreid. Er was maar weinig verschil te merken tussen de struiklaag van spontane bossen en die van aanplantingen.

De kruidlaag van de spontane bossen bestaat bijna altijd uit een bonte mengeling van ruigtekruiden, akkeronkruiden en graslandsoorten, waarbij er nog een duidelijke invloed van het vroegere landbouwgebruik (grasland of akkerland) merkbaar is. Dit geldt zeker voor de jongste verbossingen, maar ook na 20 jaar zijn deze relicten meestal nog te zien. Na verloop van tijd duiken meer en meer bossoorten op. Eerst zijn dit nog vooral snel verspreidende, lichtvereisende soorten, typisch voor jonge bossen, bosranden en open plekken in bossen. Echte oude bossoorten waren nog nauwelijks te vinden, wat nogmaals de beperkte verspreidingscapaciteit van deze soorten aantoont.

De soortensamenstelling in de kruidlaag van de aanplantingen is vergelijkbaar, toch was het zo dat de spontane bossen gemiddeld meer kruidachtige soorten telden dan de aanplantingen (19,1 t.o.v. 14,8 soorten). Ook wanneer alleen de typische bossoorten van kapvlakten beschouwd worden bestaat dit verschil (5,1 t.o.v. 2,1 soorten).

Het feit dat in de aanplantingen soms andere boomsoorten voorkwamen dan in de spontane bossen maakt dat beide niet altijd exact vergelijkbaar waren. Zo lijkt de ontwikkeling van de strooisellaag in de spontane bossen vlotter te verlopen en meer frequent te evolueren in de richting van een gunstige mullhumus. Dit zou kunnen liggen aan het milde karakter van het strooisel van pionierboomsoorten als de berk, die al langer bekend staat om zijn bodemverbeterend effect. Soorten als de Beuk en de Zomereik hebben bladeren die veel looistoffen bevatten, wat de strooiselafbraak vertraagt en verzuring in de hand werkt. In de onderzochte beukenaanplanting werd inderdaad een verlaagde pH-waarde gemeten. Ook het lichtdoorlatend karakter, dat een grote invloed heeft op de soortensamenstelling en bedekking van de kruidlaag, kan tussen boomsoorten onderling sterk variëren. Bij aanplantingen met soorten als Es en Boskers, die vergelijkbare ecologische kenmerken hebben als de pionierssoorten (mullhumus, voldoende licht doorlaten), bleken de verschillen naar kruidvegetatie tussen bebossing en verbossing veel kleiner of zelfs onbestaande.

Er dient bij de vergelijking dus altijd rekening te worden gehouden met effecten van de boomsoorten zelf. Zo bestaat het gevaar dat een vergelijkende studie van twee behandelingen (spontaan laten verbossen en actief bebossen) herleid dient te worden tot een boomsoorteneffect (indirect gevolg van de ingreep), en niet het eigenlijke behandelingseffect bestudeert.

### ***3. Conclusie***

De onderzochte spontane bossen blijken qua huidige en potentiële natuurwaarde minstens gelijkwaardig aan de aanplantingen. De hogere structuurrijkdom die aan verbossingen wordt toegeschreven moet evenwel gerelativeerd worden. Sommige verbossingen hebben een grotere boomsoortenrijkdom en een meer gevarieerde structuur in de horizontale

ruimte. Verbossigen gebeuren evenwel vaak onder de vorm van homogene, gelijkjarige en massale verjongingen, die qua structuur een grote gelijkenis vertonen met aanplantingen. Gemiddeld bezitten verbossingen een iets soortenrijkere kruidlaag dan aanplantingen onder dezelfde omstandigheden. De spontane bossen herbergen standplaatsgeschikte boomsoorten en bezitten daardoor een hogere stabiliteit en natuurlijkeheidsgraad. Spontane verbossing biedt duidelijk kansen om op voormalige landbouwgronden die in de buurt van bestaande bossen zijn gelegen, snel een bos te doen ontstaan en kan onder deze omstandigheden beslist een aanbevelenswaardig alternatief zijn voor de traditionele aanplanting.

#### ***4. GIS-databank***

Er werd een GIS-laag aangemaakt met het doel daarin alle gekende spontane bossen in Vlaanderen op te nemen. Tot nu toe konden 105 spontane bossen worden opgespoord. Samen vertegenwoordigen ze een oppervlakte van 372 ha, ofwel 0,25% van het totale Vlaamse bosareaal (ongeveer 150.000 ha). Het grootste aandeel van de spontane bossen ligt in Oost-Vlaanderen (58%), waar heel wat baggergronden langsheen de Schelde en de Leie zijn verbost. Het is echter waarschijnlijk dat vooral in de provincies Antwerpen, Limburg en Vlaams Brabant nog een aantal spontane bossen niet zijn opgenomen in de databank. Spontane bossen zijn vrijwel zonder uitzondering jonge bossen : 85% is jonger dan 30 jaar. Meer dan de helft (58%) ligt op voormalige baggergronden, 23% heeft een akkerlandverleden en 11% een graslandverleden. Opvallend is ook dat de overheid 57% van de spontane bossen bezit en natuurverenigingen 31%. Slechts 7% van de bossen behoort toe aan privé-eigenaars, terwijl zij wel 75% van het totale bosareaal in handen hebben.

**Arne Verstraeten, Kris Vandekerkhove en Luc De Keersmaeker**



Bijlage : De 8 verschillende case-studies met het spontane bostype en de bosleeftijd.

<u>Locatie</u>	<u>Bostype</u>	<u>Leeftijd (j)</u>
<b><u>Zand</u></b>		
Heidebos	Dicht homogeen berkenbos met wat Boswilg	5
De Hutte	Afwisseling van eiken-berkenbos, berkenbos en elzenbroekbos	15-30
<b><u>Leem</u></b>		
Ename	Ruimtelijk heterogeen wilgenbos (Boswilg)	5
St-Maria-Oudenhove	Homogeen wilgenbos (Boswilg)	15
Alserbos	Homogeen berkenbos	20
Altenbroek	Mengbos met berk, Boswilg, Gewone esdoorn, Lork en Grove den	3
Rodeberg	Mengbos met Gewone esdoorn, Boswilg, Es, Boskers en Zwarte els	9
<b><u>Alluviaal</u></b>		
Westerlo (Grote Nete)	Open vegetatie met wilgenstruweel (Boswilg, Katwilg en Schietwilg)	25

## VIII GECITEERDE LITERATUUR

**Agris, 2001.**

Rassenonderzoek wintertarwe en wintergerst 1998. Website voor het verstrekken van landbouwinformatie. Synergie "Le Futur Aujourd'hui". <http://www.agris.be/nl/akker/graan/1998/ras-home.html>.

**Bach E, 2001.**

Long term effects of insect herbivory and sand accretion on plant succession on sand dunes. *Ecology*. 82 (5) : 1401-1416.

**Baeté H & Vandekerkhove K, 2001.**

Wenselijkheid van begrazing door hoefdieren in de bossfeer - Criteria bij de beoordeling van begrazingsaanvragen. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. IBW mededelingen 2001. 74p.

**Bauwens B, 2001.**

Stuurvariabelen voor vegetatiedynamiek in het Meerdaalwoud (Vlaams-Brabant) over de periode 1954 - 2000. Afstudeerwerk Universiteit Gent/FLTBW.

**Bos & Groen, 1996.**

Bebossing van landbouwgronden - wegwijs in de subsidieregeling. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap/Departement Lin/Aminal/Afdeling Bos & Groen. 37p.

**Bos & Groen, 1998.**

De Bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur. AMINAL. Afdeling Bos en Groen. 24p.

**Bos & Groen, 2001.**

Naar een duurzaam en geïntegreerd plattelandsbeleid. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap/Departement Lin/Aminal. 12p.

**Bouman F, Boesewinkel D, Bregman R, Deventer N & Oostermeijer G, 2000.**

Verspreiding van zaden. KNNV Uitgeverij. 240p.

**Buell MF, Buell HF, Small JA & Siccama TG, 1971.**

Invasion of trees in secondary succession on the New Jersey Piedmont. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 98 : 67-74. In : Gill DS & Marks PL, 1991. Tree and shrub seedling colonisation of old fields in Central New-York. *Ecological Monographs*. 61 (2) : 183-205.

**Clerkx S & Van Hees A, 1999.**

Natuurlijke verjonging in bos op de arme zandgronden. *De Levende Natuur*. 100 : 158-162.

**De Keersmaeker 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 Vos B, 1994.**

De aanpak van primaire natuurtechnische milieubouw op baggerslibgronden. *Groene Band* 93. Vlaamse Bosbouwvereniging VBV. 39p.

**Dossche T, 1998.**

Ecologische effecten van bladstrooisel van loofboomsoorten op de ontwikkeling van recent beboste landbouwgronden (Mortagnebos-Zwevegem). Afstudeerwerk, Universiteit Gent. 104p.

**Ellenberg H, 1979.**

Zeigerwerte der Gefässpflanzen in Mitteleuropas. Göttingen.

**Ellenberg H, 1996.**

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart.

**Facelli JM & Pickett STA, 1991.**

Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. *Oikos*. 62 (2) : 129-138.

**Falkengren-Grerup U & Tyler G, 1993.**

Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management*. 60 (3-4) : 311-326.

**Fanta J, 1982.**

Natural regeneration of forests on dry sandy soils in Central Netherlands. Rapport Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen, nr 301. 236p.

**Fenner P, Brady WW & Patton DR, 1985.**

Effects of regulated water flows on regeneration of Fremont cottonwood. *Journal of Range Management*. 38 : 135-138.

**Fike J & Niering WA, 1999.**

Four decades of old field vegetation development and the role of *Celastrus orbiculatus* in the northeastern United States. *Journal of Vegetation Science*. 10 (4) : 483-492.

**Gardiner AS, 1968.**

The reputation of birch for soil improvement. A Literature Review. Forestry Commission Research and Development Paper. 67 : 1-9.

**Gill DS & Marks PL, 1991.**

Tree and shrub seedling colonisation of old fields in Central New-York. *Ecological Monographs*. 61 (2) : 183-205.

**Goransson A & Eldhuset TD, 1995.**

Effects of aluminium ions on uptake of calcium, magnesium and nitrogen in *Betula pendula* seedlings growing at high and low nutrient supply rates. *Water Air and Soil Pollution*. 83 (3-4) : 351-361.

**Gorissen D & Schepens D, 1997.**

Bebossing van landbouwgronden in het kader van verordening (EEG) 2080/92. Economische afweging op basis van een structurele analyse van de betrokken actoren. Aminal, Afdeling Bos & Groen. 216p.

**Grashof-Bokdam CJ, 1997.**

Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands : effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science*. 8 : 21-28.

**Greene DF & Johnson EA, 1996.**

Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology*. 77 (2) : 595-609.

**Grime JP, 1979.**

Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, New York. 222p.

**Groot Bruinderink GWTA, Koop HGJM, Kuiters AT & Lammertsma DR, 1997.**

Herstel van het ecosysteem Veluwe-Ijsseluiteerwaarden; gevolgen voor bosontwikkeling, edelherten en wilde zwijnen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (NL) nr 316. 25p.

**Hardtle W, 1995.**

On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. Folia geobotanica & phytotaxonomica. 30 (3) : 263-276.

**Hendershot WH, Lalonde H & Duquette M, 2000.**

Soil chemical analyses. Soil reaction and exchangeable acidity. In : Carter MR, 2000. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science. 823p.

**Hermy M, 1985.**

Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. Ph doctoraatsthesis, RUG.

**Hermy M, Honnay O, Firbank L, Grashof-Bokdam CJ & Lawesson JE, 1999.**

An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation. 91 : 9-22.

**Hermy M & Van Cotthem W, 1985.**

De verspreiding van vruchten en zaden (Diasporologie van zaadplanten). Verenig. Onderwijs Biol. 8 : 73-94.

**Honnay O, Degroote B & Hermy M, 1998.**

Ancient-forest plant species in Western Belgium : a species list and possible ecological mechanisms. Belgian Journal of Botany. 130 (2) : 139-154.

**Horsely SB, 1977.**

Allelopathic inhibition of black cherry by fern, grasses, goldenrods and asters. Canadian Journal of Forest Research. 7 : 205-216. In : Gill DS & Marks PL, 1991. Tree and shrub seedling colonisation of old fields in Central New-York. Ecological Monographs. 61 (2) : 183-205.

**Johnson WC, 1994.**

Woodland expansion in the platte river, Nebraska - patterns and causes. Ecological Monographs. 64 (1) : 45-84.

**Jumpponen A, Vare H, Mattson KG, Ohtonen R & Trappe JM, 1999.**

Characterization of 'safe sites' for pioneers in primary succession on recently deglaciated terrain. Journal of Ecology. 87 (1) : 98-105.

**Kerr G, Harmer R & Moss SR, 1996.**

Natural colonisation : a study of Broadbalk Wilderness. Vegetation management in forestry, amenity and conservation areas : managing for multiple objectives, 19 and 20 March 1996, University of York, York, UK. Aspects of Applied Biology. 44 : 25-32.

**Kidd PS & Proctor J, 2000.**

Effects of aluminium on the growth and mineral composition of *Betula pendula* Roth. Journal of Experimental Botany 51 (347) : 1057-1066.

**Kielland K & Bryant JP, 1998.**

Moose herbivory in taiga: effects on biogeochemistry and vegetation dynamics in primary succession. *Oikos*. 82 (2) : 377-383.

**Koerner W, Dambrine E, Dupouey JL & Benoit M, 1999.**

Delta N-15 of forest soil and understory vegetation reflect the former agricultural land use. *Oecologia*. 121 : 421-425.

**Lauwaars S, Vosman B & Coops H, 2000.**

Terugkeer van de Zwarte populier op de oevers van de Rijntakken. *De Levende Natuur*. 101 : 3-6.

**Leps J & Prach K, 1990.**

Dynamics of populations and communities : Plant populations. In : Osbornová J, Kovárová M, Leps J & Prach K, 1990. Kluwer Academic Publishers. Succession in abandoned fields. *Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. 23-31.

**Leyssens D, 1998.**

Omvormingen door middel van kunstmatige, natuurlijke en gefusioneerde verjongingen in het Domeinbos 'De Uitlegger' : Kostprijsberekening. 3p.

**Li XD & Wilson SD, 1998.**

Facilitation among woody plants establishing in an old field. *Ecology*. 79 (8) : 2694-2705.

**Lichter J, 2000.**

Colonization constraints during primary succession on coastal Lake Michigan sand dunes. *Journal of Ecology*. 88 (5) : 825-839.

**Lust N, 1998.**

Begrippen van bosbouw. Rijksuniversiteit Gent. Laboratorium voor Bosbouw. 148p.

**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.

**McClanahan TR & Wolfe RW, 1993.**

Accelerating forest succession in a fragmented landscape - the role of birds and perches. *Conservation Biology*. 7 (2) : 279-288.

**McGill WB & Figueiredo CT, 2000.**

Soil chemical analyses. Total nitrogen. In : Carter MR, 2000. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science. 823p.

**Muys B, 1995.**

The influence of tree species on humus quality and nutriënt availability on a regional scale (Flanders, Belgium). In : Nilsson LO, Hüttl RF & Johansson UT, 1995. Nutriënt uptake and cycling in forest ecosystems, 649-660.

**Muys B & Van Elegem B, 1996.**

Boomsoortenkeuze bij het bebossen van landbouwgronden. *De Boskrant*. 4 : 113-116.

**Myster RW, 1983.**

Tree invasion and establishment in old fields at Hutcheson-memorial-forest. *Botanical review*. 59 (4) : 251-272.

**Myster RW, 1994.**

Contrasting litter effects on old field tree germination and emergence. *Vegetatio*. 114 (2) : 169-174.

**Myster RW & Pickett STA, 1992a.**

Dynamics of associations between plants in 10 year old fields during 31 years of succession. *Journal of Ecology*. 80 (2) : 291-302.

**Myster RW & Pickett STA, 1992b.**

Effects of palatability and dispersal mode on spatial patterns of trees in oldfields. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119 (2) : 145-151.

**Osbornová J, Kovárová M, Leps J & Prach K, 1990.**

Succession in abandoned fields. *Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers. 166p.

**Ostfeld RS & Canham CD, 1993.**

Effects of meadow vole population density on tree seedling survival in old fields. *Ecology* 74 (6) : 1792-1801.

**Ostfeld RS, Manson RH & Canham CD, 1997.**

Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology* 78 (5) : 1531-1542.

**Peeters JP, Van den Berg CA & Oosterbaan A, 1996.**

Effect van ploegen, plaggen en afgraven op de opkomst van zaailingen van bomen en struiken op grasland. IBN-rapport. 21p.

**Putman RJ, 1996.**

Ungulates in temperate forest ecosystems: Perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*. 88 (1-2) : 205-214.

**Rousset O & Lepart J, 2000.**

Positive and negative interactions at different life stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). *Journal of Ecology*. 88 (3) : 401-412.

**Smit, 1996.**

The colonisation of woody species in old fields. Old field succession in the Netherlands. Agricultural University Wageningen, Department of Terrestrial Ecology and Nature. In : Peeters JP, Van den Berg CA & Oosterbaan A, 1996. Effect van ploegen, plaggen en afgraven op de opkomst van zaailingen van bomen en struiken op grasland. IBN-rapport. 21p.

**Smith DM, 1951.**

The influence of seed bed conditions on the regeneration of eastern white pine. Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin 545. In : Gill DS & Marks PL, 1991. Tree and shrub seedling colonisation of old fields in Central New-York. *Ecological Monographs*. 61 (2) : 183-205.

**Smith R & Olf H, 1998.**

Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecology*. 139 (2) : 203-209.

**Sork VL, 1987.**

Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba*. *Ecology* 68 : 1341-1350. In : Gill DS & Marks PL, 1991. Tree and shrub seedling colonisation of old fields in Central New-York. *Ecological Monographs*. 61 (2) : 183-205.

**Stortelder AHF, Hommel PWF & De Waal RW, 1998.**

Bosecosystemen van Nederland 1. Broekbossen. KNNV Uitgeverij. 216p.

**Surinx S, 1996.**

't Maartenbos : De Hutte en Kelchterhoef. Verhandeling. p 24-25.

**Tack G, Van den Brecht P & Hermy M, 1993.**

Bossen van Vlaanderen. Een historische ecology. Uitgeverij Davidsfonds, Leuven. 320p.

**Thomaes A, 2001a.**

Inventarisatie van autochtone rozen in Vlaanderen. Stageverslag. Universiteit Gent/FLTBW. 114p.

**Thomaes A, 2001b.**

Verspreiding van oud-bosplanten in jonge bossen : invloed van bodem en competitie. Thesis. Universiteit Gent/FLTBW. 153p.

**Van Beusekom F, 1998.**

Metaforen voor de wildernis : een nieuwe bosmythe. De Levende Natuur. 99 (2) : 79-83.

**Van den Berg CA & Oosterbaan A, 1997.**

Natuurlijke verjonging van Grove den (*Pinus sylvestris*). Zaadval en de invloed van grondbewerking, afrasteren en een scherm op de opkomst en ontwikkeling van zaailingen. IBN-rapport nr 313.

**Van Wieren SE, Groot Bruinderinck GWTA, Jorritsma ITW & Kuiters AT, 1997.**

Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers Leiden. 224p.

**Vera FMW, 1997.**

Metaforen voor de wildernis. Eik, hazelaar, rund en paard (proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen). Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (NL).

**Walker LR & Chapin FS, 1986.**

Physiological controls over seedling growth in primary succession on an Alaskan floodplain. Ecology 67 (6) : 1508-1523.

**Walker KJ, Sparks TH, Swetnam RD, Boatman ND, Clay DV, Goodman A, Marrs RH, Marshall EJP, Newman JR, Putwain PD & Pywell RF, 2000.**

The colonisation of tree and shrub species within a self-sown woodland : the Monks Wood Wilderness. Aspects of Applied Biology. 58 : 337-344.

**Weeda EJ, Westra R, Westra Ch & Westra T, 1985.**

Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties. Een uitgave van het IVN in samenwerking met de VARA omroepvereniging, VEWIN en KNNV uitgeverij. 5 delen.

**Werner PA & Harbeck AL, 1982.**

The pattern of tree seedling establishment relative to Staghorn Sumac cover in Michigan old fields. American Midland Naturalist. 108 (1) : 124-132.

# IX EVALUATIE VAN HET ONDERZOEK

## 1. Wetenschappelijke doelstellingen

### 1.1. Beschrijving van de wetenschappelijke doelstellingen (uit het projectvoorstel)

Dit onderzoek kadert binnen het project 'praktijkgericht onderzoek naar kansen en belangrijke stuurvariabelen voor natuurontwikkeling op gronden met voormalig intensief landbouwgebruik'. De doelstelling daarvan was inzichten te verwerven in :

- De vestigingskansen en dispersiecapaciteit voor soorten met grote natuurbehoudswaarde;
- de dominante factoren en processen die op korte termijn bepalend zijn voor de floristische en faunistische samenstelling.

Dit gedeelte van het project had als doelstelling een vergelijking te maken tussen spontane bosontwikkeling en actieve bosaanplant op gronden met een voormalig intensief landbouwgebruik. De bedoeling was om voor de 3 voornaamste bodemtypes in Vlaanderen, zijnde zand, leem en alluviale bodems, te onderzoeken of spontane verbossing een waardevol alternatief kan vormen voor actieve bosaanplant. Vooropgesteld werd dat de aandacht voornamelijk diende te gaan naar volgende 3 punten :

- een gedetailleerde analyse van de boomsoortensamenstelling en de bosstructuur en de invloed hiervan op het lichtregime op de bosbodem en de samenstelling van de kruidlaag;
- De relatie met de aanwezigheid van boomsoorten in de directe omgeving;
- De integratie met het luik entomofauna.

Eindproduct is een afzonderlijk eindrapport, waarin een hoofdstuk dat de link legt met het algemeen deel van het project.

### 1.2. Evaluatie

#### KNELPUNTEN BIJ DE SELECTIE VAN DE PROEFOBJECTEN

Op basis van het algemeen deel wordt een selectie gemaakt van de terreinen waar een vergelijking kan worden gemaakt tussen actieve bosaanplant en spontane bosontwikkeling. Er wordt gezocht naar representatieve voorbeelden van be/verbossing op alluviale bodems, rijkere leemgronden en zandbodems. Voor elk van deze bodemcondities wordt minstens één case-study uitgewerkt.

Hierbij werden volgende selectiecriteria vooropgesteld :

- terreinen waar het proces van bosontwikkeling reeds geruime tijd aan de gang is



- terreinen waar binnen hetzelfde gebied/bodemstreek de vergelijking mogelijk is tussen aanplant en spontane ontwikkeling
- gebieden waar de effecten van aanpalend bos of zaadbomen op spontane bosontwikkeling kan worden onderzocht

Vanuit het luik entomofauna worden volgende bijkomende preferenties vooropgesteld :

- enclaves van voormalig landbouwgebied binnen of rechtstreeks grenzend aan bestaande natuurgebieden met potentiële bronpopulaties
- grotere natuurontwikkelingszones waar randeffecten vermoedelijk beperkt zijn (in vergelijking met kleinere gebieden);
- gebieden waar reeds uit vroegere studies informatie voorhanden is m.b.t. potentiële bronpopulaties;
- gebieden met percelen in verschillende stadia van ontwikkeling.

### **Knelpunt 1. Zeer weinig terreinen met spontane verbossing op voormalig intensieve landbouwgrond**

Uit de beoordeling van de resultaten van de uitgebreide enquête bleek het zeer moeilijk te zijn om gebieden te vinden die voldeden aan de basisvoorwaarde voor het onderzoek :

*voormalig intensieve landbouwgronden die reeds meerdere jaren spontaan verbossen, zonder menselijke tussenkomst.*

Spontane verbossingen zijn in Vlaanderen op zich al een zeldzaam fenomeen : in een dichtbevolkt land met een bijzonder hoge landdruk, en een eeuwenlange traditie van intensief landbeheer, is het 'ongebruikt' laten liggen van gronden immers geen evidentie. Deze spontane verbossingen zullen daarbij vooral optreden op marginale landbouwgronden of reservatiezones van industrieterreinen.

Verbossing op intensief gebruikte (lees zeer productieve) landbouwgronden is op zich dan ook een 'contradictio in terminis'.

Voor terreinbeherende instanties is het vaak zeer moeilijk om deze intensief gebruikte landbouwgronden te verwerven. Indien dit dan toch eens lukt is het niet evident het terrein onbeheerd te laten liggen : zowel natuurverenigingen als bosbeheerders wensen immers zo snel mogelijk beloond te worden voor hun inspanningen en resultaten te zien. Bovendien is de maatschappelijke aanvaardbaarheid vaak groter indien men direct na de verwerving iets met de gronden doet. Onbehandeld laten liggen van de terreinen wordt in de onmiddellijke omgeving (zeker in de landbouwmiddens) veel moeilijker aanvaard.

Natuurverenigingen zullen daarom vaak kiezen om :

- ofwel vrij drastische inrichtingsmaatregelen toe te passen (afgraven, enz) in functie van herstel van een interessante, minder overbemeste pionierstoestand.
- ofwel voor de instelling van een extensieve begrazing (i.f.v. wastinevorming) of een verschrallingsbeheer via maaien zonder bemesten (i.f.v. soortenrijk grasland).

Bosbeheerders zullen de verworven gronden vrijwel onmiddellijk trachten te bebossen :

- de hoofddoelstelling, zijnde bosuitbreiding, is vlugger gerealiseerd.

- via aanplanting voldoet de soortensamenstelling zeker aan de verwachtingen; bij spontane verbossing wordt de soortensamenstelling bepaald door toevalligheden en aanwezigheid van zaadbomen; de pioniersstadia bevatten hierbij zelden of nooit de bosbouwkundig sterk gewenste doelsoorten (zoals eik), maar vooral pionierboomsorten als berk en wilg, die in een recent verleden minder gewenst waren.
- De slagingskans van de bosuitbreiding is veel groter bij actieve aanplant en minder van toevalligheden afhankelijk.

#### Knelpunt 2. Vergelijkbaarheid van de uitgangssituatie bij gepaarde vergelijkingen

Bovendien vereist de proefopzet gepaarde vergelijkingen (bebossing vs verbossing). Een dergelijke vergelijking is slechts zinvol als de uitgangssituatie voor beide behandelingen vergelijkbaar is.

Daarbij moeten een groot aantal variabelen die sterk bepalend zijn voor de verdere ontwikkeling zo weinig mogelijk verschillen. De belangrijkste hierbij zijn :

- Bodem : zowel bodemtype, nutriëntentoestand en vochtklasse.
- Voorgeschiedenis : hoe lang zijn deze gronden intensief gebruikt en wat was het voormalige grondgebruik - hoe lang zijn ze al bebost resp. spontaan aan het verbossen.
- Afstand tot zaad- en migratiebronnen (zijnde afstand tot oud-boskernen of zelfs houtkanten).

Gezien de zeer grote variabiliteit bij deze factoren en de grote invloed die zij uitoefenen op de ontwikkeling van het terrein, zullen wellicht enkel terreinen die onmiddellijk op elkaar aansluiten kunnen voldoen aan de gestelde voorwaarde.

CONCLUSIE : er moet worden gezocht naar voormalig intensieve landbouwgronden :

- die gedeeltelijk bebost werden, en ook gedeeltelijk spontaan verbossen (of waar de bebossing mislukte en daarna spontaan verbossing optrad), waarbij beide delen bodemkundig niet significant verschillend zijn.
- waar dit proces reeds een 10-tal jaar lopende is (anders zijn de resultaten, zeker naar vegetatiestructuur weinigzeggend).
- die bij voorkeur aansluiten bij een bestaand boscomplex, met indicatoren van oud bos.

Al deze randvoorwaarden hebben ertoe geleid dat de eerste doelstelling, namelijk het uitvoeren van een gedetailleerd vergelijkend onderzoek voor alle 3 de voornaamste bodemtypes in Vlaanderen, niet volledig kon worden gehaald.

In totaal werden 8 locaties gevonden die min of meer geschikt waren. Slechts in 6 gevallen was ook effectief een vergelijking tussen een spontaan bos en een aanplanting mogelijk, op de andere 2 plaatsen kwam alleen een spontaan bos voor. Door de beperkte omvang van de dataset werd dan ook geopteerd om elke locatie in eerste instantie te behandelen als een afzonderlijke case-study en pas nadien meer veralgemenende conclusies te trekken indien dit mogelijk was. De locaties waren ook ongelijk verdeeld over de 3 bodemtypes, namelijk 5 op leem, 2 op zand en 1 op alluviale bodem. Hierdoor kon alleen voor de bossen op leem een meer algemeen beeld worden geschetst.

Omwille van de beperkte middelen werden alle spontane bossen, aanplantingen en referentiebossen onderzocht op een eenvoudige maar uniforme manier, in

overeenstemming met de methodiek van de Vlaamse bosinventarisatie. Dit heeft het voordeel dat de verzamelde gegevens compatibel zijn. Er zijn evenwel ook enkele nadelen verbonden aan die vereenvoudigde proefopzet :

- Door het werken met een beperkt aantal grote proefvlakken per bos (1 of 2) vormen de verzamelde gegevens slechts een steekproef van het ganse bos.
- Ruimtelijke verschillen en patronen in structuur en soortensamenstelling, die in bepaalde spontane bossen vrij belangrijk lijken te zijn, komen niet altijd goed tot uitdrukking.

Voor een juistere beschrijving zou een gedetailleerde proefopstelling nodig zijn, gebruik makend van een groot aantal kleine proefvlakken, transecten of een raster. Dit zou evenwel te veel tijd hebben gevegd.

Toch was het door een juiste keuze van de locaties van de proefvlakken mogelijk om telkens een vrij goed beeld te schetsen van de situatie op het terrein en nadien enkele waardevolle conclusies te trekken.

De tweede doelstelling, het nagaan van de relatie met zaadbronnen in de buurt, kon vrij goed worden ingevuld. Er werd telkens een referentieproefvlak gekozen in het aanliggende bos om een beter idee te krijgen van het mogelijke toekomstbeeld van het spontane bos of de aanplanting. Ook werd telkens speciale aandacht besteed aan het voorkomen van zaadbomen buiten de proefvlakken, met name aan de rand van elk perceel. Het zou evenwel aangewezen zijn hier nog meer systematisch tewerk te gaan door een meer precieze positiebepaling van de randbomen en de zaailingen in een perceel.

De derde doelstelling, de integratie met het entomofaunaluik, is goed gelukt. Op 2 van de 8 studielocaties werden bodemvallen uitgezet, op dezelfde plaatsen waar ook een proefvlak voor de opname van de vegetatie en de bosstructuur was gesitueerd. Het entomofaunaproject kon evenwel maar weinig bijkomende informatie verschaffen omdat de verzamelde gegevens door de betrokken partners maar gedeeltelijk konden worden verwerkt en omdat de spontane bossen in beide gevallen nog zeer jong waren.

### *1.3. Verwezenlijkingen naast de doelstellingen van het onderzoek*

Aanvullend bij de eigenlijke doelstellingen van het onderzoek werd getracht een beter inzicht te verwerven in het proces van spontane verbossing op voormalige landbouwgronden door het maken van een literatuurstudie. Hierin werd aandacht besteed aan het verloop van de kolonisatie en successie, de kenmerken van de soorten, de factoren die het proces sturen en de voor- en nadelen van spontane verbossing ten opzichte van aanplanting.

Verder werd bijkomend getracht een overzicht te maken van de toestand van het spontane bos in Vlaanderen. Alle spontane bossen waarover informatie te vinden was zijn in een GIS-databank gebracht, die ook in de toekomst verder kan worden uitgebouwd. Op die manier zijn nu de gegevens over 105 Vlaamse spontane bossen gebundeld. Het eindproduct hiervan is een kaart op 1:10.000 en een consulteerbare databank met de gegevens omtrent soortensamenstelling, beheer, historiek, enz. De databank vormt naar onze mening een waardevolle bron van informatie voor wetenschappers en mensen die betrokken zijn bij het beleid inzake spontane verbossing.

## 2. Relevantie van de bereikte resultaten voor natuurontwikkeling

Doordat dit onderzoek op een zeer beperkt aantal plaatsen werd uitgevoerd, is het niet mogelijk om algemeen geldende uitspraken te doen omtrent de verschillen tussen spontane bossen en aanplantingen. Het onderzoek dient veeleer als verkennend te worden beschouwd en kan zeker een leidraad vormen voor verder en meer gedetailleerd onderzoek.

Toch tonen de resultaten aan dat op bepaalde plaatsen en onder welbepaalde omgevingscondities (voldoende zaadbronnen, gunstige bodemeigenschappen) spontane verbossing wel degelijk een waardevol alternatief kan vormen voor actieve bosaanplant. Het feit dat vaak al na 1 of enkele jaren een volledige bezetting van de standplaats gebeurt, toont dat de kosten van een aanplanting kunnen worden uitgespaard. Bovendien zijn de boomsoorten meestal standplaatseigen, wat aan de spontane bossen een hoge mate van natuurlijkheid verleent. De relatief hoge soortenrijkdom die in de spontane bossen werd teruggevonden wijst hier in elk geval al op.

De beperkte schaal en de onmogelijkheid om een perfecte proefopzet te realiseren (wegens zeer beperkt voorkomen van verbossingen) laat evenwel niet toe om het boomsoorteneffect los te koppelen van het behandelingseffect : veel van de positieve eigenschappen die wij momenteel aan de verbossing konden toeschrijven hebben veeleer te maken met de goede eigenschappen van de pionierboomsoorten ten opzichte van de boomsoorten in de vergelijkingsproefvlakken (eik/beuk).

Wat de studie wel oplevert is een beter inzicht in het proces van spontane verbossing en de factoren die een rol spelen bij een succesvolle verbossing. Op die manier wordt het al enigszins mogelijk om potentiële verbossingsmogelijkheden op voorhand beter in te schatten.

Het laat ons evenwel ook toe om bepaalde voordelen die aan verbossing worden toegeschreven enigszins te relativiseren en tot hun juiste proporties terug te brengen.

## 3. Overzicht van de benutting van de budgetten

	Voorzien	Besteed	(Aandeel van voorzien)
Personeel	1.100.000 BEF	1.102.437 BEF	100,2 %
Werking	63.500 BEF	42.094 BEF	66,3 %
Totaal	1.163.500 BEF	1.144.531 BEF	98,4 %

De werkingskosten zijn vooral besteed aan het uitvoeren van bodemanalyses en verplaatsingen.

## 4. Aanbevelingen voor het beleid

Bosuitbreiding is een belangrijke doelstelling voor het bosbeleid. Bij de realisatie van deze doelstelling wordt nog altijd vrijwel steeds gekozen wordt voor aanplanting. Deze keuze is zeker te verantwoorden bij bebossingen in bosarme regio's, waar spontane verbossing niet steeds evident is (ontbreken van zaadbronnen). Bij bosuitbreiding aansluitend op bestaand bos vormt, zo blijkt uit ons onderzoek, verbossing een goed alternatief, dat ook naar slagingssucces vrij betrouwbaar is. Zeker wanneer men vertrekt van akkerland grenzend aan bos, is een snelle bosontwikkeling zeer waarschijnlijk. Toch wordt ook in die gevallen nog al te vaak voor aanplanten gekozen, ondanks de grote investering in arbeid en plantsoenen die dit met zich brengt.

Het feit dat een spontane verbossing tot even goede en misschien betere resultaten kan leiden als een aanplanting is volgens ons een belangrijke aanleiding om er op aan te dringen om van deze mogelijkheden vaker gebruik te maken.

Ook het huidige subsidiebeleid wordt best aangepast om meer grondeigenaars en bosbeheerders er toe aan te sporen frequenter gebruik te maken van spontane verbossing. De huidige regeling vertrekt van een zeer gereguleerd systeem, met subsidie naargelang boomsoort en aantal bomen/ha. In spontane verbossingen, waarbij toevalsfactoren een belangrijke rol spelen, leidt dit tot grote onzekerheid over de subsidie die men kan ontvangen. Beter ware het te werken met een 'basissubsidie' wanneer gekozen wordt voor spontane verbossing met inheemse soorten, met extra premies voor voldoende gesloten geslaagde verbossingen.

## 5. Aandachtslijnen voor verder onderzoek

Dit verkennende onderzoek dient volgens ons te worden opgevolgd door een veel meer gedetailleerd onderzoek op een groot aantal locaties. Dit moet zich onder andere toespitsen op volgende punten :

- Een meer gedetailleerde studie van de processen van spontane verbossing (concurrentieverhouding tussen soorten, afstand van zaadbomen, enz) en de specifieke effecten van omgevingsfactoren zou het mogelijk maken om op een meer betrouwbare wijze uitspraken te doen over potenties voor spontane verbossingen in uiteenlopende uitgangssituaties.
- De voor- en nadelen van spontane verbossing op ecologisch vlak op lange termijn. Door langdurige monitoring moeten de evolutie van de soortensamenstelling (planten en dieren), de bosstructuur en de bodemeigenschappen van een aantal spontane bossen en aanplantingen regelmatig in detail worden opgevolgd.
- Het onderzoek verdient te worden uitgebreid buiten de uitgangssituatie van intensieve landbouwgrond, vermits uit de gegevens van de databank blijkt dat deze de minderheid vormen. Ook op baggergronden en onbemeste terreinen (hooilanden, zandwiningen, gestoorde bodems, slikken, enz.) komen heel wat spontane verbossingen voor die ook vanuit natuurbehoudsoogpunt interessante mogelijkheden bieden.
- De financiële verschillen tussen aanplanten en verbossen, niet alleen bij de aanleg van het bos, maar ook bij het bosbeheer en de uiteindelijke opbrengst aan houtproducten zouden nader bekeken moeten

worden. Alleen een duidelijke kijk hierop kan grondeigenaars er eventueel toe aanzetten om meer gebruik te maken van spontane verbossing.

## *6. Verdere opmerkingen*

Geen.

## *7. Lijst van publicaties die volgen uit het onderzoek*

Van Loy K, Verstraeten A, Vandekerkhove K, De Keersmaeker L, 2001. Applied botanical research at the Institute for Forestry and Game Management. Comparison of vegetation composition in new forest stands on formerly intensive agricultural lands: active vs. spontaneous afforestation. Poster voorgesteld op de studienamiddag : 'botanische expertise en biodiversiteit in België' te Meise op 19-20/10/2001.

Verstraeten A, Vandekerkhove K & De Keersmaeker L, 2002. Meer kansen voor spontane verbossing ? De Boskrant (in press).

Verstraeten A, Vandekerkhove K & De Keersmaeker L, 2002. Spontaan bos, vergeten natuur? Nieuwsbrief van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (in press).

Er werd ook een voorstel ingediend voor een artikel in Groene band.

Bijlage 1 : Lijst van alle plantensoorten die tijdens het onderzoek zijn gevonden, met hun verspreidingsmechanisme (Hermy & Van Cotthem, 1985; Bouman et al., 2001). Auto = autochoren; Baro = barochoren; Anemo = anemochoren; Hydro = hydrochoren; Endozoo + ornitho = Endozoöchoren of ornithochoren; Epizoo = epizoochoren; Myrmeco = myrmecochoren.

Latijnse naam	Verspreidingsmethode						
	Auto	Baro	Anemo	Hydro	Endozoo + ornitho	Epizoo	Myrmeco Vegetatie f
<i>Achillea millefolium</i>			*				
<i>Aegopodium podagraria</i>			*				
<i>Agrostis spp</i>			*			*	
<i>Agrostis capillaris</i>			*			*	
<i>Agrostis gigantea</i>			*			*	
<i>Agrostis stolonifera</i>			*			*	
<i>Ajuga reptans</i>							*
<i>Anemone nemorosa</i>					*	*	**
<i>Angelica sylvestris</i>			*	*			
<i>Anthriscus sylvestris</i>			*	*		*	
<i>Arrhenatherum elatius</i>			*			*	
<i>Artemisia vulgaris</i>			*			*	
<i>Bromus hordeaceus</i>			*			*	
<i>Calamagrostis epigejos</i>			*				
<i>Calluna vulgaris</i>			*		*		
<i>Calystegia sepium</i>				*			
<i>Cardamine pratensis</i>	*		*				
<i>Carex spp</i>			*	*		*	*
<i>Carex pallescens</i>							
<i>Carex pilulifera</i>							*
<i>Cerastium fontanum</i>			*				
<i>Cirsium arvense</i>			*				*
<i>Cirsium palustre</i>			*				*
<i>Cirsium vulgare</i>			*				*
<i>Clinopodium vulgare</i>						*	
<i>Convolvulus arvensis</i>				*			
<i>Crepis spp</i>			*	*			
<i>Crepis biennis</i>			*	*			
<i>Crepis capillaris</i>			*	*			
<i>Dactylis glomerata</i>			*			*	
<i>Digitalis purpurea</i>			*				
<i>Dryopteris dilatata</i>			*				
<i>Dryopteris filix-mas</i>			*				
<i>Elymus repens</i>			*			*	
<i>Epilobium angustifolium</i>			*	*			
<i>Epilobium ciliatum</i>			*	*			
<i>Epilobium hirsutum</i>			*	*			
<i>Epilobium montanum</i>			*	*			
<i>Epilobium parviflorum</i>			*	*			
<i>Epilobium tetragonum</i>			*	*			
<i>Epipactis helleborine</i>			*	*			
<i>Equisetum arvense</i>							
<i>Equisetum palustre</i>							
<i>Eupatorium cannabinum</i>			*				
<i>Filipendula ulmaria</i>			*	*			
<i>Galeopsis tetrahit</i>				*		*	
<i>Galium aparine</i>				*		*	
<i>Geranium robertianum</i>	*						
<i>Geum urbanum</i>				*		*	
<i>Glechoma hederacea</i>						*	*
<i>Glyceria maxima</i>			*	*	*		
<i>Hedera helix</i>					*		
<i>Heraclium sphondylium</i>			*	*		*	
<i>Holcus lanatus</i>			*	*	*	*	
<i>Holcus mollis</i>			*	*	*	*	
<i>Humulus lupulus</i>			*				
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>							*

Latijnse naam	Verspreidingsmethode						
	Auto	Baro	Anemo	Hydro	Endozoo + ornitho	Epizoo	Myrmeco Vegetatief
<i>Hypericum dubium</i>			*				
<i>Hypericum humifusum</i>			*				
<i>Hypericum perforatum</i>			*				
<i>Hypericum pulchrum</i>			*				
<i>Hypochaeris radicata</i>			*				
<i>Iris pseudacorus</i>				*			
<i>Juncus effusus</i>			*			*	
<i>Juncus inflexus</i>			*			*	
<i>Juncus tenuis</i>			*			*	
<i>Lapsana communis</i>			*	*			
<i>Listera ovata</i>			*				
<i>Lolium perenne</i>			*	*		*	
<i>Lonicera periclymenum</i>					*		
<i>Lotus corniculatus</i>	*			*			
<i>Luzula luzuloides</i>			*				*
<i>Luzula pilosa</i>			*				*
<i>Lycopus europaeus</i>			*	*			
<i>Lysimachia vulgaris</i>			*	*		*	
<i>Lythrum salicaria</i>			*	*		*	
<i>Matricaria recutita</i>			*	*	*	*	
<i>Melandrium dioicum</i>							
<i>Mentha arvensis</i>				*		*	
<i>Moehringia trinervia</i>							*
<i>Molinia caerulea</i>			*				
<i>Myosotis arvensis</i>			*	*		*	
<i>Myosotis ramosissima</i>			*	*		*	
<i>Myosotis scorpioides</i>			*	*		*	
<i>Phalaris arundinacea</i>			*	*			*
<i>Plantago lanceolata</i>				*		*	
<i>Plantago major</i>				*		*	
<i>Poa annua</i>			*	*		*	
<i>Poa pratensis</i>			*				
<i>Poa trivialis</i>			*		*	*	*
<i>Polygonum amphibium</i>				*			
<i>Polygonum hydropiper</i>				*	*		
<i>Potentilla anglica</i>			*	*	*		*
<i>Pteridium aquilinum</i>			*				
<i>Ranunculus acris</i>			*	*	*	*	*
<i>Ranunculus repens</i>			*	*	*	*	*
<i>Rosa arvensis</i>					*		
<i>Rubus fruticosus</i>					*		
<i>Rubus idaeus</i>					*		
<i>Rumex acetosa</i>							
<i>Rumex acetosella</i>					*	*	
<i>Rumex conglomeratus</i>				*			
<i>Rumex obtusifolius</i>							
<i>Sagina procumbens</i>			*	*			
<i>Sarothamnus scoparius</i>							
<i>Scrophularia nodosa</i>			*				
<i>Senecio inaequidens</i>			*	*			
<i>Senecio jacobaea</i>			*	*			
<i>Senecio ovatus</i>			*	*			
<i>Solanum dulcamara</i>					*		
<i>Solanum nigrum</i>					*		
<i>Sonchus arvensis</i>			*	*			
<i>Sonchus oleraceus</i>			*	*			
<i>Stachys palustris</i>				*		*	
<i>Stachys sylvatica</i>				*		*	
<i>Stellaria graminea</i>			*	*			
<i>Stellaria media</i>		*		*			



Latijnse naam	Verspreidingsmethode						
	Auto	Baro	Anemo	Hydro	Endozoo + ornitho	Epizoo	Myrmeco Vegetatief
<i>Symphytum officinale</i>				*			*
<i>Tanacetum vulgare</i>			*				
<i>Taraxacum spp</i>			*				
<i>Teucrium scorodonia</i>			*	*			
<i>Torilis japonica</i>						*	
<i>Trifolium repens</i>	*		*	*			
<i>Tussilago farfara</i>			*	*			
<i>Urtica dioica</i>			*				
<i>Vaccinium myrtillus</i>					*		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>					*		
<i>Valerianella</i>			*	*		*	
<i>Veronica arvensis</i>			*	*	*		*
<i>Veronica montana</i>			*	*	*		*
<i>Veronica serpyllifolia</i>			*	*	*		*
<i>Vicia hirsuta</i>	*						
<i>Vicia sativa</i>	*						
<i>Vicia sepium</i>	*						
<i>Vicia tetrasperma</i>	*						

Bijlage 2 : Boomdiameters (cm) voor de proefvlakken waar de bosstructuur werd bepaald door meting van maximaal 30 bomen.

<b>Boomnummer</b>	<b>Proefvlak</b>											
	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>28</b>	<b>29</b>
1	6	10	7	11	12	8	4	15	12	9	9	8
2	3	10	9	6	5	8	4	1	6	4	2	5
3	8	3	6	8	1	8	6	1	8	10	3	6
4	6	7	6	6	2	5	5	1	8	7	11	7
5	7	9	8	10	1	8	3		6	13	4	10
6	6	9	4	8	1	8	3		10	12	6	8
7	7	7	8	6	1	4	5		7	6	7	7
8	12	10	6	8	2	7	3		6	7	4	8
9	2	10	8	6	4	8	4		6	7	8	5
10	3	4	7	6	2	6	1		10	8	7	9
11	6	5	8	7	5	8	1		7	7	3	5
12	5	7	8	3	3	5	4		6	6	2	9
13	6	8	6	4	2	3	3		8	9	13	6
14	7	7	10	8	2	5	4		6	8	6	6
15	11	11	5	7	1	12	4		7	11	8	7
16	2	10	8	5	5	3	4		11	11	6	10
17	6	8	6	5	6	5	4		6	8	5	10
18	7	11	10	6	13	1	3		6	10	2	4
19	7	10	10	5	2	3	2		10	11	13	7
20	5	9	8	8	8	5	3		9	8	8	8
21	9	8	7	4	8	7	8		9	7	3	6
22	8	7	8	3	6	3	1		7	9	8	5
23	9	6	6	7	2	2	6		5	11	6	5
24	4	8	5	8	1	12	5		8	11	6	5
25	7	12	8	10	7	2	3		9	11	6	10
26	9	6	3	8	12	2			13	4	7	6
27	2	7	8	6	5	3			4	8	9	9
28	7	8	5	4	8	5			6	7	4	9
29	6	7	8	7	1	3			6	6	3	12
30	6	12	7	5	4	5			10	7	11	6

Bijlage 3 : Opnamegegevens voor de zaailingen (h<2m) in de kleinste proefcirkel (R=2,25m). De legende voor de boomsoorten is opgenomen in Bijlage 6.

PLOTNR	BOOMSOORT	AANTAL*	HOOGTE**	VERDELING***
1	7	8	2	1
19	16	2	1	1
20	51	4	1	1
20	5	4	1	1
20	1	7	1	1
20	30	1	1	1
21	23	3	2	2
21	26	B	2	2
21	3	D	1	1
21	1	D	1	1
21	51	2	1	1
22	23	6	1	1
23	16	6	1	1
23	17	2	1	1
23	24	B	2	2
23	25	5	1	2
23	25	2	4	2
23	8	1	2	1
24	1	1	1	1
24	28	1	4	1
27	9	D	1	3
27	9	1	2	1
27	25	1	2	1

\* : <10 = exact aantal; 10-20 = B; 20-40 = C; >40 = D.

\*\* : 1 = 0-50 cm; 2 = 50-100 cm; 3 = 100-150 cm; 4 = 150-200 cm.

\*\*\* : 1 = verspreid; 2 = groepsgewijs; 3 = homogeen.

Bijlage 4 : Opnamegegevens voor de struiklaag (h>2m, diameter>7cm) in de tweede proefcirkel (R=4,5m). Voor de legende zie Bijlage .

PLOTNR	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER	OMTREK	GRONDVLAK	DOOD
1	1	7		9	6,45	0
1	2	7		6	2,86	0
1	3	7		7	3,90	0
1	4	7		<5		0
1	5	7		8	5,09	0
1	6	7		9	6,45	0
1	7	7		<5		0
1	8	7		<5		0
1	9	7		<5		0
1	10	7		6	2,86	0
1	11	7		6	2,86	0
1	12	7		<5		0
1	13	7		6	2,86	0
1	14	7		7	3,90	0
1	15	7		8	5,09	0
1	16	7		5	1,99	0
1	17	7		8	5,09	0
1	18	7		5	1,99	0
1	19	7		8	5,09	0
1	20	7		<5		0
1	21	7		<5		0
1	22	7		9	6,45	0
1	23	7		<5		0
1	24	7		8	5,09	0
1	25	7		6	2,86	0
1	26	7		8	5,09	0
1	27	7		<5		0
1	28	7		<5		0
1	29	7		<5		0
1	30	7		11	9,63	0
1	31	7		<5		0
1	32	7		12	11,46	0
1	33	7		<5		0
1	34	7		10	7,96	0
1	35	7		<5		0
1	36	7		<5		0
1	37	7		10	7,96	0
1	38	7		<5		0
1	39	7		<5		0
1	40	7		7	3,90	0
1	41	7		<5		0
1	42	7		16	20,37	0
1	43	7		12	11,46	0
1	44	7		8	5,09	0
1	45	7		8	5,09	0
1	46	7		14	15,60	0
1	47	7		<5		0
1	48	7		8	5,09	0
1	49	7		7	3,90	0
1	50	7		9	6,45	0
1	51	7		<5		0
1	52	7		<5		0
3	1	25		<5		0
3	2	25		14	15,60	0
3	3	25		15	17,90	0
3	4	25		15	17,90	0
3	5	25		9	6,45	0
3	6	25		8	5,09	0
3	7	25		7	3,90	0

PLOTNR	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER	OMTREK	GRONDVLAK	DOOD
3	8	25		19	28,73	0
3	9	25		<5		0
3	10	25		14	15,60	0
3	11	25		<5		0
3	12	25		9	6,45	0
3	13	25		12	11,46	0
3	14	25		14	15,60	0
3	15	25		7	3,90	0
3	16	25		10	7,96	0
3	17	25		<5		0
4	1	8		18	25,78	0
4	2	8		21	35,09	0
4	3	1		15	17,90	0
4	4	1		14	15,60	0
4	5	8		12	11,46	0
4	6	8		6	2,86	0
4	7	8		16	20,37	0
4	8	8		<5		0
4	9	18		<5		0
4	10	14		15	17,90	0
4	11	14		14	15,60	0
4	12	8		20	31,83	0
5	1	25		16	20,37	0
20	1	5	2		3,14	0
21	1	1	5		19,64	0
21	2	1	4		12,57	1
22	1	12	6		28,27	0
22	2	12	6		28,27	1
22	3	12	3		7,07	1
22	4	12	4		12,57	1
22	5	12	4		12,57	1
22	6	12	3		7,07	1
22	7	12	5		19,64	1
22	8	12	2		3,14	1
22	9	12	4		12,57	1
22	10	12	4		12,57	1
22	11	12	4		12,57	1
22	12	12	6		28,27	1
23	1	7		10	7,96	1
23	2	7		13	13,45	1
23	3	7		18	25,78	0
23	4	7		13	13,45	1
23	5	7		12	11,46	1
23	6	7		19	28,73	0
23	7	7		10	7,96	1
23	8	7		18	25,78	0
23	9	7		11	9,63	1
23	10	7		17	23,00	0
23	11	7		9	6,45	1
23	12	7		11	9,63	1
23	13	7		15	17,90	1
23	14	7		10	7,96	1
23	15	7		11	9,63	1
23	16	7		11	9,63	1
23	17	7		<5		0
23	18	7		21	35,09	0
23	19	7		19	28,73	0
23	20	7		11	9,63	1
23	21	7		12	11,46	1
23	22	7		10	7,96	1

PLOTNR	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER	OMTREK	GRONDVLAK	DOOD
23	23	7		11	9,63	1
23	24	7		<5		1
23	25	7		11	9,63	1
23	26	7		12	11,46	1
23	27	7		14	15,60	0
23	28	7		11	9,63	1
23	29	7		<5		1
23	30	7		<5		1
23	31	7		16	20,37	0
23	32	7		6	2,86	1
23	33	7		<5		1
23	34	7		9	6,45	1
23	35	7		11	9,63	0
23	36	7		19	28,73	0
23	37	7		7	3,90	1
23	38	7		6	2,86	1
23	39	7		7	3,90	1
23	40	12		<5		0
23	41	17		<5		0
23	42	7		21	35,09	0
23	43	7		6	2,86	1
23	44	7		<5		1
23	45	7		<5		1
23	46	7		12	11,46	1
23	47	7		12	11,46	1
23	48	7		19	28,73	0
23	49	7		6	2,86	1
23	50	7		8	5,09	1
23	51	7		15	17,90	1
23	52	7		21	35,09	0
23	53	7		9	6,45	1
23	54	7		11	9,63	1
23	55	7		11	9,63	1
23	56	7		<5		1
23	57	7		14	15,60	1
23	58	7		21	35,09	0
23	59	7		<5		1
23	60	17		<5		0
23	61	7		14	15,60	0
23	62	7		19	28,73	0
23	63	7		21	35,09	0
23	64	7		11	9,63	0
23	65	7		13	13,45	0
23	66	7		<5		0
23	67	7		<5		1
23	68	7		20	31,83	0
24	1	7	4		12,57	1
24	2	7	6		28,27	0
24	3	7	6		28,27	0
24	4	7	2		3,14	1
24	5	7	5		19,64	1
24	6	7	2		3,14	1
24	7	7	5		19,64	1
24	8	9	1		0,79	0
24	9	7	4		12,57	1
24	10	7	6		28,27	1
24	11	7	6		28,27	1
24	12	7	4		12,57	1
24	13	7	3		7,07	1
24	14	7	4		12,57	1

PLOTNR	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER	OMTREK	GRONDVLAK	DOOD
24	15	7	3		7,07	1
24	16	7	3		7,07	1
24	17	7	3		7,07	1
24	18	7	5		19,64	1
24	19	7	2		3,14	1
24	20	7	3		7,07	1
24	21	7	3		7,07	1
24	22	7	4		12,57	1
24	23	7	5		19,64	1
24	24	7	4		12,57	1
24	25	7	1		0,79	1
24	26	7	5		19,64	1
24	27	7	3		7,07	1
24	28	7	4		12,57	1
24	29	7	2		3,14	1
24	30	7	3		7,07	1
24	31	7	5		19,64	1
24	32	7	2		3,14	1
24	33	7	6		28,27	1
24	34	7	2		3,14	1
24	35	7	2		3,14	1
24	36	7	4		12,57	1
24	37	7	5		19,64	1
24	38	7	3		7,07	1
24	39	7	4		12,57	1
24	40	7	2		3,14	1
24	41	7	3		7,07	1
24	42	7	2		3,14	1
24	43	7	2		3,14	1
24	44	7	5		19,64	1
24	45	7	6		28,27	0
24	46	7	5		19,64	1
25	1	7	5		19,64	0
26	1	24	<2			0
27	1	25	5		19,64	0
27	2	25	<2			0
27	3	25	4		12,57	0
27	4	25	<2			0
27	5	9	6		28,27	0
27	6	25	5		19,64	0

Bijlage 5 : Opnamegegevens voor de boomlaag (diameter>7cm) in de derde proefcirkel (R=9m) en de vierde proefcirkel (R=18m). De legende voor de boomsoorten is opgenomen in Bijlage 6.

PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
3	1	13		35	15	0	7	97,48
3	2	13		41	8	0	3	133,77
3	3	13		30	11,5	0	6,5	71,62
3	4	13		31	11	0	4,5	76,47
3	5	13		44	16	0	7	154,06
3	6	13		30	6	0	2,5	71,62
3	7	6		126	26	0	10	1263,37
3	8	6		148	25,5	0	14	1743,06
3	9	6		143	27	0	16	1627,28
3	10	6		137	28	0	18	1493,59
3	11	6		147	27,5	0	13	1719,59
3	12	6		136	27	0	14	1471,86
3	13	6		138	29	0	15,5	1515,47
3	14	6		140	28,5	0	16	1559,71
3	15	6		138	26,5	0	13	1515,47
3	16	6		150	30	0	18,5	1790,49
3	17	6		151	29,5	0	17,5	1814,44
3	18	6		136	29	0	14,5	1471,86
3	19	6		127	31	0	17	1283,50
3	20	6		142	31	0	20,5	1604,60
3	21	6		142	29	0	17,5	1604,60
4	1	7		41	7	0	4	133,77
5	1	1		49	11,5	0	6,5	191,07
5	2	25		35	7,5	0		97,48
5	3	25		28	6	0		62,39
5	4	25		24	5	0		45,84
5	5	6		62	21	0	15	305,90
5	6	25		27	5,5	0		58,01
5	7	25		28	5,5	0		62,39
5	8	25		28	6	0		62,39
5	9	28		30	7	0	3	71,62
5	10	28		36	7	0	4	103,13
5	11	25		28	5	0		62,39
5	12	25		25	5	0		49,74
5	13	28		32	7	0	4	81,49
5	14	28		26	6	0	3	53,79
5	15	28		37	6	0	3	108,94
5	16	28		26	6	0	3	53,79
5	17	6		69	21	0	14	378,87
5	18	25		34	6	0		91,99
5	19	23		26	8	0	5	53,79
5	20	6		162	29	0	17	2088,43
5	21	6		130	28	0	16,5	1344,86
5	22	6		149	28	0	14	1766,70
5	23	6		136	30	0	18,5	1471,86
5	24	6		133	30	0	18,5	1407,64
5	25	6		136	29	0	18	1471,86
5	26	6		141	26,5	0	14	1582,08
5	27	6		141	27	0	17	1582,08
5	28	6		138	26	0	11,5	1515,47
5	29	6		130	26	0	15	1344,86



PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
5	30	6		136	26	0	15,5	1471,86
5	31	6		132	28	0	16	1386,55
5	32	6		147	27	0	18,5	1719,59
5	33	6		127	27	0	16,5	1283,50
5	34	6		170	30	0	17	2299,78
5	35	6		147	28	0	14,5	1719,59
5	36	6		142	28	0	16	1604,60
14	1	51	20		23,5	0	15	314,16
14	2	51	12		12	0	9	113,10
14	3	51	17		13,5	0	10	226,98
14	4	51	23		12,5	0	10	415,48
14	5	51	24		18	0	12	452,39
14	6	51	28		21,5	0	12,5	615,75
14	7	51	22		13	0	11	380,13
14	8	51	27		18	0	13,5	572,56
14	9	51	17		14,5	0	12	226,98
14	10	51	17		14	0	12	226,98
14	11	51	15		13,5	0	9	176,72
14	12	51	32		20,5	0	14	804,25
14	13	51	16		16	0	12,5	201,06
14	14	51	17		15,5	0	11,5	226,98
14	15	51	18		14	0	11	254,47
14	16	51	17		18,5	0	12,5	226,98
14	17	51	28		22,5	0	14	615,75
14	18	51	12		11,5	0	9	113,10
14	19	12	10		9	0	5	78,54
14	20	51	17		16,5	0	11	226,98
14	21	51	21		18,5	0	11	346,36
14	22	51	14		13	0	9,5	153,94
14	23	51	12		11,5	1	9	113,10
14	24	51	14		12,5	0	9,5	153,94
14	25	51	23		13	0	9,5	415,48
19	1	51	27		18	0	13,5	572,56
19	2	51	23		23	0	15,5	415,48
19	3	51	20		16,5	0	10,5	314,16
19	4	51	21		17	0	12,5	346,36
19	5	51	24		18	0	13	452,39
19	6	51	15		13	0	10,5	176,72
19	7	51	12			1		113,10
19	8	51	31		21,5	0	14,5	754,77
19	9	51	24		16	0	12,5	452,39
19	10	16	11		7,5	0	4	95,03
19	11	51	25		19	0	12,5	490,88
19	12	51	16		13,5	0	10	201,06
19	13	51	28		23,5	0	15,5	615,75
19	14	51	22		19,5	0	13,5	380,13
19	15	51	16			1		201,06
19	16	51	32		22,5	0	14,5	804,25
19	17	51	29		27	0	15	660,52
19	18	51	21		21,5	0	14	346,36
19	19	51	30		23,5	0	16	706,86
19	20	51	27		28	0	19	572,56
19	21	51	25		17,5	0	14	490,88
20	1	1	14		15	0	8,5	153,94
20	2	12	25		19	0	10	490,88
20	3	12	18		13	0	6,5	254,47

PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
20	4	1	30		19,5	0	10,5	706,86
20	5	1	18		16	0	10	254,47
20	6	5	26		14	0	7	530,93
20	7	1	11		9,5	0	6	95,03
20	8	12	26		18	0	10	530,93
20	9	1	7		8	0	5	38,48
20	10	4	26		17,5	0	9,5	530,93
20	11	1	7			1		38,48
20	12	1	20		15,5	0	10	314,16
20	13	1	21		12	0	7	346,36
20	14	1	19		16	0	9,5	283,53
20	15	12	26		19	0	11	530,93
20	16	1	13		12	0	7,5	132,73
20	17	1	28		19,5	0	12	615,75
20	18	1	11		10	0	6	95,03
21	1	12	15		18	0	10	176,72
21	2	12	10		8	0	5	78,54
21	3	3	9		8	0	4,5	63,62
21	4	1	19		16	0	8	283,53
21	5	1	31		17	0	9	754,77
21	6	1	20		16,5	0	9,5	314,16
21	7	12	13		16,5	0	8	132,73
21	8	12	15		16	0	8,5	176,72
21	9	12	9			1		63,62
21	10	1	16		16	0	10,5	201,06
21	11	1	26		17	0	9	530,93
21	12	12	9			1		63,62
21	13	1	27		19	0	6	572,56
21	14	1	9			1		63,62
21	15	1	15		15	0	8	176,72
21	16	5	9		7	0	3	63,62
21	17	3	10		10	0	4	78,54
21	18	12	16		16	0	8	201,06
21	19	12	19		17	0	8	283,53
21	20	1	18		13	0	6,5	254,47
21	21	1	15		12,5	0	4,5	176,72
21	22	1	18		13	0	8,5	254,47
22	1	12	11		14,5	0	7,5	95,03
22	2	12	11		14	0	4	95,03
22	3	12	8		10	0	4	50,27
22	4	12	9		14	0	7	63,62
22	5	12	8		8	0	4	50,27
22	6	12	9		15	0	6,5	63,62
22	7	12	9		12,5	0	6	63,62
22	8	12	9		11,5	0	4	63,62
22	9	12	13		13,5	0	7	132,73
22	10	12	10		12	0	7	78,54
22	11	12	10		12,5	0	5	78,54
22	12	12	11		12,5	0	6,5	95,03
22	13	12	16		15,5	0	9	201,06
22	14	12	12		14,5	0	7	113,10
22	15	12	11		12	0	6	95,03
22	16	12	15		14	0	6	176,72
22	17	12	10		10	0	5,5	78,54
22	18	12	13		16	0	9	132,73
22	19	12	13		14,5	0	7	132,73

PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
22	20	12	21		17	0	11	346,36
22	21	12	12		14	0	8	113,10
22	22	12	10		13	0	7	78,54
22	23	12	14		16	0	9,5	153,94
22	24	12	13		17	0	11	132,73
22	25	12	14		16	0	9	153,94
22	26	12	8		9,5	0	5	50,27
22	27	12	14		16	0	8	153,94
22	28	12	9		14	0	8,5	63,62
22	29	12	17		18	0	9,5	226,98
22	30	12	8		4,5	0	2	50,27
22	31	12	12		14	0	9	113,10
22	32	12	14		16	0	9	153,94
22	33	12	9		11	0	4,5	63,62
22	34	12	7		11	0	4	38,48
22	35	12	11		14	0	8,5	95,03
22	36	12	13		16	0	9	132,73
22	37	12	13		14,5	0	8,5	132,73
22	38	12	9		10	0	5	63,62
22	39	12	18		17	0	10	254,47
22	40	12	9		11	0	6	63,62
22	41	12	9		14,5	0	6,5	63,62
22	42	12	9		10	0	6	63,62
22	43	12	9		13	0	6	63,62
22	44	12	8		11,5	0	5,5	50,27
23	1	7		38	10	0	4	114,91
23	2	7		28	10	0	5	62,39
23	3	7		26	10	0	7	53,79
23	4	7		22	9	0	3,5	38,52
23	5	7		40	12	0	8	127,32
23	6	7		37	11	0	8	108,94
23	7	7		34	11	0	6	91,99
23	8	7		44	12	0	8	154,06
23	9	7		24	10	0	5	45,84
23	10	7		31	9	0	5	76,47
23	11	7		32	10	0	6	81,49
23	12	7		27	9	0	5	58,01
23	13	7		36	11	0	7	103,13
23	14	7		42	11	0	6	140,37
23	15	7		27	10	0	6	58,01
23	16	7		22	10	0	6	38,52
23	17	7		38	11	0	4	114,91
23	18	7		31	11	0	7	76,47
23	19	7		24	9	0	6	45,84
23	20	7		25	10	0	5	49,74
23	21	7		32	11	0	7	81,49
23	22	7		29	11	0	7	66,92
23	23	7		25	10	0	6	49,74
23	24	7		44	12	0	8	154,06
23	25	7		35	11	0	7	97,48
23	26	7		25	11	0	6	49,74
23	27	7		36	11	0	7	103,13
23	28	7		25	9	0	5	49,74
23	29	7		25	9	0	5	49,74
23	30	7		24	11	0	5	45,84
23	31	7		24	9	0	5	45,84

PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
23	32	7		26	10	0	6	53,79
23	33	7		37	12	0	8	108,94
23	34	7		27	9	0	5	58,01
23	35	7		27	10	0	6	58,01
23	36	7		28	11	0	7	62,39
23	37	7		34	12	0	6	91,99
23	38	7		23	8	0	4	42,10
23	39	7		37	11	0	5	108,94
23	40	7		31	11	0	6	76,47
23	41	7		32	11	0	5	81,49
23	42	7		32	11	0	7	81,49
23	43	7		23	9	0	5	42,10
23	44	7		38	12	0	5	114,91
23	45	7		22	10	0	5	38,52
23	46	7		23	8	0	3	42,10
23	47	7		24	9	0	4	45,84
23	48	7		28	10	0	6	62,39
24	1	7	8		11	0	5	50,27
24	2	7	12		13	0	7	113,10
24	3	7	9		11	0	6	63,62
24	4	7	12		13	0	6,5	113,10
24	5	7	7		10	0	6	38,48
24	6	7	7			1		38,48
24	7	7	8		12	0	6	50,27
24	8	7	9		12	0	4,5	63,62
24	9	7	9		11,5	0	6	63,62
24	10	7	9		12	0	5,5	63,62
24	11	7	8		11	0	5	50,27
24	12	7	10		11,5	0	5	78,54
24	13	7	11		12	0	5	95,03
24	14	7	12		13	0	7	113,10
24	15	7	7		11	0	5	38,48
24	16	7	8		12	0	6,5	50,27
24	17	7	7		11	0	5	38,48
24	18	7	8		12	0	5,5	50,27
24	19	7	12		12,5	0	6	113,10
24	20	7	11		11,5	0	5	95,03
24	21	7	9		11	0	6	63,62
24	22	7	8		11	0	6	50,27
24	23	7	8		11	0	5,5	50,27
24	24	7	11		12,5	0	6	95,03
24	25	7	11		11,5	0	5	95,03
24	26	7	9		10,5	0	4,5	63,62
24	27	7	7		10	0	4	38,48
24	28	7	9			1		63,62
24	29	7	9		11,5	0	5,5	63,62
24	30	7	7		10,5	0	4	38,48
24	31	7	8		11	0	5	50,27
24	32	7	9		10,5	0	6	63,62
24	33	7	7		9,5	0	4,5	38,48
24	34	7	7		9	0	4	38,48
24	35	7	7		8	0	3,5	38,48
24	36	7	11		12	0	5	95,03
24	37	7	10		12,5	0	5,5	78,54
24	38	7	13		13	0	3	132,73
24	39	7	13		14	0	3,5	132,73

PROEFVLAK	BOOMNR	BOOMSOORT	DIAMETER (CM)	OMTREK (CM)	HOOGTE (M)	DOOD	STAMLENGTE (M)	GRONDVLAK (CM <sup>2</sup> )
24	40	7	9		11	0	4,5	63,62
24	41	7	8		12	0	4,5	50,27
24	42	7	7		8,5	0	3,5	38,48
24	43	7	10		12	0	5	78,54
24	44	7	9		11	0	4,5	63,62
24	45	7	8		8,5	0	3	50,27
24	46	7	12		12,5	0	6	113,10
24	47	7	10		13	0	6	78,54
24	48	7	8		10	0	5	50,27
24	49	7	13		14	0	7	132,73
24	50	7	10		12,5	0	6	78,54
24	51	7	7		9	0	3,5	38,48
25	1	7	8		4	0		50,27
26	1	6	37		30	0	19	1075,21
26	2	1	18		11	0	5	254,47
26	3	6	31			0		754,77
26	4	1	19		11	0	6	283,53
26	5	1	9		7	0	3	63,62
26	6	6	34			0		907,92
26	7	6	36			0		1017,88
26	8	1	16		9,5	0	4,5	201,06
26	9	6	37			0		1075,21
26	10	6	34			0		907,92
26	11	6	38			0		1134,12
26	12	6	44		30	0	20	1520,53
26	13	6	45			0		1590,44
26	14	6	48			0		1809,56
26	15	6	46			0		1661,91
26	16	6	44			0		1520,53
26	17	6	45			0		1590,44
26	18	6	51			0		2042,83
26	19	6	41			0		1320,26
26	20	6	42			0		1385,45
26	21	6	52			0		2123,72
26	22	6	41			0		1320,26
27	1	25	8		6	0		50,27
27	2	9	10			1		78,54
27	3	1	36		21,5	0	13	1017,88
27	4	9	9		8	0	3	63,62
27	5	14	10		7	0	3	78,54
27	6	1	36		19,5	0	9	1017,88
27	7	9	16			1		201,06
27	8	8	32		25	0	10	804,25
27	9	9	12		10	0	6	113,10
27	10	5	42		22,5	0	12	1385,45
27	11	5	63		24	0	11	3117,25
27	12	9	42		25	0	10,5	1385,45
27	13	5	50		22	0	13,5	1963,50
27	14	5	76		23,5	0	10	4536,47
27	15	5	48		20	0	10	1809,56

Bijlage 6 : Gebruikte codering voor de boomsoorten in de opnametabellen.

<b>Nummer</b>	<b>Boomsoort</b>
1	Zomereik
2	Wintereik
3	Amerikaanse eik
4	Beuk
5	Tamme kastanje
6	Populier
7	Wilg
8	Es
9	Esdoorn
10	Zwarte els
11	Grauwe els
12	Berk
13	Haagbeuk
14	Hazelaar
15	Boskers
16	Lijsterbes
17	Meidoorn
18	Walnoot
19	Olm
20	Linde
21	Gewone acacia
22	Kornoelje
23	Vuilboom
24	Gelderse roos
25	Vlier
26	Am. vogelkers
27	Mispel
28	Wilde appel
29	Zwarte populier
30	Hulst
31	Sleedoorn
32	Zure kers
33	Plataan
34	Paardekastanje
35	Europese vogelkers
36	Moeraseik
37	Krentenboompje
39	Duindoorn
40	Liguster
42	Kardinaalsmuts
51	Grove den
52	Corsicaanse den
54	Lork
55	Douglas
56	Fijnspar
57	Reuzenzilverspar
58	Taxus
59	Den
60	SPAR
65	Jeneverbes

Bijlage 7 : Inventarisatielijst van plantensoorten voor de spontane verbossing te Ename (Van den Bremt & De meirsmen, 1999).

<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<i>Achillea millefolium</i>	Gewoon duizendblad
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Paardekastanje
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras
<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras
<i>Apera spica-venti</i>	Grote windhalm
<i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet
<i>Betula pendula</i>	Ruwe berk
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Duinriet
<i>Calystegia sepium</i>	Haagwinde
<i>Cerastium fontanum</i>	Gewone hoornbloem
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	Speerdistel
<i>Conyza canadensis</i>	Canadese fijnstraal
<i>Crepis capillaris</i>	Klein streepzaad
<i>Dactylis glomerata</i>	Gewone kropaar
<i>Elymus repens</i>	Kweekgras
<i>Epilobium ciliatum</i>	Beklierde basterdwederik
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgeroosje
<i>Epilobium lamyi</i>	Harde basterdwederik
<i>Epilobium parviflorum</i>	Viltige basterdwederik
<i>Equisetum arvense</i>	Heermoes
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Koninginnekruid
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewone es
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone bereklauw
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol
<i>Hypericum quadrangulum</i>	Gevleugeld hertshooi
<i>Hypochaeris radicata</i>	Gewoon biggekruid
<i>Juncus conglomeratus</i>	Biezeknoppen
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus
<i>Lactuca serriola</i>	Kompassla
<i>Lolium perenne</i>	Engels raaigras
<i>Lotus uliginosus</i>	Moerasrolklaver
<i>Matricaria recutita</i>	Echte kamille
<i>Mentha arvensis ssp. austriaca</i>	Akkermunt
<i>Myosotis arvensis</i>	Akker-vergeet-mij-nietje
<i>Plantago major ssp. major</i>	Grote weegbree
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras
<i>Polygonum amphibium</i>	Veenwortel
<i>Potentilla anserina</i>	Zilverschoon
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Heelblaadjes
<i>Quercus robur</i>	Zomereik
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem
<i>Rubus fruticosus</i>	Braam
<i>Rumex crispus</i>	Krulzuring
<i>Rumex obtusifolius</i>	Ridderzuring
<i>Salix spp</i>	wilg
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knopig helmkruid
<i>Sinapis arvensis</i>	Herik
<i>Solidago gigantea</i>	Late guldenroede
<i>Sonchus arvensis</i>	Akkermelkdistel
<i>Stachys palustris</i>	Moerasandoorn
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn
<i>Symphytum officinale</i>	Smeerwortel
<i>Tanacetum vulgare</i>	Boerenwormkruid

<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<i>Taraxacum spp</i>	Paardebloem
<i>Trifolium hybridum</i>	Basterdklaver
<i>Trifolium pratense</i>	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver
<i>Tussilago farfara</i>	Klein hoefblad
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel
<i>Vicia hirsuta</i>	Ringelwikke
<i>Cornus alba 'sibirica'</i>	Witte kornoelje



Bijlage 8 : Lijst van alle soorten die in het Alserbos (spontaan bos, aanplantingen, oud bos en bospaden) vanaf de paden werden waargenomen op 12 en 13 juli 2001 (Baeté, Verstraeten & Vandekerkhove).

<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<i>Achillea millefolium</i>	Gewoon duizendblad
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Gewone agrimonie
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen
<i>Alliaria petiolata</i>	Look-zonder-look
<i>Alopecurus myosuroides</i>	Duist
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon
<i>Angelica sylvestris</i>	Gewone engelwortel
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Fluitekruid
<i>Arrhenaterium elatius</i>	Glanshaver
<i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Boskortsteel
<i>Calamintha clinopodium</i>	Borstelkrans
<i>Calystegia sepium</i>	Haagwinde
<i>Campanula rapunculus</i>	Rapunzelklokje
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge
<i>Cerastium fontanum</i>	Gewone hoornbloem
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Dolle kervel
<i>Chamaerion angustifolium</i>	Gewoon wilgeroosje
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel
<i>Cirsium palustris</i>	Kale jonker
<i>Cirsium vulgare</i>	Speerdistel
<i>Clematis vitalba</i>	Bosrank
<i>Convalaria majalis</i>	Lelietje-van-dalen
<i>Cornus mas</i>	Rode kornoelje
<i>Crepis capillaris</i>	Klein streepzaad
<i>Dactylis glomerata</i>	Gewone kropaar
<i>Daucus carota</i>	Wilde peen
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele
<i>Digitalis purpurea</i>	Groot vingerhoedskruid
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Mannetjesvaren
<i>Elymus repens</i>	Kweekgras
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgeroosje
<i>Epilobium montanum</i>	Bergbasterdwederik
<i>Epilobium parviflorum</i>	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium tetragonum</i>	Kantige basterdwederik
<i>Epipactis helleborine</i>	Brede wespenorchis
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Leverkruid
<i>Festuca gigantea</i>	Reuzenzwenkgras
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Hennepnetel
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid
<i>Galium mollugo</i>	Glad walstro
<i>Galium saxatile</i>	Liggend walstro
<i>Geranium pratense</i>	Bermooievaarsbek
<i>Geranium robertianum</i>	Robertskruid
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Moerasdroogbloem
<i>Hedera helix</i>	Klimop

<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone bereklauw
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol
<i>Holcus mollis</i>	Zachte witbol
<i>Hypericum dubium</i>	Kantig hertshooi
<i>Hypericum perforatum</i>	St-Janskruid
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel
<i>Lapsana communis</i>	Akkerkool
<i>Lathyrus pratensis</i>	Veldlathyrus
<i>Leontodon autumnalis</i>	Vertakte leeuwetand
<i>Lolium perenne</i>	Engels raaigras
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie
<i>Lotus uliginosus</i>	Gewone rolklaver
<i>Luzula luzuloides</i>	Witte veldbies
<i>Matricaria discoidea</i>	Schijfkamille
<i>Melandrium dioicum</i>	Dagkoekoeksbloem
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras
<i>Myosotis arvensis</i>	Akervergeet-mij-nietje
<i>Odontites vernus</i>	Rode ogentroost
<i>Origanum vulgare</i>	Wilde marjolein
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klaverzuring
<i>Paris quadrifolia</i>	Eenbes
<i>Phleum pratense</i>	Timoteegras
<i>Pimpinella major</i>	Grote bevernel
<i>Plantago lanceolata</i>	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i>	Grote weegbree
<i>Poa nemoralis</i>	Schaduwgras
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone salomonszegel
<i>Polygonum aviculare</i>	Varkensgras
<i>Polygonum hydropiper</i>	Waterpeper
<i>Potentilla erecta</i>	Zilverschoon
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik
<i>Primula veris</i>	Gulden boterbloem
<i>Prunella vulgaris</i>	Gewone brunel
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem
<i>Rubus fruticosus</i>	braam
<i>Rubus idaeus</i>	Framboos
<i>Rumex obtusifolius</i>	Ridderzuring
<i>Sambucus racemosa</i>	Trosvlief
<i>Sarothamnus scoparius</i>	Brem
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knopig helmkruid
<i>Senecio ovatus</i>	Schaduwkruiskruid
<i>Senecio jacobaea</i>	Jacobskruiskruid
<i>Sonchus asper</i>	Gekroesde melkdistel
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn
<i>Stellaria graminea</i>	Grasmuur
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur
<i>Tanacetum vulgare</i>	Boerenwormkruid
<i>Taraxacum spp</i>	Paardebloem
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie
<i>Torilis japonica</i>	Heggedoornzaad
<i>Trifolium pratense</i>	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver

<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<i>Tussilago farfara</i>	Klein hoefblad
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel
<i>Veronica arvensis</i>	Veldereprijs
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gewone ereprijs
<i>Vicia cracca</i>	Vogelwikke
<i>Vicia hirsuta</i>	Ringelwikke
<i>Vicia sativa</i>	Voederwikke
<i>Vicia sepium</i>	Heggewikke
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vierzadige wikke
<i>Viola riviniana/reichenbachiana</i>	Bosviooltje