

BEHEERVISIE OPENBARE BOSSEN



INHOUD

1. DE OPMAAK VAN DE BEHEERVISIE	4
2. HET TERREINBEHEER	7
2.1. DE ECOSYSTEEM BENADERING	7
2.2. HET BOS ALS ECOSYSTEEM	9
2.2.1. <i>De mozaïekcyclus</i>	9
2.2.2. <i>De grootte van de cellen</i>	9
2.2.3. <i>Het aandeel van de verschillende fasen</i>	9
2.2.4. <i>Aanleiding tot de processen</i>	10
2.2.5. <i>Reactie op verstoring</i>	10
2.2.6. <i>Het mozaïekcyclus concept</i>	11
3. BOSGEBRUIK DOOR BOSBEHEER	12
3.1. CONCLUSIES DIE VOLGEN UIT HET MOZAÏEKCYCLUS CONCEPT	12
3.2. PROCESGERICHTE VERSUS BIOTOOPGERICHTE BENADERING	13
3.3. TOEPASSING IN VLAANDEREN	14
3.4. BASISPRINCIPES VAN DE BOSBEHANDELING	16
3.5. SELECTIEVE HOOGDUNNING	18
3.5.1. <i>Variabel in de tijd</i>	19
3.5.2. <i>Variabel in de ruimte</i>	20
3.6. EEN DUURZAME JAARLIJKSE HOUTOOGST	21
3.7. BIJKOMENDE SELECTIECRITERIA IN DE BOSBEHANDELING	24
3.7.1. <i>Oude bomen en oude bossen</i>	24
3.7.1.1. <i>Oude bomen</i>	24
3.7.1.2. <i>Dood hout</i>	27
3.7.2. <i>Inheems en natuurlijk</i>	32
3.7.2.1. <i>Het belang van inheemse en autochtone boomsoorten</i>	32
3.7.2.2. <i>Natuurlijke versus kunstmatige verjonging</i>	38
3.7.3. <i>Openingen in het kronendak</i>	43
3.7.4. <i>Bosexploitatie en standplaatswijziging</i>	49
3.7.5. <i>Specifiek biotoop- en soortenbeheer</i>	58
4. DE UITGANGSTOESTAND	59
4.1. OMVORMING VAN KEMPISCHE DENNENBOSSEN	59
4.2. ZEER CONCURRENTIEKRACHTIGE SOORTEN	62
4.2.1. <i>De problematiek van agressieve soorten</i>	62
4.2.2. <i>Case-studie: Amerikaanse vogelkers</i>	62
4.2.3. <i>Andere soorten</i>	63
4.3. MAATREGELEN TEGEN VERZURING	65
4.4. WILDDRUK	68
4.4.1. <i>Criteria met betrekking tot de verpachting van het jachtrecht</i>	68
4.4.2. <i>Aanvullingen op de verpachtingsvoorwaarden</i>	70
4.4.3. <i>Bepaling van het reeafsot (cf. BVR 13/7/1994)</i>	71
4.5. BOSUITBREIDING	72
5. BOSGEBRUIK DOOR DE MAATSCHAPPIJ	74
5.1. VERANDERENDE CONCEPTEN	74
5.2. PARTICIPATIE	76
5.3. OPENSTELLING VAN BOSSEN	78
6. OPERATIONALISATIE	84

7. SAMENVATTING MAATREGELLEN	85
7.1. HET MOZAÏEKCYCLUS CONCEPT	85
7.2. SELECTIEVE HOOGDUNNING	85
7.3. DUURZAME JAARLIJKSE HOUTOOGST	86
7.4. OUDE BOMEN	86
7.5. DOOD HOUT	86
7.6. INHEEMSE BOOMSOORTEN	87
7.7. NATUURLIJKE VERSUS KUNSTMATIGE VERJONGING	87
7.8. OPENINGEN IN HET KRONENDAK	87
7.9. BOSEXPLOITATIE EN STANDPLAATSWIJZIGING	88
7.10. OMVORMING VAN KEMPISCHE DENNENBOSSEN	89
7.11. CONCURRENTIEKRACHTIGE SOORTEN	89
7.12. MAATREGELN TEGEN VERZURING	89
7.13. WILDDRUK	90
7.14. BOSUITBREIDING	90
7.15. PARTICIPATIE	90
7.16. OPENSTELLING VAN BOSSEN	90
8. LITERATUUR	92

1. DE OPMAAK VAN DE BEHEERVISIE

De aanzet tot de voorliggende beheervisie voor de openbare bossen werd gegeven door een werkgroep. Deze werkgroep bestond uit volgende leden: Joseph Zwaenepoel, Theo Vitse, Erik Van Boghout, Patrick Engels, Bart Roelandt, Danny Maddelein, Geert Van De Maele, Ghislain Mees, Tinus Swannet, Jan Cox, Dries Gorissen, David Schepens, Martine Waterinckx, Didier Van Hoye. Coördinatie en redactie werd verzorgd door Wim Buysse.

De werkgroep koos voor een pragmatische aanpak. In een eerste fase werd het beleid inzake duurzaam, multifunctioneel bosbeheer samengevat in een aantal principes. Deze principes waren vooral gebaseerd op de principes voor een natuurgerichte bosbouw, opgesteld door Pro Silva Vlaanderen in 1992, en werden aangevuld met praktische terreinervaringen.

Vervolgens werd elk principe als standpunt geponeerd en zoveel mogelijk cijfermatig en empirisch vertaald in te nemen terreinmaatregelen. Na bespreking werd alles onderbouwd en aangevuld op basis van literatuur en onderzoeksresultaten. Dit bleek een vlotte manier van werken en resulteerde eind 1998 tot een ontwerpversie van een beheervisie voor de openbare bossen.

Voor en tijdens de opmaak van de beheervisie voor bossen zagen verschillende andere initiatieven het licht die een analoge doelstelling nastreefden, nl. het definiëren van meetbare kwalitatieve grootheden ten behoeve van een afwegingskader voor duurzaam bosbeheer op bestandsniveau.

Binnen de afdeling werd in 1995 de eerste aanzet gegeven tot het opstellen van richtlijnen voor de opmaak van beheerplannen. Bedoeling was de omzendbrief D.I. 512.1 van 1 juni 1971 ('Algemene onderrichting betreffende de bedrijfsregeling en de behandeling van de aan de bosregeling onderworpen bossen') te herwerken. Dit initiatief werd uiteindelijk volledig opgenomen in de uitwerking van de beheervisie.

Eind 1994 werd door WWF een proces geïnitieerd voor de opmaak van Belgische criteria voor de certificering van bossen (FSC-certificering). Van in het begin was de afdeling Bos & Groen in dit proces vertegenwoordigd.

Voor 1998 was een vruchtbaar jaar voor criteria en indicatoren. In de eerste plaats vond de derde ministeriële conferentie voor de bescherming van bossen in Europa plaats te Lissabon. Tijdens de conferentie werd een resolutie goedgekeurd (L2 resolutie) over 'pan-europese criteria en indicatoren voor duurzaam bosbeheer'. De discussie rond FSC-criteria leidde uiteindelijk tot een parlementaire resolutie en een advies van de Mina-raad inzake criteria voor duurzaam bosbeheer (Mina-raad, 1998).

Tussen de verschillende processen vond regelmatig kruisbestuiving plaats. In de beheervisie werden echter enkele accenten anders gelegd of werden sommige criteria anders ingevuld. De opmaak van de beheervisie was immers een veel tastbaarder gegeven. Het is minder een beleidsdocument dan wel de eerste fase in een vernieuwd planningsstelsel en het behandelde in eerste instantie de domeinbossen waarvan de afdeling Bos & Groen het volledige beheer uitvoert. Vandaar dat ook op een veel pragmatischer manier kon worden gewerkt.

Niet alleen het opstellen van criteria en indicatoren voor duurzaam bosbeheer versnelde, ook de wetgeving en het beleid inzake bos en natuur maakte in die periode een snelle ontwikkeling door. Zo werd op 8 oktober 1997 het decreet natuurbehoud goedgekeurd, waarin o.a. de zorgplicht en het stand-still beginsel worden geformuleerd. Dit komt neer op de verplichting dat ieder die werkzaamheden in de natuur uitvoert elke vermijdbare schade dient te voorkomen en dat de toestand van de natuur nergens meer kan achteruit gaan. Ook wordt een gebiedsgericht beleid vastgelegd gebaseerd op een Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) en Integraal Verwevings- en Ondersteunend Netwerk (IVON). Op 18 mei 1999 werden tenslotte een reeks wijzigingen aan het Bosdecreet goedgekeurd.

De afdeling Bos & Groen is van oordeel dat een coherent bosbeleid op Vlaams niveau noodzakelijk is en blijft om aan het beperkt en sterk versnipperd bosareaal een maximaal maatschappelijk rendement te geven. Een afstemming tussen het bosbeleid en het gebiedsgericht natuurbeleid, ruimtelijk beleid, ... is hierbij aangewezen. De decreetgever heeft deze gebiedsgerichte afstemming voorzien in art. 7 van het bosdecreet (gewijzigd bij decreet van 18 mei 1999).

De afdeling Bos & Groen opteert dan ook voor een gedifferentieerde, gebiedsdekkende aanpak aan de hand van 3 beheerniveaus:

- Basisniveau: beheerrichtlijnen worden vastgelegd via een intern dienstorder B&G (dienstnota B&G 99/1 dd. 30 juni 1999).
- Criteria Duurzaam Bosbeheer: vast te leggen bij uitvoeringsbesluit op basis van art. 41 van het bosdecreet. Inhoudelijk zullen deze beheerrichtlijnen afgestemd worden op het unaniem advies van de Mina-raad terzake.
- Beheervisie openbare bossen: beheerrichtlijnen te implementeren via ministeriële omzendbrief. De richtlijnen worden verder uitgewerkt tot een modern planningssysteem. Gebruikers hiervan krijgen ondersteuning d.m.v. handleidingen en software. De uitvoering gebeurt voornamelijk op een projectmatige manier.

De afdeling Bos & Groen implementeert met deze gedifferentieerde set van beheerrichtlijnen de zorgplicht, het stand-still beginsel en de gebiedsgerichte aanpak voorzien in het decreet natuurbehoud.

De beheervisie openbare bossen in eerste instantie als richtlijnenkader dienen voor de bossen in eigen beheer, de zogenaamde domeinbossen die een oppervlakte van 20 000 ha beslaan of 13,6 % van het bosareaal. Verder is het ook de bedoeling de andere openbare bossen aan deze beheervisie te onderwerpen. Enerzijds zijn er de 23 000 ha, waarover de afdeling Bos & Groen het technisch beheer voert. Het opstellen van het beheerplan en het uitvoeren van het beheer gebeuren binnen het raamwerk dat geleverd wordt door de beheervisie. Binnen deze marges zijn er keuzemogelijkheden om het beheer te voeren aangepast aan de lokale situatie. Daarnaast zijn er nog 2000 ha openbare bossen, die volledig autonoom door de eigenaars worden beheerd. Het totaal van de andere openbare bossen dan domeinbossen, beslaat ook nog eens 17 % van het bosareaal, zodat in de toekomst minstens 30 % van het Vlaamse bosareaal volgens het richtlijnenkader van de beheervisie zal beheerd worden. De bevoegdheid om tot deze implementatie over te gaan is gestoeld op art. 45 van het bosdecreet, dat stelt dat alle openbare bossen worden beheerd door de afdeling Bos & Groen. De uitvoering van art. 41 van het bosdecreet, met name het vastleggen van de criteria voor duurzaam bosbeheer en het aanduiden voor welke bossen deze criteria gelden, samen met art. 7, dat stelt dat de uitvoeringsmaatregelen van het bosdecreet kunnen afgestemd worden op de door het natuurbeleid en/of ruimtelijk beleid vooropgestelde gebiedscategorieën, maken

het mogelijk ook buiten het Vlaams Ecologisch Netwerk een gedifferentieerde aanpak te hanteren. De afdeling Bos & Groen zal de toepassing van de Criteria Duurzaam Bosbeheer in deze bossen uitdrukkelijk stimuleren en ondersteunen, via subsidies en met logistieke steun langs het kanaal van de bosgroepen. De eigenaar heeft evenwel steeds de vrije keuze om hiervan gebruik te maken. Indien niet, zijn de basis-beheerrichtlijnen (dienstnota B&G 99/1) van toepassing.

Over de wijze waarop voormelde set van beheerrichtlijnen in het Vlaams Ecologisch Netwerk zal ingezet worden, kan op dit ogenblik nog geen duidelijkheid worden gegeven. De afdeling Bos & Groen heeft hierover reeds eerder voorstellen geformuleerd. Momenteel worden hierover besprekingen gevoerd door vertegenwoordigers van de Vlaamse Hoge Raad voor de bossector en vertegenwoordigers van de natuursector, met het oog op de adviesverlening terzake aan de minister van leefmilieu. Vervolgens zal de politieke besluitvorming hierover duidelijkheid moeten brengen.

Het ontwerpdocument werd voor advies voorgelegd aan de afdeling Natuur, het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, afdeling Monumenten en Landschappen, de Vlaamse Hoge Bosraad en de Mina-raad. Via de Mina-raad werden ook reacties geformuleerd door Natuurreservaten vzw, het Instituut voor Natuurbehoud en Pro Silva Vlaanderen. De meest uitgebreide en onderbouwde reactie kwam van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (Vandekerkhove, 1999). Alle opmerkingen werden in voorliggend document zoveel mogelijk verwerkt.

2. HET TERREINBEHEER

2.1. De ecosysteem benadering

Een ecosysteem kan worden gedefinieerd als een geheel van biotische en abiotische elementen. Tussen de verschillende elementen bestaan structurele en functionele interacties.

In de oorspronkelijke definitie (Tansley, 1935) werd een ecosysteem o.a. gedefinieerd als een afgebakende ruimtelijke eenheid. Het is echter zeer moeilijk om ecosystemen kwantitatief af te bakenen omdat populaties of gemeenschappen van organismen individueel in tijd en ruimte variëren en ook omdat de abiotische factoren continu variëren (Likens, 1992). Het bepalen van de grenzen van een ecosysteem is echter vooral een probleem voor een gegeven wetenschappelijk onderzoek. Grenzen hangen ook af van het schaalniveau waarop wordt gewerkt. Een ecosysteem moet ook meer als een netwerk dan als een systeem worden beschouwd. Wanneer een element uit het netwerk verdwijnt kan het ecosysteem blijven functioneren. Wanneer vele elementen verdwijnen ontstaat er een ander netwerk met andere eigenschappen (During & Joosten, 1992). Het begrip ecosysteem wordt dan ook vaak op een meer abstract niveau gebruikt (Sukatchev, 1959).

Het concept ecosysteem is nog niet zeer oud, maar er zijn wel verschillende definities in omloop die telkens andere aspecten benadrukken, net zoals er verschillende definities van ecologie ontstonden. De oorspronkelijke definitie (Haeckeln, 1886) legde de nadruk op relaties tussen dieren onderling en relaties met hun omgeving. Nadien ontstonden andere definities en ontstonden subdisciplines die telkens een andere nadruk legden, van een zuivere focus op abiotische componenten (bv. geologie) tot een zuivere focus op biotische componenten (bv. evolutionaire biologie). Deze reductionistische trend biedt voordelen bij het duidelijk afbakenen van een onderzoeksgebied.

De essentie van ecologie ligt echter in een holistische benadering en het leggen van nadruk op processen en interacties, zoals blijkt uit de definitie van ecologie door het Institute of Ecosystem Studies (Likens, 1992). Ecologie wordt hier gedefinieerd als de wetenschappelijke studie van de processen die de aanwezigheid en verspreiding van organismen beïnvloeden, van de interactie tussen organismen onderling en de interactie tussen organismen en de omzetting en stromingen van energie en materie.

Wordt deze visie doorgetrokken naar beheer- en beleidsvraagstukken, dan betekent dit dat complexe problemen niet op een fragmentarische manier moeten aangepakt worden, maar dat de nadruk moet worden gelegd op dwarsverbanden, inter- en multidisciplinaire aanpak, integratie tussen onderzoeksresultaten en ervaringen uit het beheer.

Dit is natuurlijk een mooie verklaring die heel wat moeilijker in praktijk is om te zetten. De visie bestaat ook al langer, vooral in wetenschappelijke middens (Likens, 1992). De laatste jaren maakt de ecosysteembenadering echter ook opgang in beleidsteksten, o.a. in diverse workshops voorafgaand aan de vierde en vijfde Conference of the Parties.

Volgende principes liggen aan de basis van de ecosysteem benadering gebruikt bij de opmaak van de beheervisie:

- Beheerdoelstellingen zijn een maatschappelijke keuze. Er dient een evenwicht gezocht te worden tussen de verschillende functies van het bos, binnen de grenzen die bepaald worden door alle relevante ecologische en economische gevolgen.
- Beheer en gebruik van een ecosysteem mag de draagkracht ervan niet overschrijden.
- Schaalniveaus zijn belangrijk bij het nemen van beheerbeslissingen.
- Bij het beheer van een ecosysteem moet aanvaard worden dat verandering onvermijdelijk is. Beheerdoelstellingen moeten op lange termijn worden geformuleerd en moeten rekening houden met de verschillende tijdschalen van ecosysteemprocessen.
- Bij het bepalen van dit alles wordt de best beschikbare kennis gebruikt.
- Ook alle relevante informatie van het lokale niveau wordt gebruikt en er wordt overleg gepleegd of partnerschappen worden gevormd met overheidsdiensten, eigenaars en gebruikers.

Het resultaat is een hedendaagse visie op wat een duurzaam en multifunctioneel bosbeheer in een Vlaamse context moet zijn en hoe dit geïmplementeerd kan worden. Dit betekent een bosbeheer dat leidt tot bossen die verschillende functies voor de maatschappij kunnen vervullen en mogelijkheden openlaat voor toekomstige, nieuwe functies, zonder dat de draagkracht van het ecosysteem wordt overschreden. Natuurlijke processen vormen de basis van het bosbeheer en er wordt ruime aandacht besteed aan biodiversiteit en sociale aspecten. Verder wordt hierop dieper ingegaan.

2.2. Het bos als ecosysteem

2.2.1. De mozaïekcyclus

Als gevolg van een continue ontwikkelingsdynamiek ondergaat het boscysteem een cyclische, vlaksgewijze diversifiëring. Elk vlak is als het ware een cel met eigen ecologische eigenschappen. Elke cel doorloopt een cyclus die ook boomvrije stadia en pioniersbos kan omvatten. De cycli in naburige cellen verlopen desynchroon en zijn in fase verschoven. De leeftijds piramide van de hele populatie kan vrij normaal verdeeld zijn, in de individuele cellen daarentegen is deze opgesplitst in vaak homogene stukjes.

2.2.2. De grootte van de cellen

De grootte van deze cellen varieert naargelang de standplaats, de aanwezige bosgemeenschap en de aard van de verstoring (Scherzinger, 1999). Naar het aantal en de grootte van deze cellen, en dus van de al dan niet permanente open plekken, werd heel wat onderzoek verricht. Verschillende bostypes in verschillende klimaatzones hebben een gemiddelde frequentie van verstoring van 0,5 % tot 2 % van de oppervlakte per jaar (Runkle, 1985). De gaten in het kronendak volgen hierbij een lognormale verdeling, m.a.w. veel kleine gaten en enkele grote. Er komen in West-Europa vooral gaten voor kleiner dan 35 m diameter (1 tot 1,5 maal de boomhoogte naargelang het een rijke of arme standplaats is) en wat minder gaten van 35 m tot 60 m diameter (1,5 (rijke standplaats) tot 3 maal (arme standplaats) de boomhoogte) (Hekhuis et al., 1994). Gaten met een oppervlakte van meer dan 60 m diameter komen in het natuurlijk bos met een zeer lage frequentie voor. In het middeneuropese beukenbos varieert de oppervlakte van deze gaten van de grootte-orde van een boomkruin (door het afsterven van oude bomen) tot oppervlakten van 1 à 2 ha (als gevolg van secundaire effecten zoals schorsbrand (Scherzinger, 1999). In soortenarme bossen op arme bodems wordt het effect van de veroudering van bomen zwaar versterkt door allerlei ziekteverwekkers en kunnen deze cellen grote oppervlaktes in beslag nemen.

2.2.3. Het aandeel van de verschillende fasen

Uit onderzoek in enkele Europese bosreservaten blijkt het aandeel “open fase” op bosniveau gemiddeld 15 % te bedragen (Hekhuis et al., 1994; Koop & van der Werf, 1995; Londo, 1991). Deze open fase omvat zowel boomvrije open plekken als jonge bomen tot 2 m hoog. Het aandeel varieert ook sterk naargelang het bostype en de rijkdom van de standplaats. Onderzoek in Fontainebleau (Pontailleur et al., 1997; Koop, 1986, 1989) toont aan dat het aandeel open plekken rond de 5 % ligt indien dit vooral bepaald wordt door het afsterven van individuele bomen. Schoksgewijze dynamische processen zoals storm doen dit aandeel oplopen tot gemiddeld 15 %. In meer dynamische bostypes zoals ooibossen kan het aandeel open plekken nog hoger oplopen, zelfs tot 30 % (Al, 1995).

In enkele Europese bosreservaten bedraagt het aandeel van de oppervlakte dat zich in de gesloten boomfase bevindt ongeveer 50 %. De overige 35 % van de oppervlakte bevindt zich in de jongwas- en dichtwasfase of in de aftakelingsfase (Koop, 1986).

Bij dit alles speelt de oppervlakte van het bos een rol. Uit het mozaïekcyclus concept volgt dat het minimumstructuurareaal van een bos, de oppervlakte die minimaal nodig is opdat alle fasen in de bosontwikkeling aanwezig kunnen zijn, hoger is dan de vroegere berekeningen waar uitgegaan werd van een stabiel climaxgezelschap (Scherzinger, 1999). Een bos waarin alle fasen minimaal tot ontwikkeling kunnen komen omvat minstens 50 à 100 ha (Zukrigl, 1990). Wordt ook rekening gehouden met de (vnl. grote) fauna dan moet in termen van landschapsniveau gedacht worden.

2.2.4. Aanleiding tot de processen

De aanleiding voor deze cycli zijn een aantal endogene processen zoals veroudering van bomen, uitspoeling van voedingsstoffen, concurrentie om licht, water of voedingsstoffen, invloed van fauna en een aantal exogene processen zoals brand, overstroming en windval.

Vooraf veroudering is een belangrijk endogeen natuurlijk verschijnsel. Naarmate een boom ouder wordt, en dus groter wordt, vermindert zijn capaciteit om water, voedingsstoffen en geassimileerde koolstofverbindingen te transporteren. Het wortelsysteem moet een verhoudingsgewijs groter aandeel bovengrondse biomassa dragen, en het fotosynthetisch weefsel moet een verhoudingsgewijs groter aandeel niet fotosynthetisch weefsel onderhouden en er wordt een volumineuze kroon ontwikkeld (Runkle, 1985). De boom wordt dus gevoeliger aan allerlei verstoringen of sterft van ouderdom. Er ontstaat een gat in het kronendak, wat leidt tot kleinschalige structuurvariatie in natuurlijke bossen. Daarnaast neemt ook het aandeel ruwe schors, zware takvorken, holtes en spleten toe, waardoor er veel meer nest-, schuil- en voedselmogelijkheden ontstaan voor allerlei dieren (ongewervelden, vleermuizen, vogels, knaagdieren, ...) en waardoor de boom geschikt wordt als standplaats voor epifytische mossen en korstmossen (Van Den Berge, 1994). Het verouderingsproces gaat gepaard met het afsterven van delen van de boom en een langzaam voortschrijdend afbraakproces. Een aftakelende boom biedt op die manier een veelheid aan verzwakte en afgestorven houtige elementen.

2.2.5. Reactie op verstoring

De wijzigende concurrentieverhoudingen die hieruit voortvloeien worden bepaald door de aanwezige boomsoorten, hun grootteverschillen en aanwezige standplaatsverschillen en door wijzigingen in microklimaat, waterhuishouding en energieflexen. De reactie op de vrijgekomen ruimte wordt vooral bepaald door de biologische eigenschappen van de boomsoort: opslag van voedselreserves, hoogtegroe, zijdelingse groei, schaduwtolerantie, droogtetolerantie, fenologie, allelopathie, verandering in grondwaterpeil door de verdamping van grote boomkronen (Grime, 1986; Scherzinger, 1999) en door de aanwezigheid van zaadbronnen en van soortspecifieke ziekteverwekkers. Op vergelijkbare standplaatsen kan de boomsoortensamenstelling zich dan ook duidelijk verschillend ontwikkelen.

Kort na de verstoring bevindt elk boomindividu zich in een onderling verschillende concurrentiepositie. De gevolgde strategieën van elke plantensoort voor een optimaal gebruik van de beschikbare ruimte en voedingsstoffen onder de gegeven omstandigheden bepaalt het succes in de concurrentie en dus het overleven. De overlevingsstrategie van een soort ten opzichte van deze competitie, en dus het succes in de natuurlijke selectie, ligt ergens op een continuüm tussen R-strategie (nadruk op groei) en K-strategie (nadruk op competitie)

(McArthur & Wilson, 1967). Nog steeds vereenvoudigd ingedeeld kunnen er drie groepen plantensoorten worden onderscheiden naargelang de natuurlijke selectie die plaats vond bij hun vestiging: ruderaal (R-selectie: maximale zaadproductie), stress-tolerant (S-selectie: fysiologische aanpassing aan extreme situaties), competitie (C-selectie: maximale benutting van voedingsstoffen) (Grime, 1986). Verschillende auteurs beschreven diverse andere strategieën.

De intensiteit van een verstoring en de gevolgde vestigings- en overlevingsstrategieën van de aanwezige soorten bepaalt vanaf welk successiestadium het bos zich opnieuw verder ontwikkelt en welke soorten hierop het best reageren. De grootte van de oppervlakte waarop de verstoring plaatsgreep bepaalt of onderdrukte zaailingen, de zaadbank of natuurlijke bezaaiing wordt bevoordeeld. Kenmerkend voor het eindstadium van de bosontwikkeling is steeds een 'stabiele' toestand, waarvan de beschrijving verschilt naargelang de auteur die het bosmodel heeft opgesteld.

Een model spreekt van een cyclische stabiliteit (Leibundgut, 1982) waarbij er zich, over grote oppervlakte bekeken, processen voordoen als optimalisering - veroudering - (verval) - verjonging - optimalisering. Het resultaat is een mozaïek van verschillende fasen waarbij het boombestand optimale controle bezit over de standplaats. Maximale soortendiversiteit treedt echter pas op in het stadium van verval en van herbeziging. Andere bosmodellen (Bormann & Likens, 1979) spreken van een permanente staat waarbij, over grote oppervlakte bekeken, een evenwicht heerst tussen opbouw en afbraak van de biomassa, m.a.w. een constante houtvoorraad aanwezig is. Het bos bestaat echter uit een mozaïek van cellen die elk op zich evolueren naar een lokale permanente staat. De niet synchrone veroudering van individuen en dus de niet synchrone opbouw en afbraak van biomassa, leidt op zich al tot een mozaïekpatroon. Dit wordt nog versterkt door andere verstoringen. Lokaal zijn er dus grote schommelingen, homogeniteit en gelijkvormigheid, maar globaal is er een evenwichtstoestand wanneer de openingen zodanig zijn gespreid in de tijd dat alle ontwikkelingsfasen steeds voorkomen over een oppervlakte in verhouding tot hun duur. De permanente evenwichtstoestand van het boscysteem berust op erkenning van de voorrang van stabiliteit in de tijd en aanvaarding van lokale onrust (Van Miegroet, 1994).

2.2.6. Het mozaïekcyclus concept

Hoewel het idee van een mozaïeksgewijs opgebouwd bos al veel ouder is (Aubréville, 1938) werd dit zowel in Europa (Remmert, 1991) als in Amerika (Pickett & White, 1985) verder ontwikkeld en werden de vroegere modellen verder verfijnd tot het mozaïekcyclus concept. Onder invloed van endogene en exogene verstoring ontstaat in natuurlijke bossen een mozaïek van cellen met al dan niet verschillende boomsoorten die zich in verschillende leeftijdsfasen bevinden of die gedurende een korte of lange tijd boomvrij zijn. Dit mozaïekpatroon is dynamisch. De cycli in verschillende cellen verlopen gedefaseerd, de lengte van de cycli zijn vaak ongelijk als gevolg van ongelijke verstoringintensiteit en de combinatie van aanwezige soorten, standplaatskarakteristieken en verstoring leiden per cel tot verschillende uitgangsmogelijkheden. Op een hoog schaalniveau ontstaat een evenwicht in het aandeel van de verschillende ontwikkelingsfasen.

3. BOSGEBRUIK DOOR BOSBEHEER

3.1. Conclusies die volgen uit het mozaïekcyclus concept

Uit de ecologische concepten over bossen kunnen enkele conclusies getrokken worden voor het beheer en de inrichting. In eerste instantie dient er vooral procesgericht te worden gedacht in plaats van biotoopgericht.

Dit impliceert:

- Alle ontwikkelingsfasen van een bos zijn belangrijk. Een jonge homogene fase kan even natuurlijk zijn als een oude fase (zie 2.2.6.).
- Bossen dienen een voldoende grote oppervlakte te bezitten. In Vlaanderen betekent dit minimum 50 ha en bij voorkeur groter.
- Een benadering waarbij het bos wordt beschouwd als een geheel van cellen met elk een ecologische eigenheid. Concreet wordt bij de beheerplanning het bos eerst ingedeeld in **percelen**. Dit zijn op het terrein herkenbare blokken, afgebakend door fysieke grenzen (wegen, beken, greppels, brandwegen, ...). Gezien de historisch gegroeide aanleg van bossen en wegen hebben percelen vaak een regelmatige vorm. Door deze pragmatische aanpak blijft het bos overzichtelijk voor de dagelijkse bedrijfsorganisatie. Percelen blijven doorgaans zichtbaar gedurende verschillende planhorizonten. Percelen kunnen verder worden onderverdeeld in **bestanden**. Een bestand is een eenheid van behandeling en valt samen met een combinatie van kenmerken van boomsoort, standplaats, vegetatie en eventuele externe invloeden (bv. zeer hoge recreatieve druk). Een bestand valt dus zoveel mogelijk samen met de hoger vermelde cellen met een ecologische eigenheid. De vorm van bestanden kan dan ook vrij grillig zijn. Indien nieuwe wegen moeten worden aangelegd volgen deze bij voorkeur de bestandsgrenzen. Om arbeidsorganisatorische redenen kunnen percelen worden gegroepeerd in reeksen. Het volstaat echter evengoed om in het jaarplan een lijst met de te doorlopen bestanden op te nemen. Bestanden in bossen op arme bodem zijn doorgaans groter dan bestanden in bossen op rijke bodem (zie 2.2.2.). Binnen bestanden kan een verdere horizontale structuurdiversiteit in de hand worden gewerkt door de behandeling groepsgewijs of individueel uit te voeren.
- In bossen die groter zijn dan het minimumareaal dient te worden gestreefd naar het bereiken van een 'evenwichtsstructuur', waarin alle ontwikkelingsfasen, inclusief een open fase, aanwezig zijn (zie 2.2.3.).
- Bij het beheer van bossen dient men rekening te houden met de tijdsdimensie (zie 2.2.6.). Op een zelfde standplaats kunnen afhankelijk van microklimaat, soortensamenstelling en aard van de verstoring verschillende levensgemeenschappen elkaar opvolgen. Dit betekent dat het mogelijk moet zijn te wachten en in te spelen op de evolutie (bv. opkomende natuurlijke verjonging).

3.2. Procesgerichte versus biotoopgerichte benadering

Uit het voorgaande blijkt dat verstoring de basismotor is van de natuurlijke ontwikkelingsdynamiek in bossen. De mozaïekachtige ontwikkeling leidt ook tot een horizontale en verticale structuurdiversiteit. Dit is belangrijk voor de biodiversiteit:

- Structuurdiversiteit is algemeen van belang voor de instandhouding van de soortendiversiteit. Zo leidt meer structuurvariatie tot een hogere vogelrijkdom (soortenrijkdom en individuenrijkdom) en is dit van belang voor o.a. vleermuizen en insecten (Van Den Berge, 1994).
- De dispersiecapaciteit van veel echte bossoorten is zeer beperkt. Een afwisselende structuur maakt dat zich op niet al te grote afstand geschikte levensvoorwaarden bevinden (Koop, 1995).

Verstoring leidt tot een natuurlijke ontwikkelingsdynamiek van bossen. Deze dynamiek is de motor van de biodiversiteit in bossen. Bosbeheermaatregelen grijpen in op de soortensamenstelling, maar ook op de schaal en frequentie van de ontwikkelingsdynamiek van bossen.

Bosbeheermaatregelen dienen dan ook de schaal en frequentie van deze natuurlijke processen te imiteren. Deze nadruk op een procesgerichte benadering impliceert echter ook:

- Alle ontwikkelingsfasen van een bos zijn even belangrijk (zie 2.2.6.), ongeacht de leeftijd of de mate waarin de levensgemeenschap de potentieel natuurlijke vegetatie (PNV) benadert, aangezien ze een bepaalde fase vormen in een lange-termijn-cyclus.
- Ook bij het behoud van soorten en biotopen dient met deze lange tijdsdimensie rekening te worden gehouden. Het mozaïekcyclus-concept impliceert immers dat veranderingen inherent zijn aan ecosysteemprocessen. "Konstant ist im Naturwald nur der Wandel" (Leibundgut, 1982). Het gevolg is dat het op lange termijn nooit mogelijk is om zeldzame biotopen en levensgemeenschappen op een bepaalde plaats te behouden, maar ook dat deze vroeg of laat terug opduiken indien er maar voldoende ontwikkelingsmogelijkheden zijn. Dit betekent vooral dat er grote oppervlakten nodig zijn waar natuurlijke processen hun gang kunnen gaan.
- Kennis van het functioneren van ecosystemen wijzigt op basis van onderzoek en nieuwe inzichten. Deze kennis ligt aan de basis van welke beheerbeslissingen optimaal zijn en hoe ecosystemen verder functioneren na een ingreep. Dit impliceert dat er referentiegebieden nodig zijn (o.a. bosreservaten) van voldoende omvang waarin spontane processen zich kunnen ontwikkelen en kunnen onderzocht worden, maar waarbij de conclusies van deze onderzoeken dan ook op een bruikbare manier naar de beheerpraktijk vertaald worden.
- Denken op lange termijn en aanvaarden dat verstoringen een belangrijke rol spelen, betekent leven met een reeks onzekerheden. Richtlijnen en planningssystemen dienen dan ook soepel genoeg ontwikkeld te worden zodat aanpassingen aan lokale omstandigheden mogelijk blijven.

3.3. Toepassing in Vlaanderen

Bovenstaande theorieën en conclusies werden ontwikkeld op basis van Europees en Amerikaans onderzoek naar ecosysteemprocessen in grote complexen. Vlaanderen bezit echter een geringe en versnipperde bosoppervlakte die aan een hoge gebruiksdruk blootstaat. Algemeen is het ook duidelijk dat de natuur in Vlaanderen in kwaliteit en waarde gestaag afneemt (Kuijken, 1999). De belangrijkste oorzaken zijn het verdwijnen van leefgebied van levensgemeenschappen of individuele soorten en een sterke achteruitgang van de omgevingskwaliteit. Daarnaast is Vlaanderen ook een dichtbevolkte regio en wenst de maatschappij een reeks producten (o.a. hout) en diensten (o.a. recreatie) van de bossen.

Het louter imiteren van natuurlijke processen biedt in de kleine en versnipperde Vlaamse bossen onvoldoende garanties voor het behoud en de ontwikkeling van enkele zeldzame soorten en biotopen en moet dan ook worden aangevuld met bijzondere maatregelen t.a.v. (naar Koop, 1998):

- oude bossen,
- inheemse bomen en struiken,
- open plekken.

Dit betekent dus niet alleen natuurlijke processen imiteren maar ook reguleren door bijvoorbeeld het tegengaan van een tendens tot homogenisering in sommige bostypes (vb. beukenbossen), verhogen van stabiliteit, bevorderen van inheemse soorten,

Combinatie van dit procesgericht en biotoopgericht denken komt neer op het kiezen van een streefbeeld voor het beheer van de Vlaamse bossen. Dit is geen vast streefbeeld waar zomaar percentages kunnen worden opgeplakt, er moet kunnen ingespeeld worden op lokale omstandigheden en op niet voorziene verstoringen. Elementen uit dit streefbeeld die wel kunnen worden vastgelegd zijn:

- De structuur: er wordt gestreefd naar bossen met een diverse horizontale en verticale structuur. Deze bossen omvatten verschillende ontwikkelingsfasen.
- De schaal: er wordt gestreefd naar groeps- of stamsgewijs gemengde bossen.
- De gewenste boomsoorten: er wordt gestreefd naar bossen die zoveel mogelijk uit inheemse soorten zijn samengesteld.
- De (menselijke) invloeden: er wordt gestreefd naar bossen waarin ecosysteemprocessen kunnen functioneren. Elk bosgebruik dient zich aan de draagkracht van het ecosysteem aan te passen.

Een essentiële aanvulling hierop is het belang van de ruimtelijke schaal op niveau van het boscomplex of landschapniveau. Veel fjnschalige processen kunnen niet worden los gezien van zeer grootschalige ontwikkelingen (De Raeve, 1989). Ze zijn zowel een kortstondig als essentieel onderdeel ervan. Dit betekent dat er vooral naar grote aaneengesloten eenheden bos of bos gecombineerd met andere natuur gestreefd moet worden. Absoluut minimale bosoppervlaktes in Vlaamse context situeren zich tussen 50 ha en 100 ha (zie 2.2.3.).

Voor kleinere bossen én voor bestanden en elementen in grote bossen wordt dit streefbeeld aangevuld met een conservatief beschermende houding voor die ecosysteemcomponenten die:

- een lange tijd nodig hadden om zich te ontwikkelen (bv. autochtoon materiaal van een populatie);

- een lange tijd nodig hebben om zich te herstellen (bv. vegetaties met oude bosplanten of infiltratiegebieden met zuiver water).

Deze beheervisie combineert dus een beheer gebaseerd op natuurlijke processen, natuurbehoudsmaatregelen en een gebruik dat de draagkracht van het ecosysteem niet overschrijdt. Het is dus een beheervisie voor bossen die door de maatschappij op verschillende manieren op een duurzame manier kan gebruikt worden. Deze beheervisie richt zich niet op grote oppervlakten bos of andere natuur waar die natuur ongestoord zijn gang kan gaan. Een combinatie van ongestoorde natuurontwikkeling en gebruik is vanuit ecologisch perspectief weinig zinvol. Natuur is alles wat niet des mensen is. De keuze tussen de twee is een maatschappelijke keuze.

3.4. Basisprincipes van de bosbehandeling

De bosbouw ontwikkelde een set maatregelen die dit streefbeeld tot stand kunnen brengen. Dit is eigenlijk helemaal niet nieuw. Bosbouw op zich ontstond als empirische wetenschap in de 18^{de} eeuw als reactie op de enorme overexploitatie en bosvernietiging die reeds in de vroege middeleeuwen op gang was gekomen.

Van in het begin waren er echter twee, soms door elkaar lopende, stromingen. Een eerste stroming, met als eerste voortrekker Duhamel du Monceau (1755), streefde naar een goed beheerd bos in evenwicht met de natuur en dat voldoet aan de gebruikseisen van de menselijke samenleving (Van Miegroet, 1994). Een tweede stroming had de maximalisering van het financiële rendement van het bos op korte termijn als hoofddoel. Doordat gebergtegebieden moeilijker toegankelijk zijn en de invloed van natuurlijke verstoringen vaak hoger is (lawines, sneeuwdruk, ...), ontstonden daar reeds vroeg bosbouwconcepten en technieken die, hoewel zeer bosbouwtechnisch gericht, vrij dicht aansloten bij de processen en structuur die optreden in natuurlijke bossen (bv. Möller, 1922; Biolley, 1920). In het Europese laagland kwam de doorbraak pas na enkele economische veranderingen na de jaren zestig (sluiting steenkoolmijnen, verhoging levensstandaard) en toenemende maatschappelijke druk (toename vrije tijd, meer aandacht voor leefmilieu). Daarnaast kunnen ook nog wat meer bosbouwtechnische redenen worden aangehaald (Schütz, 1997) waarom de realisatie van gemengde, ongelijkjarige bossen vertraging opliep. Menging van soorten is immers vaak moeilijk te realiseren, vooral omwille van een beperkte stand van de kennis van het gedrag in de jeugd. Daarenboven wordt in de praktijk nog vaak een laagdunning toegepast. Waar hoogdunning wordt toegepast gebeurt dit vaak over grote oppervlakten met dezelfde intensiteit.

Onder bosbehandeling wordt een reeks technische ingrepen samengebracht die verschillen naargelang de leeftijd en ontwikkelingsfase van een bosbestand of groep (Van Miegroet, 1994). De **zuivering** is een ingreep in jonge, dichtstaande bosbestanden waar het kronenscherm nog niet onderbroken is en waar de bomen nog niet individueel kunnen beoordeeld worden. De **dunning** is het verwijderen van bomen in een verder ontwikkelingsstadium om de overblijvende bomen betere groeiomstandigheden te geven. De **lichting** gebeurt in oude bestanden wanneer enkele oudere bomen beginnen af te takelen. Door een blijvende onderbreking van het kroonscherm wordt de vitaliteit van de bomen met de meeste kwaliteit op peil gehouden en wordt de aanwezige verjonging geleidelijk vrijgesteld. De **verjongingskap** tenslotte is een sterke lichting die de verjonging inleidt.

Een bosbehandeling die het hogervermelde gewenste streefbeeld wil realiseren dient niet alleen natuurlijke processen te imiteren maar ook te reguleren (zie 3.3.). Dit reguleren kan vertaald worden in drie belangrijke doelstellingen (Van Miegroet, 1994):

- biomassabeheer door het vermijden van grote biomassaschommelingen en voorraadverschuivingen;
- regeling van de bosstructuur door het in de hand werken van een maximale stabiliteit en het streven naar een hoge biodiversiteit;
- organisatie van de functieverlening (zie 5.).

De bosbouw ontwikkelde een reeks bosbedrijfssoorten. Bedrijfssoorten die het best aansluiten bij een natuurgerichte bosbouw zijn femelslag, zoomslag, schermslag en plentering, hoewel over de toepassing van een strikte plentering in Vlaanderen de meningen verdeeld zijn. De

eerste drie systemen leggen de nadruk op verjonging in nog niet ongelijkjarige bestandsstructuren, de laatste legt de nadruk op het behoud van een ideale voorraad en structuur. Er werden verschillende varianten ontwikkeld. Bedrijfssoorten zijn echter te aanzien als interessante denkschema's die aan de hand van praktijkvoorbeelden informatie geven hoe een beheerd bos onder lokale omstandigheden en op een bepaalde plaats evolueert. Het is daarom van groot belang om de historiciteit van ingrepen en verstoringen in een bestand bij te houden. Bosbouw omvat immers niet alleen een reeks technische maatregelen maar is ook in belangrijke mate een empirische wetenschap.

Essentieel is echter dat gekozen wordt voor een bosbehandeling op basis van een variabele, selectieve hoogdunning en dat bij de verjonging met enkele randvoorwaarden wordt rekening gehouden.

3.5. Selectieve hoogdunning

Dunnen betekent het kunstmatig bijsturen van de natuurlijke selectie tussen de bomen in bosverband zodat gewenste soorten en exemplaren worden bevoordeligd. Een dunning anticipeert dus op de natuurlijke sterfte van individuele bomen. Bij een **hoogdunning** wordt in de bovenetage ingegrepen zodat het onderste deel van de kroon van een blijvende boom meer licht krijgt, er meer fotosynthese gebeurt en er dus meer biomassa wordt geproduceerd. Verdere gevolgen zijn:

- een merkbare toename van de diametergroei,
- een weinig uitgesproken toename van de hoogtegroeï,
- betere stabiliteit door verlenging van de kroon en dus verlaging van het zwaartepunt, door verbetering van de stamvorm en door het creëren van meer ruimte voor het wortelgestel,
- een stijging van de commerciële waarde van het blijvend bestand. Voor verschillende boomsoorten werd berekend dat deze waardetoeename minstens 20 % bedraagt (Schütz, 1989).

Het totaal volume (som van weggenomen en stand volume) en de gemiddelde jaarlijkse aanwas liggen lager dan in niet behandelde bossen.

Een **selectieve hoogdunning** heeft als doel door middel van een positieve selectie de volume-anwas te concentreren in de bomen van de beste kwaliteit. Door geselecteerde bomen op een aangepaste manier te omringen kan de kwaliteit ervan worden verbeterd. Selectie gebeurt door visuele beoordeling van een groep bomen die met elkaar in contact staan, de dunningscel. De beste toekomstboom wordt gekozen en er wordt nagegaan of deze kan worden bevoordeligd door verwijdering van zijn directe concurrent. Enkel de sterkste concurrenten van een goede toekomstboom worden verwijderd. Daarnaast dient ook rekening te worden gehouden met de invloed van de beslissing op een hogere ruimte- en tijdsschaal:

- gewenst aantal bomen in het eindbestand,
- dunningssterkte en invloed op de bestandsvoorraad en aanwas.

Richtcijfers hiervoor zijn in diverse (meestal buitenlandse) opbrengsttabellen terug te vinden. Er dient wel grondig te worden nagekeken of de tabellen een laag- of hoogdunning beschrijven. Een hoogdunning is doorgaans sterker dan een laagdunning. Ook is het, zeker in jonge bestanden, nodig om meer toekomstbomen te kiezen dan in het eindbestand worden voorzien. Bomen met een aanvankelijk goede kwaliteit kunnen wijzigingen ondergaan door ontwikkeling van takkigheid, waterlot of draaigroei, door storm- of sneeuwschade, luchtvervuiling, eikensterfte of door schadde bij velling of ruiming. Voor loofbomen wordt gemiddeld 200 % van het voorziene aantal bomen in het eindbestand gekozen, voor naaldbomen is dit 150 %.

Op termijn zullen cijfers voor alle boomsoorten in Vlaanderen beschikbaar worden door een gestandaardiseerde aanpak van de metingen die gebeuren naar aanleiding van de houtverkoop in domeinbossen (pakket IVANHO, Informatisering VAN de HOutverkoop) en de koppeling met gegevens afkomstig van de regionale bosinventarisatie en de bestandsinventarissen bij de opmaak van beheerplannen.

Essentieel bij een selectieve hoogdunning is dus de beoordeling per dunningscel, op een bepaald moment en op een bepaalde plaats. Dit betekent ook dat de beslissing wanneer een boom kaprijp is individueel wordt genomen en impliceert het afstappen van bedrijfstijden op

niveau van het bestand. In praktijk wordt geanticipeerd op de fysische kapbaarheid (enkele jaren voor het begin van de aftakeling van een individuele boom). Voor de rest worden enkel concurrenten van toekomstbomen weggenomen of wordt zwaarder ingegrepen in die diameterklassen die oververtegenwoordigd zijn zodat de stamtal- en leeftijdsverdeling een meer evenwichtige opbouw krijgt. Er wordt dus geen bedrijfstijd op niveau van een bestand vooropgesteld.

De basis van de selectieve hoogduinning werd gelegd door Schädelin (1934) met als doel de waarde van het blijvende bestand te maximaliseren. Maar eens een boom een zekere leeftijd heeft bereikt, begint de houtkwaliteit te verminderen, neemt het aantal gebreken toe of wordt hij niet meer oogstbaar. Het ideale oogsttijdstip waarop een maximum volume hout op een duurzame manier kan worden geoogst ligt dan ook veel vroeger dan de maximale fysiologische leeftijd van een boom, namelijk rond het moment waarop de lopende jaarlijkse aanwas daalt onder de gemiddelde jaarlijkse aanwas van een bestand.

De curve loopt nabij dit culminatiepunt vrij vlak zodat de oogst over een vrij lange periode kan worden gespreid. De maximale gemiddelde waarde-aanwas (het verschil in commerciële waarde tussen twee tijdstippen) valt meestal nog later doordat de prijs voor kwaliteitshout zeer snel toeneemt voor dikkere diameters. Zo ligt de waardeculminatie van grove den 25 tot 65 jaar later dan de volumeculminatie en presteert 150 tot 200 jarige grove den nog een jaarlijkse jaarringbreedte van meer dan 1 mm (Maddelain & Neiryneck, 1995). Daarnaast is er ook nog invloed van de kosten van de verjonging (langere bedrijfstijd betekent kleinere jaarlijkse verjongingskosten), exploitatieomstandigheden, Indien te lang gewacht wordt na deze optimale oogstperiode nemen de risico's op vermindering van de houtkwaliteit toe. Gegevens over biomassaculminatie, bestandsvoorraad en bestandsaanwas zijn vooral bruikbaar in gelijkjarig hooghout waarin met een bedrijfstijd wordt gewerkt. In bedrijfsvormen waarin wordt gewerkt met gemengde ongelijkjarige bestanden moet vooral aandacht besteed worden aan de individuele boomkwaliteit. De keuze om een boom al dan niet te oogsten hangt af van zijn kwaliteit, zijn waardeaanwas en de te verwachten invloed van exploitatie op de waardeaanwas van de neven- of onderstaande exemplaren. Er werden systemen uitgewerkt met doeldiameters (Reininger, 1989). In elk geval begint de kans op een verminderde houtkwaliteit sterk toe te nemen vanaf een bepaalde leeftijd. Voor naaldhout is dit minstens 120 jaar, eik minstens 180 jaar en beuk ongeveer 150 jaar. Op rijke standplaatsen ligt dit enkele decennia vroeger.

Via **selectieve en variabele hoogduinningen** wordt een structuurrijk en gediversifieerd bosbeeld nagestreefd met een belangrijk aandeel inheemse loofbomen en met een hoog volume kwaliteitshout. Hierbij zal maximaal ingespeeld worden op lokale opportuniteiten die voortvloeien uit natuurlijke processen.

3.5.1. Variabel in de tijd

Naarmate bestanden of groepen ouder worden, worden ook steeds grotere bomen weggenomen en is de daaropvolgende verstoring ook steeds groter. In jonge bestanden dient dan ook meer frequent te worden gedund dan in oude bestanden (Tabel 3.1).

Tabel 3.1: Omlooptijden voor dunningen

Bestandstype	Leeftijd	Omlooptijd
Naaldhout	< 40 jaar	3 jaar
	> 40 jaar	6 jaar
	vanaf 70 – 90 jaar	9 - 12 jaar
Loofhout	< 70 – 80 jaar	4 jaar
	> 70 – 80 jaar	8 jaar

In heterogene bestanden met groepen oude en jonge bomen wordt de omlooptijd van de jongst aanwezige leeftijd aangehouden. In de groepen oude bomen wordt dan alternerend wel en niet tussengekomen. In bestanden waar naaldhout en loofhout gemengd voorkomen, wordt als omlooptijd de grootste gemene deler weerhouden. Bij het plannen van de omlooptijden is het in elk geval belangrijk frequente verstoring te beperken.

Het tijdstip van de eerste dunning is o.a. afhankelijk van de groei en standplaats en situeert zich tussen de 25 en 40 jaar of het bereiken van een opperhoogte van 15 – 20 m. Dunningen aantekenen betekent het presteren van werkuren en dat kost geld, terwijl de opbrengsten beperkt zijn. Bij jongere bestanden in de Kempen kan de eerste dunning worden uitgesteld tot een leeftijd van 30-35 jaar. Economisch onrendabele ingrepen kunnen dan beperkt worden tot regeling van de menging in de jeugdfase indien die menging in gevaar komt of indien er weinig potentiële toekomstbomen van voldoende kwaliteit aanwezig zijn. Bestanden van grove of Corsicaanse den met grondvlakken van respectievelijk minder dan 14 m²/ha en 25 m²/ha worden niet gedund, tenzij om een aanwezige natuurlijke verjonging verder vrij te stellen.

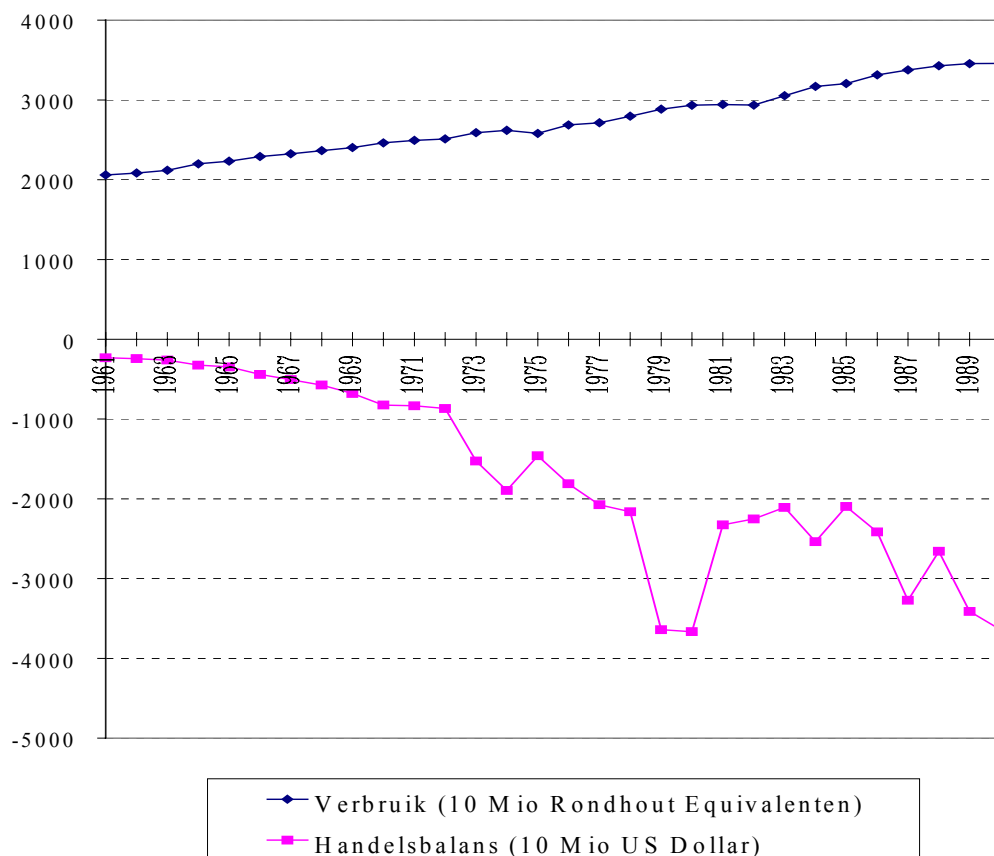
Het niet toepassen van een bedrijfstijd impliceert ook dat vroeg genoeg wordt begonnen met het dunnen in de nevenetage, hoewel dit strikt genomen geen hoogdunning meer is.

3.5.2. Variabel in de ruimte

Door de dunningssterkte te variëren per bestand of per groep wordt beter ingespeeld op de verschillen in standplaats, het verschil tussen licht- en schaduwboomsoorten, de bezetting of de aanwezigheid van gaten als gevolg van windval. Op die manier wordt de biodiversiteit verhoogd en worden bijzondere biotopen behouden of gecreëerd (zie 3.7.5). Delen van bestanden in de Kempen met geringe kwaliteit worden sterk gelicht en de bomen van goede kwaliteit blijven langer op stam.

4. Een duurzame jaarlijkse houtoogst

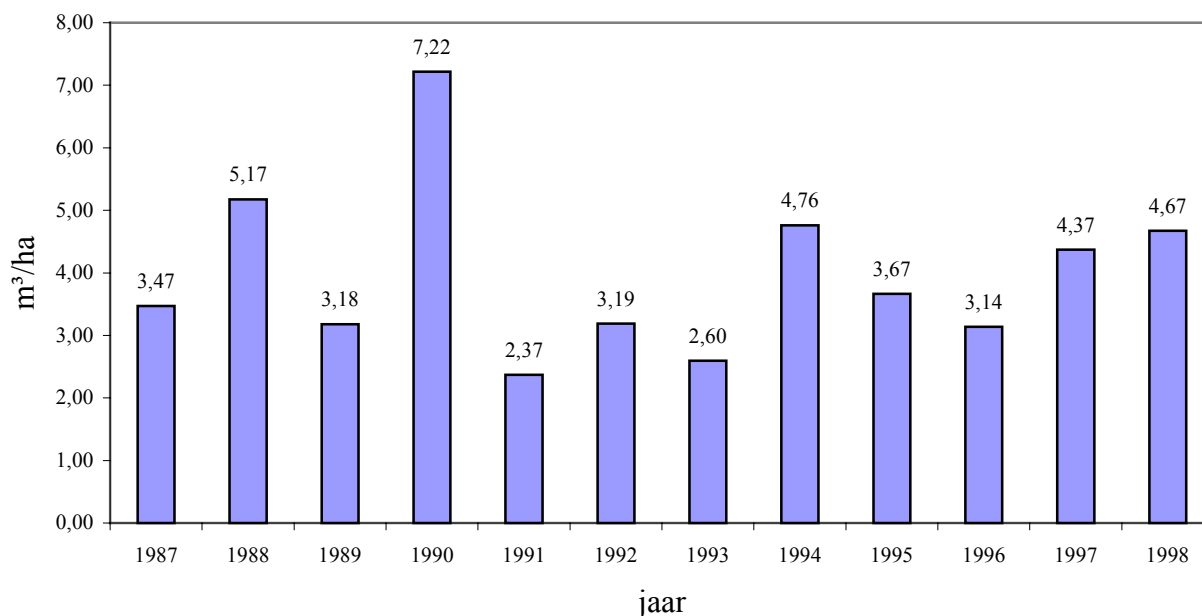
Het resultaat van een bosbehandeling gebaseerd op de principes van een selectieve hoogdunning, zijn bossen die na elke generatie dichter aansluiten bij een natuurlijke structuur en waaruit kwaliteitshout kan worden gehaald. Het voortbrengen van hout is in Vlaanderen een principieel standpunt dat niet los kan gezien worden van het houtverbruik en productie op wereldniveau. Het houtverbruik op wereldniveau stijgt immers nog steeds (cfr. Figuur 3.1). De ontwikkelingslanden verbruiken hiervan jaarlijks 1,84 miljard m³ rondhout, de industrielanden 1,54 miljard m³. De helft van het wereldhoutverbruik wordt daarenboven ingenomen door het gebruik van brandhout. De belangrijkste houtexporterende regio's zijn Canada, Scandinavië, Zuidoost Azië en het GOS. De houtexploitatie in de tropische bossen van Zuidoost Azië en de boreale bossen van Canada en het GOS is daarbij nauw gerelateerd met bosvernietiging en bosdegradatie.



Figuur 3.1: Evolutie van het verbruik van hout en houtproducten en van de handelsbalans op wereldniveau (bron FAO).

Het is dus duidelijk dat er een relatie bestaat tussen ontbossing en duurzame houtproductie op wereldvlak en lokale initiatieven inzake houtverbruik zoals gebruik van gecertificeerd hout, vermindering van het verbruik van hout en verhogen van de zelfvoorzieningsgraad. In het kader van het opstellen van een beheersvisie is vooral dit laatste van belang. Gezien de oppervlakte van Vlaanderen is dit vooral een principieel standpunt. De zelfvoorzieningsgraad in Vlaanderen wordt geraamd op 11 à 12 % (Dienst Waters en Bossen et al., 1993).

De statistieken van de laatste 10 jaar van de houtverkopen in domeinbossen tonen aan dat gemiddeld 4 m³ (3,92 m³) hout per ha domeinbos (inclusief niet-productieve oppervlakte) geoogst werd (Figuur 3.2).



Figuur 3.2: Gemiddelde kapquantum in domeinbossen.

Hoewel er momenteel geen globale cijfers beschikbaar zijn is het wel duidelijk dat het gemiddeld jaarlijks kapkwantum lager ligt dan de gemiddelde jaarlijkse aanwas. De gemiddelde jaarlijkse aanwas van alle bossen in België wordt geraamd op 7,5 m³/ha/jaar (Bemelmans, 1991). Dit varieert uiteraard naargelang de boomsoort. Enkele indicatieve cijfers zijn weergegeven in tabel 3.2.

Tabel 3.2: Gemiddelde jaarlijkse aanwas van enkele boomsoorten in België (bron: Bemelmans, 1991)

Boomsoort	Gemiddelde jaarlijkse aanwas (m ³ /ha/jaar)
Eik	2 – 3
Beuk	3 – 5
Amerikaanse eik	4 – 8
Populier	10 – 15
Fijnspar	12
Douglas	18

In Wallonië bedraagt de aanwas gedurende de laatste 10 jaar in de eikenbestanden gemiddeld 4,1 m³/ha/jaar (hooghout: 4,8 m³/ha/jaar; middelhout: 3,7 m³/ha/jaar) (Rondeux et al., 1998). Bij de beuk bedraagt de aanwas gemiddeld 6 m³/ha/jaar (Rondeux et al., 1997). Vergelijking van deze cijfers met de gegevens vermeld in Tabel 3.2 duidt reeds op de foutenmarge die op deze gemiddelde waarden kan rusten.

Gezien de boomsoortensamenstelling in het Vlaams Gewest ligt de gemiddelde jaarlijkse aanwas in Vlaanderen waarschijnlijk lager dan 7,5 m³/ha/jaar, hoewel er ook hier veel onzekerheid over bestaat. Bij populier liggen de aanwassen tussen 10 m³/ha/jaar voor de oude klonen en 20 m³/ha/jaar voor de snelstgroeiende klonen Boelare en Beaupré (bron IBW). Voor de andere boomsoorten is het aantal gegevens zeer beperkt. Gegevens van aanwassen in permanente proefvlakken zijn slechts sporadisch beschikbaar (bronnen RUG en IBW). Zo schommelt de aanwas bij grove den en eik in de Kempen tussen 5 en 11 m³/ha/jaar (8 opnames); bij Corsicaanse den tussen 15 en 21 m³/ha/jaar (2 waarnemingen). Loofbossen in de leem- en zandleemstreek vertonen aanwassen tussen 8 en 13 m³/ha/jaar (6 metingen).

Globaal genomen wordt de gemiddelde jaarlijkse aanwas voor alle bossen in Vlaanderen geraamd op 5 m³/ha/jaar. Voor de domeinbossen ligt dit hoger gelet op de betere behandeling die deze bossen meestal krijgen.

Bij al deze cijfers moeten voldoende nuances geplaatst worden. Zo is de zelfvoorzieningsgraad in Vlaanderen op zich niet hét referentiecriterium. De cijfers worden beïnvloed door de continue import en export van houtverwerkende bedrijven en de onderlinge transformatie van hout en houtproducten. Deze bedrijven zijn trouwens actief in een regio en op een schaal die niet door een administratieve indeling kan worden omvat. Veel houtverwerkende bedrijven zijn gevestigd in West-Vlaanderen terwijl hun bevoorrading gebeurt vanuit de Ardennen of Noord-Frankrijk. Een iets andere schaal geeft daarenboven onmiddellijk een ander cijfer van zelfvoorzieningsgraad. De zelfvoorzieningsgraad van België wordt bv. geraamd op 40 %.

Bij een gemiddeld kapkwantum van 4 m³/ha/jaar in de Vlaamse domeinbossen moet bovendien de bemerking gemaakt worden dat het enerzijds gaat om commerciële volumes die lager liggen dan de totale volumes, maar dat anderzijds ook alle niet productieve bosoppervlakte (bosreservaten, open plekken, recente bosverjonging, ...) werd meegerekend. Het lager kapkwantum in vergelijking met de aanwas wordt daarnaast verklaard door het feit dat een deel van de aanwas bestemd wordt voor de realisatie van de ecologische bosfunctie (oude, dikke bomen en dood hout).

Op middellange termijn zal de bosinventaris van het Vlaams Gewest een juister cijfer kunnen geven wat betreft de jaarlijkse aanwas van het Vlaamse bos en van de domeinbossen in het bijzonder. De herwerking en informatisering van inventarisaties ten behoeve van de houtverkoop (IVANHO) zal een beter beeld geven van het kapkwantum (zie 3.3.5.). De richtcijfers zullen dan ook aangepast worden van zodra deze informatie ter beschikking is.

In elk geval is het in Vlaanderen een plicht om op een duurzame manier bij te dragen in de zelfvoorzieningsgraad. Op de terreinen in beheer door de afdeling Bos & Groen zal daarom gestreefd worden naar een gemiddeld jaarlijks kapkwantum van 4 m³/ha/jaar. Naargelang meer en betere informatie beschikbaar komt, kan deze productiedoelstelling voor de openbare bossen aangepast worden. Op bosniveau wordt de doelstelling best procentueel uitgedrukt t.o.v. het staand volume. In de beheerplannen zal deze productiedoelstelling per bos worden verfijnd aan de hand van de lokale gegevens. Verschillende mogelijkheden voor een betere vermarkting van het hout worden onderzocht.

4.1. Bijkomende selectiecriteria in de bosbehandeling

Een selectieve hoogdunning is een vorm van bosbehandeling die werd ontwikkeld met als doel kwaliteitshout voort te brengen. De selectiecriteria bij de keuze van een elite-boom zijn (Zwaenepoel, 1999):

- gewenste soort,
- dominante of codominante sociale positie,
- goede gezondheidstoestand,
- rechte doorlopende, voldoende takvrije spil met stevig uitzicht en ronde stamdoorsnede,
- geen afwijking op de centrale as beneden 8 m (liefst hoger) (bv. vork, kromme stam, ...),
- geen belangrijke fouten op de stam zoals draaigroei, gegolfd, overgroeide takknopen, waterlot, wondes, ...,
- een fijne betakking waardoor bij toenemende leeftijd een betere natuurlijke stamreiniging optreedt,
- een evenwichtige, voldoende diepe kroon.

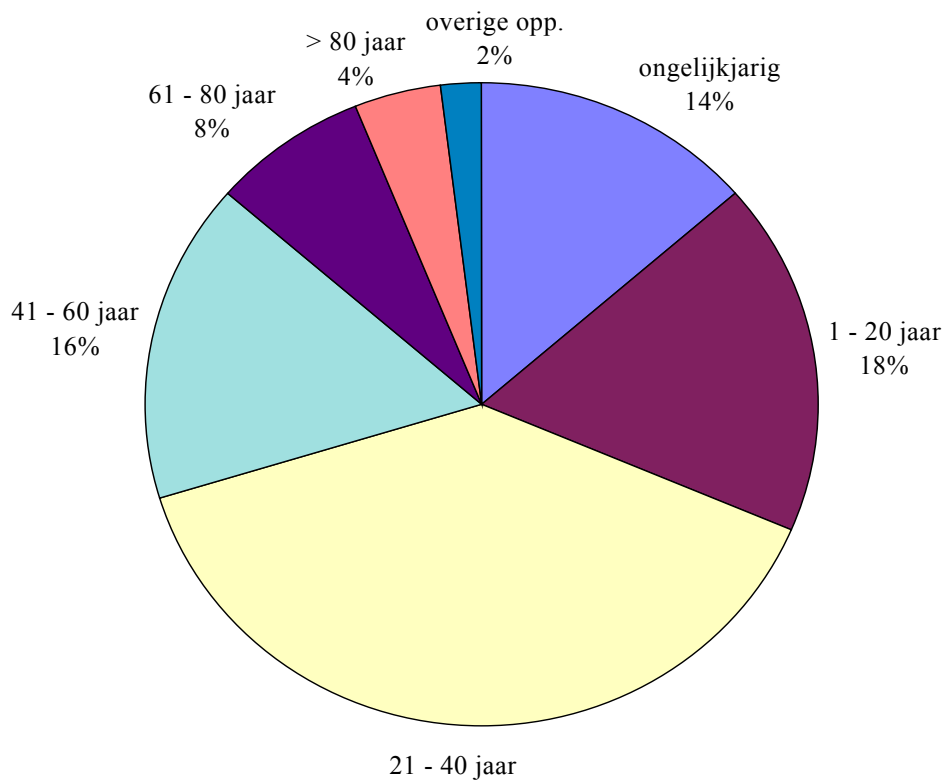
Door de soepele werkwijze, waarbij beoordeling en ingrepen per ‘dunningscel’ kunnen verschillen, ontstaat een bosstructuur die aansluit bij de structuur en schaal van het gewenste streefbeeld (zie 3.3.). Daardoor is een selectieve hoogdunning de meest geschikte bosbehandeling om natuurlijke processen die leiden tot een mozaïekachtige opbouw van het bos te imiteren. Door de selectiecriteria uit te breiden, wordt de biodiversiteit verhoogd en worden zeldzame biotopen in stand gehouden. Dit betekent dat bijkomende selectiecriteria nodig zijn inzake de ouderdom van bossen of bestanden, inheemse soorten en open plekken.

4.1.1. Oude bomen en oude bossen

4.1.1.1. Oude bomen

Oude bomen leiden tot structuurvariatie in bossen (zie 2.2.4.) en zijn belangrijk om het gewenste streefbeeld te bereiken. Daarnaast neemt ook het aandeel ruwe schors, zware takvorken, holtes en spleten toe waardoor er veel meer nest-, schuil- en voedselmogelijkheden ontstaan voor allerlei dieren (ongewervelden, vogels, vleermuizen, knaagdieren, ...) en waardoor de boom geschikt wordt als standplaats voor epifytische mossen en korstmossen (Van Den Berge, 1994). Het verouderingsproces gaat gepaard met het afsterven van delen van de boom en een langzaam voortschrijdend afbraakproces. Een aftakelende boom biedt op die manier een veelheid aan verzwakte en afgestorven houtige elementen. Veroudering heeft een uitgesproken effect op het bosbeeld. Recreanten waarderen vooral oude bestanden (Ammer & Pröbstl, 1988).

Vlaanderen telt echter vooral jonge bossen (Figuur 3.3) met weinig oude bomen. Enerzijds is een aanzienlijk deel van het bosareaal minder dan een eeuw geleden aangeplant (bebossing ‘woeste gronden’) anderzijds werden in bestaande bossen ravages aangericht door twee wereldoorlogen of werd een intensiever beheer gevoerd met korte bedrijfstijden. In loofhout werd veelal hakhout of middelhoutbeheer toegepast. In naaldhout werden, o.a. ten behoeve van mijnhout zeer korte bedrijfstijden gebruikt. De uitgangssituatie bestaat dus veelal uit jonge, gelijkjarige bossen.



Figuur 3.3: De verdeling van de bosoppervlakte (%) in Vlaanderen volgens leeftijdsklassen (bron: Eerste regionale bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest).

Wordt bij het toepassen van een selectieve hoogdunning enkel rekening gehouden met bosbouwkundige criteria, dan zal na verloop van tijd geen enkele boom zijn fysiologische leeftijdsgrens bereiken. Een compromis bestaat erin om verspreid over het bos individuele of groepjes bomen als gereserveerde of voorbehouden bomen aan te duiden. Dit zijn bomen die definitief blijven staan en zo aan het normale beheer onttrokken worden. Door bomen te laten doorgroeien wordt op een procesgerichte manier het aandeel oude bomen en uiteindelijk het aandeel dood hout verhoogd.

Het bepalen van een na te streven oppervlakte zeer oude en aftakelende bomen is moeilijk. Aangezien deze bomen dikwijls verspreid over het bestand voorkomen wordt er o.a. door Hekhuis et al. (1994) voor gekozen om aantallen te gebruiken. Bij het opstellen van de criteria duurzaam bosbeheer en de FSC-criteria wordt als richtcijfer, vrij arbitrair, 10 bomen per ha voorgesteld. Dit aantal moet wel worden bekeken per bestand. In het geval van bestanden met zware dikke bomen - meer bepaald indien 10 bomen meer dan 10 % van het bestandsgrondvlak uitmaken - worden minder bomen op stam gehouden. Zoals steeds geldt dat beter procesgericht wordt gedacht in plaats van een bepaalde toestand te fixeren.

Wanneer individuele oude bomen die verspreid over het bestand voorkomen uiteindelijk afsterven, zijn ze echter moeilijk controleerbaar en is de kans groot dat ze als gevolg van vel- en sleepschade bij een exploitatie worden omgeduwd. Om dit te vermijden kunnen deze bomen ook worden gegroepeerd en gemarkeerd zodat er tijdens de exploitatie rekening mee gehouden wordt. De keuze tussen het laten doorgroeien van individuele bomen of groepen

bomen is van louter praktische aard (stabiliteit van individu versus soort, gevolgen van vrijstand (bv. schorsbrand), ervaring met exploitanten, ...).

Indien wordt gekozen voor groepen dient het beheer ervan zich te beperken tot blijvend niks doen. Aanwezige agressieve exoten kunnen worden geringd. Er moet dan wel rekening gehouden worden met het feit dat geringde bomen nog een drietal jaar overleven en in de stress-situatie vaak uitzonderlijk veel zaad produceren. Er moet een afweging gemaakt worden tussen de voordelen van ringen (aanbod dood hout, niet uitlopen van de stobbe) en de nadelen (onderdrukking van de natuurlijke verjonging in de rest van het bestand).

Naar ligging en samenstelling van de groepen moeten volgende overwegingen in acht genomen worden:

- Aangezien binnen deze groepen principieel niet meer wordt ingegrepen, omvatten ze zoveel mogelijk de aanwezige kleine elementen met een bijzondere natuurwaarde waarvoor geen aangepast beheer nodig is (nestbomen, dassenburchten,) of worden ze gelokaliseerd op moeilijk bereikbare plaatsen.
- Vooral levende holle bomen zijn van belang voor een aantal organismen. Enkele soorten vleermuizen (rosse vleermuis, bosvleermuis, Nathusius dwergvleermuis en in mindere mate de gewone dwergvleermuis) maken gebruik van dikke holle bomen om te overwinteren. Ze kiezen bij voorkeur stammen van minstens 50 cm diameter waarbij de wand van de holte een dikte van minstens 15 cm heeft. Naargelang de soort moet er een spleet of opening onderaan de holte voorkomen. Andere soorten gebruiken holle bomen enkel in de zomer (grootoorvleermuis, watervleermuis, baardvleermuis). Vleermuizen kiezen voornamelijk zomereik, Amerikaanse eik en beuk. Van de andere zoogdieren zijn de eekhoorn, hazelmuis, eikelmuis (winterslaap) en boommarter rechtstreeks afhankelijk van holle bomen voor hun nest- en schuilplaats. Steenmarter, bunzing en egel gebruiken gebruikende holle bomen als nest- en schuilplaats.
- Om veiligheidsredenen wordt de nabijheid van openbare wegen of drukke boswegen vermeden.
- Bij de samenstelling van de groepen wordt ernaar gestreefd om verschillende van de in het bestand aanwezige boomsoorten aan te duiden.
- De localisatie van deze groepen of individuen nabij open plekken is gunstig voor een aantal organismen (broedholen spechten, roest- en uitkijkplaatsen roofvogels, enkele soorten boktorren en houtwespen die als larve het dood hout gebruiken en als imago open plekken nodig hebben, bezonning van de staande dode stam is gunstig voor de ontwikkeling van een aantal insectenlarven, ...). Voor andere organismen (mossen, korstmossen, zwammen) is dan weer de aanwezigheid van een hoge luchtvochtigheid nodig. Bij de localisatie moet dus variatie in standplaats en microklimaat worden nagestreefd.
- De groepen komen regelmatig verspreid over het bosgebied voor op een onderlinge afstand die bereikbaar is voor de soorten die afhankelijk zijn van dood hout en oude bomen. Als concrete vuistregel geldt:
 - minstens 1 groep van 5 are in bestanden kleiner dan 2 ha,
 - minstens 1 groep van 10 are in bestanden tussen 2 en 4 ha,
 - naar verhouding een veelvoud van groepen van 10 are in bestanden groter dan 4 ha.

Deze groepen of de individuele bomen worden aangeduid in oudere bestanden. Praktisch gebeurt dit best ter gelegenheid van het hameren van oude bestanden, bv. ter voorbereiding van een lichtingskap.

4.1.1.2. Dood hout

Dode staande en liggende bomen leveren een belangrijke bijdrage aan de biodiversiteit en stabiliteit van het boscysteem (Verbeke, 1989):

- Ongeveer 20 % van het aantal soorten van de bosfauna is rechtstreeks afhankelijk van dood hout.
- Er vindt een successie plaats in de tijd van soorten die het dode hout koloniseren: blauwschimmels, zachtrotters, zwammen, bastkevers, boktorren, vliegen, muggen en diverse andere insecten, kortschildkevers, spechten, spitsmuizen, slakken, diverse keversoorten,
- Het vormt een standplaats voor allerlei epifyten die op de bodem te veel licht-, voedsel- en wortelconcurrentie ondervinden en van een specifieke groep epixylen die op vochtig dood hout groeien. Het gaat om verschillende mossoorten, varens, hogere planten en korstmossen.
- Het speelt een belangrijke rol in de mineralenkringloop. De voedingsstoffen die door de vegetatie worden opgenomen zijn afkomstig van de minerale bodem, depositie en dood organisch materiaal. Dood hout vervult daarenboven een belangrijke reservoirfunctie van voedingsstoffen. Jaarlijks wordt een vijfde tot een kwart van de opgenomen voedingsstoffen opgeslagen in het geproduceerde hout.
- De afbraak van dood hout leidt tot een hoger humusgehalte van de bodem, verbetert de bodemstructuur omdat het leidt tot een beter waterhoudend vermogen, meer gasuitwisseling, betere doorworteling, meer dierlijke activiteit,
- De aanwezigheid van dood hout zorgt algemeen voor het ontstaan van nieuwe micromilieus die doorgaans iets zuurder zijn dan de omgeving waardoor er een variatie ontstaat in de vegetatie.
- Dode of kwijnende bomen zijn van belang voor spechten. Spechten hakken actief hopen. Naarmate het aantal soorten spechten en het totaal aantal spechten toeneemt stijgt de totale dichtheid van alle hopenbroedende vogelsoorten. Enkel spechten zijn in staat om hopen te maken die langer dan 1 seizoen meegaan. Matkop en kuifmees zijn in staat kleine nestholten uit te hakken in rot hout. Deze holten zijn daarom meestal het volgende seizoen niet meer te gebruiken. De belangrijkste hopenbroedende vogelsoorten in Vlaanderen zijn de diverse mezensoorten, grauwe vliegenvanger, bosuil, gekraagde roodstaart, boomklever en holenduif.
- Een ideale stam die de zwarte specht verkiest om een hol uit te hakken heeft een diameter van 40 cm à 45 cm op 8 m tot 12 m hoogte. De soort heeft ook een voorkeur voor beuk. Het moet een opmerkelijke boom zijn (bv. de enige beuk in een naaldbos, een stambreuk op grote hoogte, ...). De nestboom bevindt zich daarenboven meestal nabij een open ruimte. Spechten kunnen meerdere jaren na elkaar op dezelfde plaats voorkomen. De zwarte specht zelfs verschillende opeenvolgende generaties. Kleine bonte specht verkiest meestal dode zijtakken van populieren. Andere spechtsoorten kiezen meestal zachte houtsoorten of hakken hun nest uit ter hoogte van een dode takoksel.
- Ook een reeks reptielen en amfibieën gebruiken dood hout als schuilplaats of om te overwinteren: vuursalamander, kleine watersalamander, vinpootsalamander, alpenwatersalamander, gewone pad, gladde slang.
- En tenslotte is dood hout belangrijk voor een reeks mossen en zwammen.

Veranderende hoeveelheden doorheen de geschiedenis.

Door het verschuiven van de klemtoon van hak- en middelhoutbeheer naar hooghoutbeheer en veranderingen in de houtvraag is er volgens Tack, et al. (1993, p. 221) nog nooit zoveel dood hout in het bos geweest als vandaag.

Deze toename vond vooral plaats sinds de tweede wereldoorlog (Speight, 1989) doordat wegens het toenemend gebruik van o.a. stookolie de vraag naar brandhout afnam. Bij dit hooghoutbeheer lag de nadruk echter vaak op laagdunning en korte bedrijfstijden zodat de toename van dood hout beperkt bleef, dan nog vooral tot de kleinere diameters. Een deel van de soorten die specifiek gebonden zijn aan dood hout zijn dus door het intensieve gebruik van de bossen reeds een paar eeuwen geleden achteruit gegaan en konden zich enkel in geïsoleerde populaties in moeilijk toegankelijke bosgebieden in stand houden. Herkolonisatie is moeilijk wegens het ontbreken van dood hout van grote afmetingen. Hierin speelde niet alleen het toepassen van laagdunning en korte bedrijfstijden een rol, maar ook enkele andere factoren:

- **Verplichte bestrijding van schadelijke organismen:**

Het Koninklijk besluit van 19 november 1987 betreffende de bestrijding van planten en voor plantaardige producten schadelijke organismen, legt maatregelen op voor de bestrijding van enkele insecten en schimmels die op sommige boomsoorten voorkomen.

In loofhout is dit beperkt tot de bestrijding van schorskevers (*Scolytus scolytus* F. of *Scolytus multistriatus* Marsh) die de iepenziekte (*Ceratocystis ulmi* (Buism.) C. Moreau) verspreiden. Het is verplicht om zieke bomen te vellen en te ontschorsen en schors, takken of niet ontschorst hout te verbranden.

In praktijk heeft de ziekte een dergelijke omvang aangenomen dat het gebruik van de olm in Vlaanderen als nevenboomsoort bijna niet meer wordt gebruikt. Er werd onderzoek opgestart naar het voorkomen van resistente populaties.

Populieren die werden aangetast door de populierkanker (*Xanthomonas populi* Ridé) moeten geveld worden.

In naaldhout worden maatregelen opgelegd voor de bestrijding van de sparrenschorskever of letterzetter (*Ips typographus* L.) (vnl. op spar), de nonvlinder (*Lymantria monacha* L.) en de dennebladwespen (*Diprion* spp.).

Aangetaste naaldbomen moeten geveld en ontschorst worden. Naaldhout dat in de maanden juni, juli en augustus nog in het bos ligt moet worden gestreept of ontschorst.

Op grove den kunnen ook problemen optreden met de dennescheerder (*Tomicus piniperda*), kleine dennescheerder (*Tomicus minor*) en grote dennesnuitkever (*Hylobius abietis*). Hiertegen zijn echter geen wettelijke maatregelen vereist.

Het risico op plagen heeft veel te maken met de aanwezigheid van homogene naaldbossen. Plots grote hoeveelheden dood naaldhout met schors achterlaten in naaldbossen leidt tot een toename van schorskevers zodat de natuurlijke vijanden in onvoldoende mate toenemen. Een te hoog aantal schorskevers betekent ook een gevaar voor de gezonde bomen. In gemengde bossen is het risico op een epidemie veel kleiner. N.a.v. de zware stormen in de winter 1990-1991, waar de verwerking van een groot deel van het geveld

hout meer dan een jaar aansleepte of zelfs nooit gebeurde, werd trouwens vastgesteld dat de gevreesde epidemie nauwelijks plaatsvond. Er kunnen dan ook vragen gesteld worden bij het nut van een gedeelte van de fytosanitaire wetgeving.

- **Brandgevaar:**

Brandgevaar is in Vlaanderen vooral afhankelijk van de aanwezigheid van naaldbossen, de weersomstandigheden en recreatie. Indien in naaldbos veel dood takhout of kleine sortimenten dood hout voorkomen in slecht gedunde bestanden verhoogt het brandgevaar, hoewel dit ook sterk afhankelijk is van de dikte van de graszode en de bijmenging van loofhout.

- **Kapitaalverlies door het niet oogsten:**

De mate waarin dit kapitaalverlies optreedt hangt af van de beschouwde termijn en de kwaliteit en sortimenten van het beschikbare dode hout.

Deze combinatie van oorzaken had ook psychologische gevolgen. Het bosbeeld dat de afgelopen decennia ontstond heeft een netjes verzorgd uitzicht. Dode bomen en afgebroken stammen zien er slordig uit. Het veranderen van dit bosbeeld heeft dus wat tijd nodig.

Hoeveel dood hout en welke afmetingen zijn gewenst?

In de Vlaamse bossen staat gemiddeld 3,1 m³ dood hout per ha (tabel 3.3). Er staan gemiddeld 37 dode bomen per ha. De gemiddelde diameter van dode loofbomen bedraagt 12,5 cm en van dode naaldbomen 13,6 cm. Een spreiding van de gemiddelde diameter naargelang de boomsoort wordt gegeven in Figuur 3.4

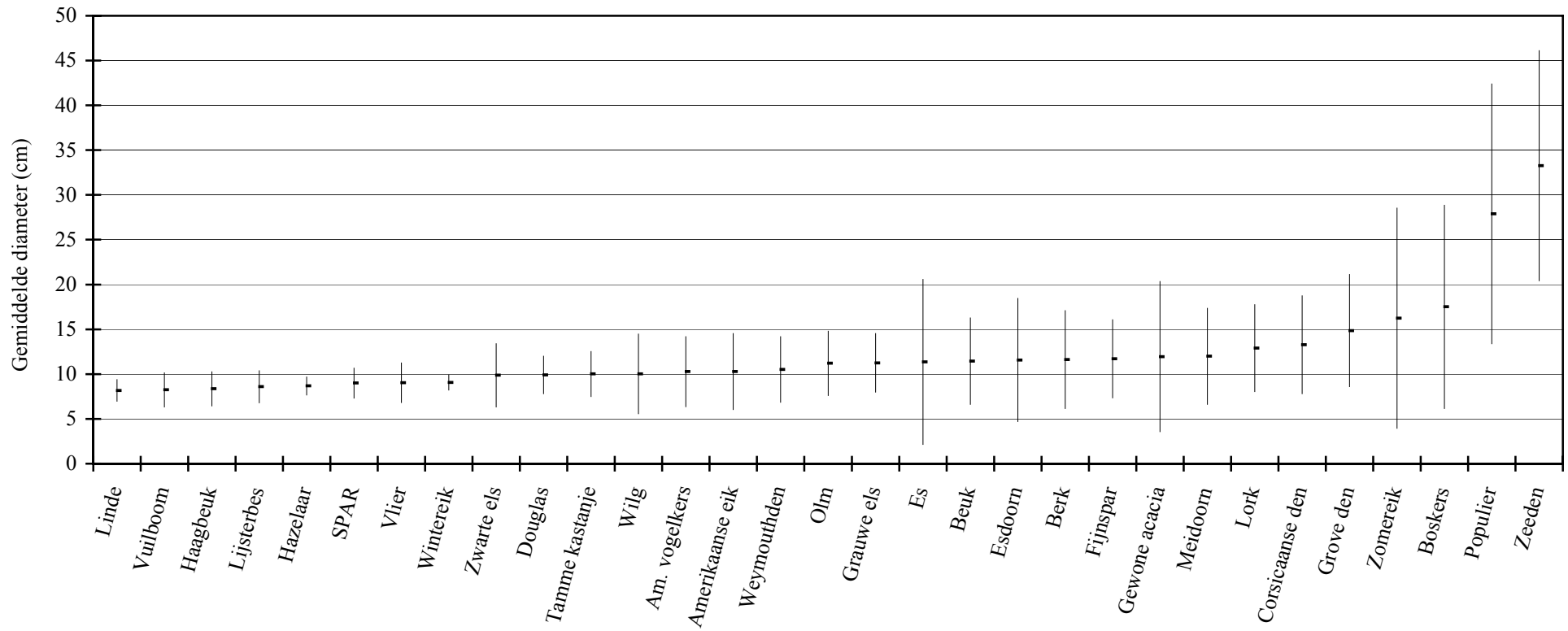
Daarnaast komt er ook nog een hoeveelheid liggend dood hout voor. Hierover bestaan geen exacte meetgegevens. Aan de hand van de vegetatieopnames gemaakt in het kader van de regionale bosinventarisatie wordt geschat dat er ongeveer evenveel liggend dood hout in de Vlaamse bossen voorkomt als staand dood hout.

De totale hoeveelheid dood hout in de Vlaamse bossen wordt dan ook geschat op 6 m³/ha, of 2,5 % à 3 % van het gemiddeld bestandsvolume.

Tabel 3.3: Staand dood hout in de Vlaamse bossen (bron: afdeling Bos & Groen, 1999)

Bestandstype	Grondvlak (m ² /ha)	Volume (m ³ /ha)	Aandeel t.o.v. gem. bestandsvolume (%)	Aantal opgemeten proefvlakken
Loofbos	0,5	2,8	1,3	1342
Naaldbos	0,6	3,5	1,5	959
Gemengd bos	0,5	3,8	1,9	304
Gemiddeld	0,5	3,1	1,4	2605

Uit de ecologische vereisten van (zeldzame) soorten die afhankelijk zijn van dood hout is op te maken dat deze voornamelijk dik dood hout nodig hebben (cfr. spechten en vleermuizen). Zowel staand als liggend dood hout is nodig. Het vormt gedurende verschillende jaren een stabiel milieu dat slechts langzaam uitdroogt.



Figuur 3.4: Gemiddelde diameter (\pm standaardafwijking) van staand dood hout (bron: eerste regionale bosinventarisatie).

Het is daarbij ook van belang dat er dood hout van verschillende boomsoorten voorkomt. Verschillende soorten hebben een verschillende afbraaksnelheid.

In de literatuur worden heel uiteenlopende cijfers gegeven over de hoeveelheid dood hout die in het bos gewenst is. Ammer (1991) geeft als streefdoel op middellange termijn in beheerde bossen 5 à 10 m³/ha, terwijl voor bosgedeelten die slechts extensief beheerd worden, bv. omdat ze moeilijk bereikbaar zijn, 15 à 30 m³/ha mogelijk moet zijn. Minstens de helft van de totale hoeveelheid dient daarbij telkens staand dood hout te zijn. De ideale hoeveelheid dood hout in het multifunctionele bos is daarenboven afhankelijk van de leeftijdsfase, de groeiplaats, de boomsoort,... Er dient te worden opgemerkt dat ook de manier van meten verschilt. Naargelang de auteur worden al dan niet stronken, staakhout tot dode takken in de kronen meegerekend, of gaat het om cijfers uit natuurbossen en zeer oude bossen. Cijfers zijn dus relatief. In het advies over criteria voor duurzaam bosbeheer (Mina-raad, 1998) wordt een hoeveelheid dood hout van 4 % van het totale houtvolume in het bestand vooropgesteld, zo goed mogelijk gespreid over alle dimensies en passend binnen de vooruitgang van het beheerplan.

Verspreiding van dood hout in natuurlijke bossen gebeurt meestal via een onregelmatig patroon. Dit patroon is van belang voor de verspreidingsmogelijkheden van soorten die afhankelijk zijn van dood hout. De meest gunstige situatie voor kevers is bv. dat alle stadia van dood hout voorkomen op een schaal van 1 ha tot enkele tientallen ha (Hekhuis et al., 1994).

Praktisch

Conclusie van dit alles is dat er nood is aan meer dood hout, zowel staand als liggend, van voldoende dikte en van verschillende boomsoorten, en dat dit aanbod continu ter beschikking moet zijn. Een plotse toename op plaatsen waar momenteel geen dood hout aanwezig is, is bij weinig mobiele keversoorten enkel gunstig voor de uitbreiding van algemene soorten. Waar wel reeds zeldzame soorten aanwezig zijn, is een plotse toename gunstig voor alle soorten. Essentieel is echter de continuïteit in het aanbod.

In de openbare bossen wordt daarom gekozen om in te spelen op opportuniteiten, namelijk:

- In alle bestanden beschadigde en doodgebliksemde bomen laten staan. Hiervoor worden specifieke onderrichtingen gegeven ter gelegenheid van het aantekenen van dunningen en in de bijzondere verkoopvoorwaarden.
- Bij catastrofes (o.a. windval) of niet besmettelijke aantastingen (o.a. eikensterfte) niet alle getroffen bomen verwijderen.
- Toepassen van de selectieve hoogdunning. Dit impliceert dat wegwijnende bomen die geen concurrent zijn van mogelijke toekomstbomen niet verwijderd moeten worden.

Op termijn zal er steeds een geleidelijke toename van vers dood hout zijn door het afsterven van de individuele bomen of cellen van bomen die werden aangeduid om hun natuurlijke leeftijdsgrens te bereiken (3.7.1.a.).

De evolutie wordt nagegaan door de hoeveelheid dood hout te meten bij het opmaken van bestandsinventarissen. In de bestandsfiche wordt ruimte voorzien om voldoende kenmerken van dood hout te noteren. Het richtcijfer uit de discussies rond de criteria voor duurzaam bosbeheer impliceert dat ongeveer een verdubbeling van de aanwezige hoeveelheid dood hout

nodig is. Dit moet bekeken worden op niveau van een boscomplex. Wordt deze verdubbeling niet binnen de planperiode gehaald, dan wordt actief ingegrepen (vellen, ringen).

Bij de lokalisatie van dode bomen wordt telkens de afweging gemaakt met de wettelijke voorschriften inzake fytosanitaire maatregelen en wordt steeds rekening gehouden met de veiligheidsaspecten (in het bijzonder langsheen openbare wegen) en met de recreatieve aspecten (natuurbeleving) door een aantal bomen op vanaf de weg zichtbare plaatsen te lokaliseren.

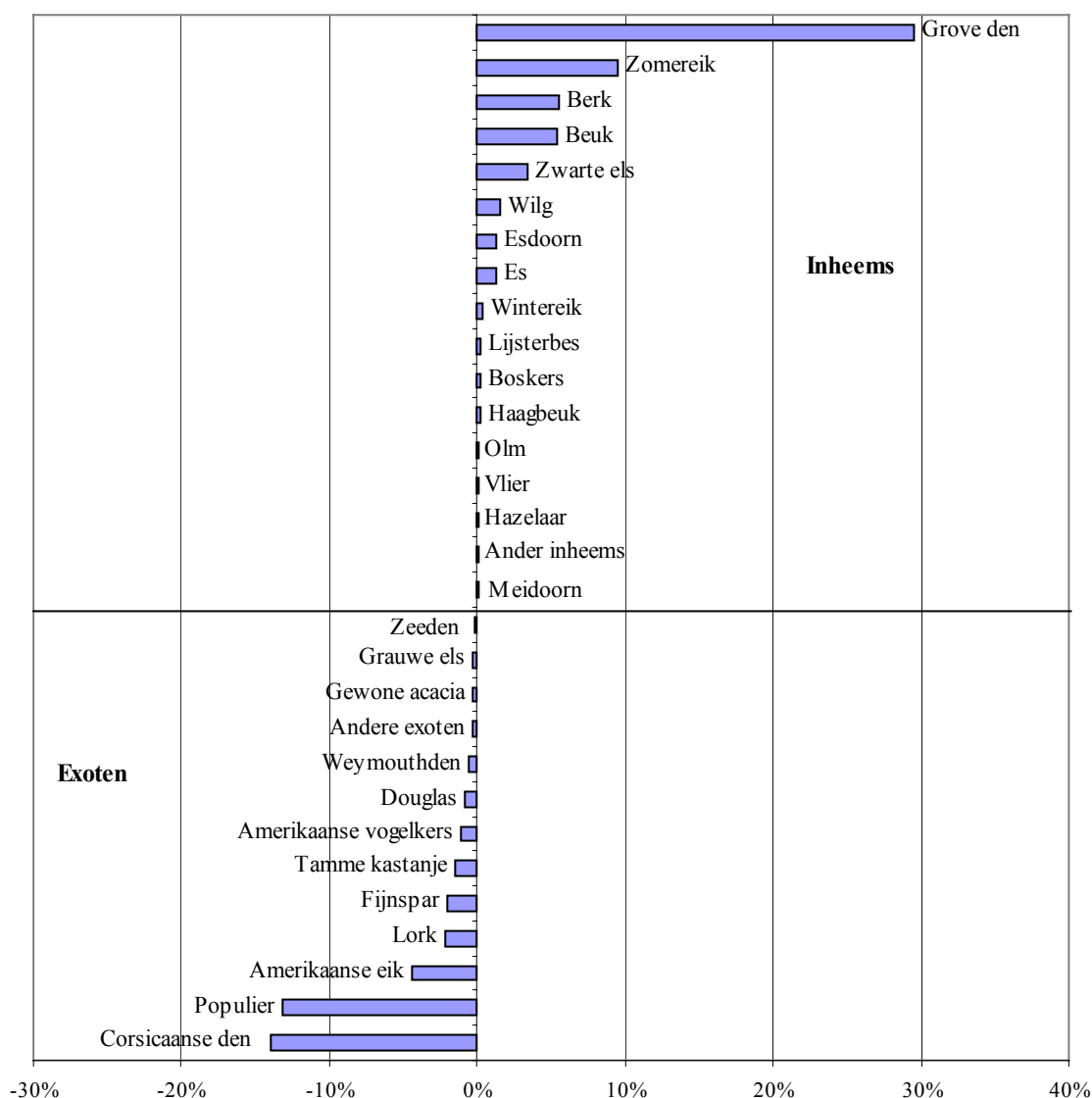
4.1.2. Inheems en natuurlijk

4.1.2.1. Het belang van inheemse en autochtone boomsoorten

Doorheen de eeuwen zijn in onze gewesten niet-inheemse boomsoorten aangevoerd. Zo blijkt uit de eindresultaten van de regionale bosinventarisatie (afdeling Bos & Groen, 2001) dat 47 % van de som van het grondvlak van alle opgemeten bomen afkomstig is van niet inheemse boomsoorten (met inbegrip van populierenklonen, zie Figuur 3.5).

Het belang van inheemse boomsoorten in de bosbouw wordt pas de laatste decennia benadrukt. Exoten worden in onze streken vanaf de 17^{de} eeuw aangeplant in bosverband. Daarenboven vonden reeds van voor het begin van onze tijdrekening grootschalige ontbossingen plaats in verschillende golven, zodat het aanwezige genetisch materiaal sterk werd verarmd. Vooral in de tweede helft van de 19^{de} eeuw en de eerste helft van de 20^{ste} eeuw werden massaal exoten aangeplant in homogene bosbestanden. Tegelijk wordt bij de verjonging van inheemse bestanden materiaal gebruikt van herkomsten die soms een paar duizend kilometer verwijderd liggen.

In de discussie over ‘inheemse soorten’ en de gewenste streefdoelen is enig relativisme op zijn plaats. Het aanplanten van exoten gebeurde in een andere tijdsgeest waar andere doelstellingen primeerden en de stand van de kennis zich op een ander niveau bevond. Het is NIET de bedoeling een exotenjacht te openen. Het is wel de bedoeling om in het kader van deze beheervisie meetbare en haalbare doelstellingen voorop te stellen.



Figuur 3.5: Verdeling van het grondvlak (%) van de in Vlaanderen aanwezige inheemse en uitheemse boomsoorten (afdeling Bos & Groen, 2001).

Definities

- **Inheems:** Een plantensoort is inheems in een bepaalde streek indien ze er niet door een directe of indirecte menselijke handeling is terecht gekomen (Maes en Rövekamp, 1998).
- **Autochtoon of oorspronkelijk inheems:** plantmateriaal (dus NIET plantensoort) dat zich sinds zijn spontane vestiging na de ijstijd ter plekke altijd natuurlijk heeft verjongd, of kunstmatig verjongd is met strikt lokaal oorspronkelijk materiaal.
- **Archeofyt:** plantensoort die eeuwen geleden (prehistorie tot middeleeuwen) door de mens al dan niet opzettelijk werd ingevoerd en die zich spontaan kan instandhouden.
- **Ingeburgerd:** plantensoort die door de mens al dan niet opzettelijk werd ingevoerd en die zich spontaan kan instandhouden.

- **Herkomst:** in de ontwerpversies van de hernieuwde OESO en EU regelgeving inzake bosbouwkundig teeltmateriaal worden 4 categorieën voorzien (Van Langenhove et al., 1997):
 - **Gekende bron:** teeltmateriaal afkomstig van uitgangsmateriaal dat ofwel een zaadbron of een bestand kan zijn gelokaliseerd in één enkel herkomstgebied en dat voldoet aan welbepaalde vereisten.
 - **Geselecteerd:** teeltmateriaal afkomstig van uitgangsmateriaal dat een bestand is, gelokaliseerd in één enkel herkomstgebied en dat fenotypisch geselecteerd is op het niveau van de populatie en dat voldoet aan welbepaalde vereisten.
 - **Gekwalificeerd:** teeltmateriaal afkomstig van uitgangsmateriaal dat bestaat uit zaadtuinen, ouders van families, klonen of mengsels van klonen. De componenten van dit uitgangsmateriaal zijn fenotypisch geselecteerd op individueel niveau en voldoen aan welbepaalde vereisten. Testen zijn nog niet ondernomen of vervolledigd.
 - **Getoetst:** teeltmateriaal afkomstig van uitgangsmateriaal dat bestaat uit bestanden, zaadtuinen, ouders van families, klonen of mengsels van klonen. De componenten van dit uitgangsmateriaal hebben hun superioriteit bewezen door genetische evaluatie of door vergelijkende proeven die voldoen aan welbepaalde vereisten.

In "De catalogus van de Belgische uitgangsmaterialen voor de bosbouw" wordt voor elk zaadbestand ook de **oorsprong** vermeld en gedefinieerd als "de bepaalde plaats waar zich een autochtone boompopulatie bevindt of de plaats waarvan een ingevoerde boompopulatie oorspronkelijk afkomstig is". Er worden drie categorieën onderscheiden: (1) niet gespecificeerd (2) autochtoon (indigee, oorspronkelijk inheems), en (3) niet autochtoon. Volgens deze catalogus zijn bv. alle erkende zaadbestanden van beuk opgebouwd uit autochtoon basismateriaal, maar voor de zaadbestanden in het Zoniënwoud is met zekerheid geweten dat dit niet het geval is. "Oorsprong" zegt dus iets over het inheems of autochtoon karakter van het plantmateriaal maar de informatie is niet altijd correct.

Waarom inheemse of autochtone boomsoorten bevoordeligen?

1. Omwille van natuurbehoudsmotieven.

- Natuurbehoud is "het instandhouden, herstellen en ontwikkelen van de natuur en het natuurlijk milieu door natuurbescherming, natuurontwikkeling en natuurbeheer en het streven naar een zo groot mogelijke biologische diversiteit in de natuur" (Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu van 21.10.1997, art. 2, 10°). Biologische diversiteit omvat volgens art. 2, 2° "de variabiliteit onder levende organismen van allerlei herkomst, met inbegrip van onder andere terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken; dit omvat mede de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen". Er zijn dus drie niveaus van biologische diversiteit: genomische diversiteit, soortendiversiteit en ecosysteemdiversiteit. Bevoordeligen van autochtone soorten betekent dan ook zorg dragen voor de genomische diversiteit en helpt zo tot het instandhouden van de natuur, natuurbehoud in de meest fundamentele betekenis van het woord (Van Den Berge, 1997). Behoud van genomische diversiteit bij autochtone houtige gewassen leidt automatisch tot de instandhouding van de soortendiversiteit. Aangezien tal van levende organismen rechtstreeks of onrechtstreeks met houtige gewassen verbonden zijn, heeft het behoud ervan een impact op het niveau van ecosysteemdiversiteit.

- Behoud van inheemse soorten leidt tot het behoud van potenties om te voldoen aan de noden en verwachtingen van toekomstige generaties (concept van 'behoud' in de World Conservation Strategy, 1980). In dit licht vormt de biologische diversiteit de basis voor de veredeling van soorten en variëteiten van technisch en economisch belang (Helsinki resolutie II, 1993). De genomische diversiteit zorgt er ook voor dat een soort in staat is om veranderingen in klimaat of milieu te overleven of minder vatbaar is voor ziekten.

2. Inheemse soorten, maar vooral autochtoon materiaal zijn het best aangepast aan de standplaats.

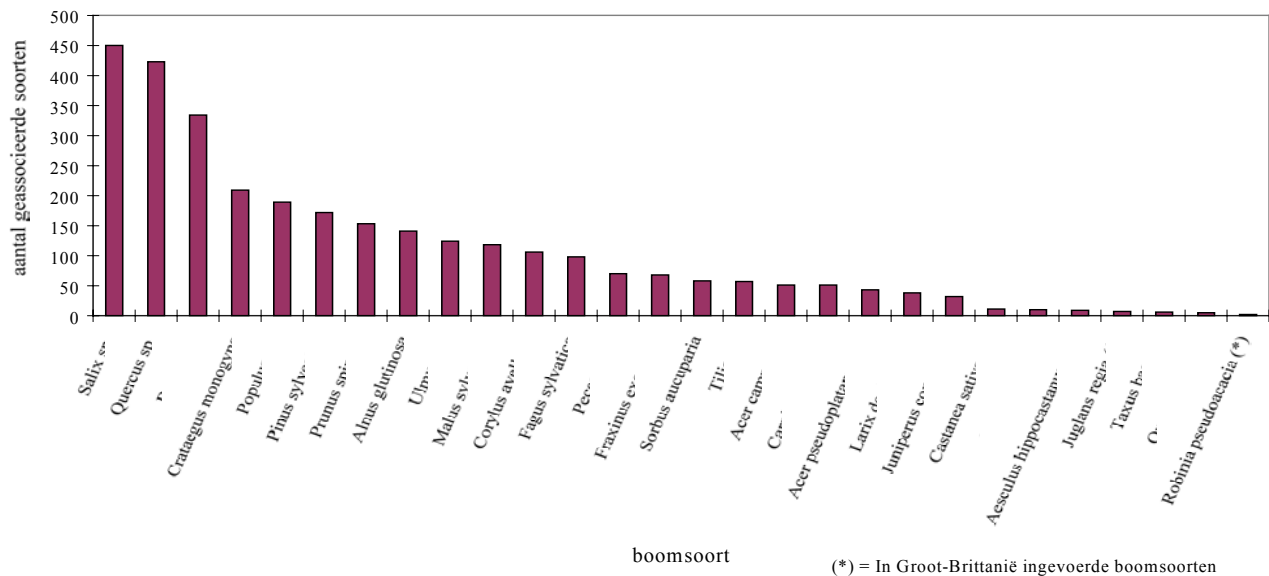
Het concurrentievoordeel bij de vestiging van bomen wordt bepaald door het gedrag t.o.v. enkele milieufactoren (Ebert, 1996):

- klimaat (temperatuur, neerslag, luchtvochtigheid, droogte, vorst, ...),
- tijdstip van de zaadzetting en vruchtvorming,
- bodem (voedingsstoffen, bodemvochtigheid): bij een bepaalde bodemtoestand groeit de boom stabiel,
- ziekte (schimmels, insecten),
- wildvraat (bittere smaak, gifstoffen).

Vele eeuwen van natuurlijke selectie leidden tot soorten die zeer goed zijn aangepast aan de standplaats. Een aantal van deze kenmerken worden zeer sterk erfelijk bepaald: klimaatresistentie, tijdstip van uitlopen, rechtheid van de stam, hoek van de takken t.o.v. de stam. Voor deze kenmerken droeg de selectie door de mens gedurende verschillende generaties bij tot de aanpassing van de soort aan de standplaats. Bevorderen van inheemse soorten en autochtoon materiaal geeft deze dan ook de kans om zich te blijven aanpassen aan de lokale omstandigheden, hoewel dit in het licht van klimaatswijziging en standplaatswijzigingen wat dient gerelativeerd te worden.

3. Inheemse soorten vormen een ecosysteem op zich waaraan een reeks begeleidende soorten zich hebben aangepast.

Ze vormen een leefmilieu voor insecten, epifyten, schimmels, hebben een invloed op de strooiselvorming en het bodemleven, zijn bepalend voor het voorkomen van mycorrhizza, ... Hoe langer een boomsoort voorkomt, hoe groter de kans dat ongewervelden via coëvolutie aan de boomsoort gebonden zijn (zie Figuur 3.6).



Figuur 3.6: Aantal soorten insecten en mijten voorkomend op verschillende boomsoorten in Engeland (bron: Kennedy & Southwood, 1984).

4. Zorg voor inheemse en autochtone soorten wordt door enkele internationale verdragen opgelegd.

Het Verdrag inzake biologische diversiteit (Rio de Janeiro, 05/06/1992; voor België van kracht op 20/02/1997) beoogt het behoud van de biologische verscheidenheid, het duurzaam gebruik van bestanddelen ervan en de eerlijke verdeling van de voordelen die voortvloeien uit het gebruik van genetische rijkdommen. Verdragsluitende landen moeten volgens het verdrag hiervoor nationale strategieën uitwerken en deze doelstellingen laten doorwerken naar andere sectoren dan louter het natuurbehoud. Het is duidelijk dat ook bosbouw hier wordt aangesproken.

Verschiedende resoluties van de ministeriële conferenties ter bescherming van de bossen in Europa besteden aandacht aan dit thema (Straatsburg resolutie nr. 2; Helsinki resoluties nr. 1 en 2). Belangrijkste aandachtspunten zijn het in situ behoud van de totale genotypische variabiliteit door een aangepast bosbeheer en het ontmoedigen van soorten, herkomsten en variëteiten buiten hun natuurlijk verspreidingsgebied wanneer introductie waardevolle inheemse ecosystemen, fauna en flora kunnen bedreigen.

Praktisch wordt bij het toepassen van een selectieve hoogdunning het inheems karakter van een soort als bijkomend selectie criterium gebruikt. Een inheemse boom wordt bevoordeligd t.o.v. een exoot, zelfs indien er in bestanden gedomineerd door exoten een merkbaar kwaliteitsverschil aanwezig is tussen de inheemse soort en de exoot. Uiteraard wordt hiervan afgeweken indien een ander criterium op die plaats belangrijker is (bv. oude boom, nestboom, ...).

De vraag wat het percentage inheemse boomsoorten is waarnaar op bos- of bestandsniveau moet gestreefd worden, is gezien de uitgangstoestand in Vlaanderen eerder een retorische vraag. In het advies over de criteria duurzaam bosbeheer (Mina-raad, 1998) wordt 30 % vooropgesteld. In de discussies over de afbakening van het VEN wordt voor dit VEN 100 % vooropgesteld (diverse vergaderingen Mina-raad, 1999). In de discussies van de werkgroep die instond voor het opstellen van de beheervisie werd 80 % als aanvaardbare norm

weehouden. Het uiteindelijke streefcijfer is in eerste plaats een maatschappelijke keuze waarnaar gewerkt wordt.

Vast staat wel dat hoge streefcijfers slechts op lange termijn kunnen gehaald worden. Dit betekent periodes van meer dan honderd jaar, zodat de cyclus van een generatiewissel kan voltooid worden.

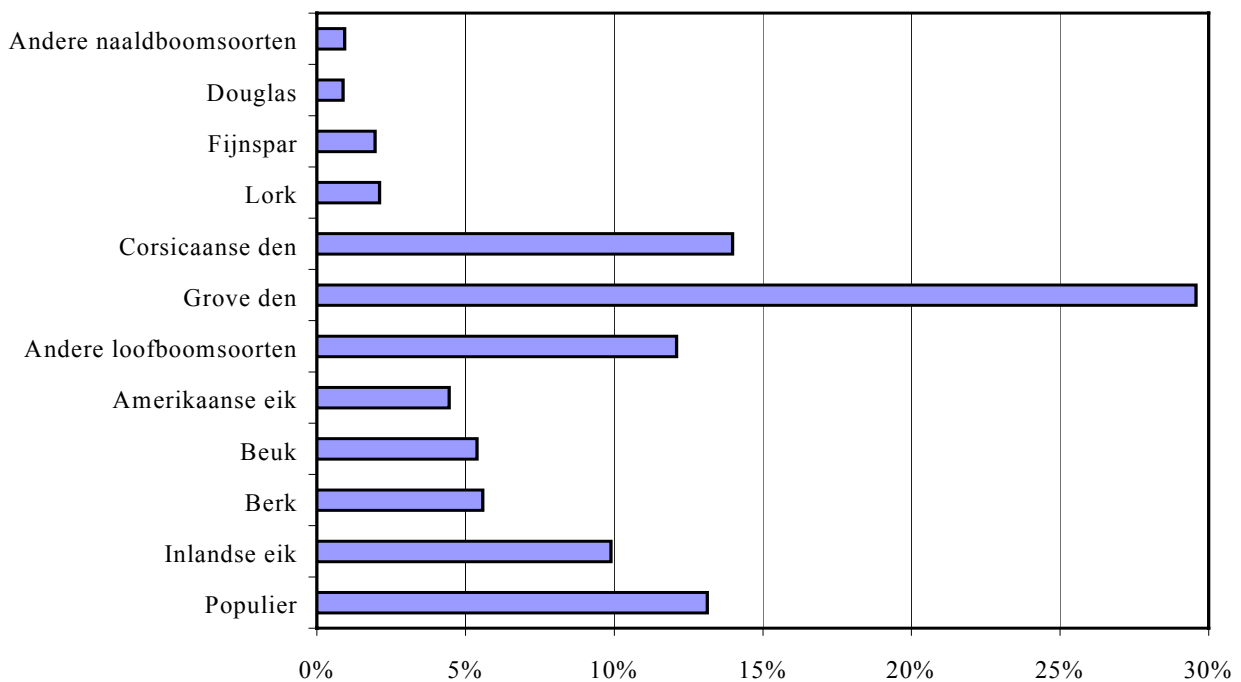
Door voldoende gedetailleerde inventarissen kan per planperiode of bij tussentijdse evaluaties nagegaan worden of er een merkbare vooruitgang optreedt. Indien niet, dan dient de planning grondig te worden bijgestuurd.

In de discussie rond het inheemse karakter van boomsoorten neemt de grove den een bijzondere plaats in. Omwille van de reeds hoger vermelde historische redenen beschikt Vlaanderen over een groot aandeel vrij homogene naaldbossen.

Tabel 3.4: Verdeling van de bosoppervlakte (%) volgens bestandstype (bron: afdeling Bos & Groen, 2001)

Bestandstype	Bosoppervlakte (%)
Loofbos (< 20 % bijmenging NH)	50,4
Gemengd loofbos (20 – 50 % bijmenging NH)	4,7
Naaldbos (< 20 % bijmenging LH)	36,0
Gemengd naaldbos (20 – 50 % bijmenging LH)	6,7
Te herbebossen (kap- en brandvlaktes)	0,6
Open ruimte binnen bos (o.a. wegen, lig- en speelweiden, hooiland, houtstapelplaatsen)	1,7

De belangrijkste boomsoort in het naaldhout en tegelijk de meest voorkomende boomsoort in Vlaanderen, is de grove den (Figuur 3.7). Hoewel over het al dan niet inheems zijn van de grove den tegenstrijdige visies bestaan, is de soort niet meer weg te denken uit het landschap. Homogene bestanden van grove den of andere naaldhout zijn in onze klimatologische omstandigheden echter niet natuurlijk. De afdeling Bos & Groen stelt principieel als standpunt dat de grove den als inheemse soort wordt meegerekend maar dat wordt gestreefd naar een groter aandeel inheems loofhout. Concreet gebeurt dit door in homogene bestanden steeds als minimumstreefdoel menging en ongelijkjarigheid voorop te stellen waarbij het grondvlak (op bestandsniveau) voor minstens 30 % uit inheemse loofboomsoorten bestaat. Per planperiode of tussentijdse evaluatie wordt nagegaan of de soortensamenstelling naar dit streefpercentage evolueert en wordt zonodig bijgestuurd.



Figuur 3.7: Oppervlakteaandeel (%) van de verschillende boomsoorten in een gemiddeld bosbestand in Vlaanderen (bron: afdeling Bos & Groen, 2001).

4.1.2.2. Natuurlijke versus kunstmatige verjonging

Via het proces van natuurlijke verjonging worden die soorten en individuen geselecteerd waarvan de vestigings- en overlevingsstrategieën het best aan de standplaats zijn aangepast. Daarenboven wordt de controle van het boombestand over de standplaats (inname van vrijgekomen ruimte, herstel van energiefluxen en voedingsketens, ...) slechts in geringe mate doorbroken. Het bos wordt structuurrijker en het hoge aantal zaailingen biedt later meer selectiemogelijkheden.

Het niet toepassen van bedrijfstijden en het ouder laten worden van bomen bevordert een succesvolle natuurlijke verjonging. Een natuurlijke verjonging verloopt immers gemakkelijker in oude bossen, behalve in zeer oude bossen waar de hoeveelheid en de kwaliteit van het zaad afnemen. In Vlaanderen geldt algemeen dat, indien men aanvaardt te wachten, natuurlijke verjonging zich op de meeste plaatsen vestigt, weliswaar niet altijd in de gewenste aantallen en met de gewenste soorten. Meer werken met natuurlijke verjonging is bijgevolg vooral het opbouwen van een traditie.

Uit praktijkberekeningen van natuurgericht beheerde bossen in Duitsland en Nederland waar maximaal gebruik wordt gemaakt van natuurlijke verjonging blijkt dat de kosten van de verjonging significant lager liggen dan klassiek beheerde bossen (Köpsell, 1983; Wieman & Hekhuis, 1996). De kosten verbonden aan de verjonging bestaan uit kosten verbonden aan terreinvoorbereiding, bodembewerking, planten en inboeten, en bescherming. De kosten voor alle onderdelen behalve wildbescherming liggen lager in kleinschalig natuurgericht beheerde bossen. Dit blijkt ook uit de eigen ervaringen (begroting afdeling Bos & Groen).

Er is geen significant verschil tussen de kosten voor de verpleging van de verjonging en jongwas in natuurgericht en klassiek beheerde bossen (Köpsell, 1983; Wieman & Hekhuis, 1996). Deze verpleging bestaat vooral uit zuiveren, vrijstellen van geselecteerde bomen, regeling van de boomsoortenmenging en eventueel snoeien. Voor een aantal soorten zijn deze maatregelen absoluut nodig om later stammen van een voldoende kwaliteit te verkrijgen (bv. edele loofboomsoorten als zoete kers of snelle jeugdgroeiers als lork). Over beuk en eik zijn de meningen verdeeld. Uit diverse praktijkvoorbeelden blijkt dat bestanden met als hoofdboomsoort grove den waar in de jeugd niet wordt ingegrepen en de eerste dunning pas gebeurt rond de leeftijd van 30 à 35 jaar voldoende potentiële toekomstbomen met goede stamkwaliteit aanwezig zijn.

Praktisch wordt in oudere bestanden door het toepassen van lichtingskappen, verjongingskappen of groepenkappen natuurlijke verjonging zo veel mogelijk gestimuleerd. Op plaatsen waar deze verjonging naar verwachting moeilijk zal slagen (dichte grasmat, dikke strooisellaag) kan een oppervlakkige bodemverwonding helpen. Oppervlakkige bodemverwonding is echter een hulpmiddel, geen doel op zich en wordt daarom beperkt tot ongeveer 10 % van de te verjongen oppervlakte, temeer omdat een belangrijk deel van het fijnwortelsysteem van de bomen zich in de strooisellaag bevindt. In bestanden waar de moederbomen uit de gewenste soortensamenstelling bestaan en in bestanden van inheemse soorten met een gekende herkomst wordt minstens 3 jaar gewacht vooraleer de natuurlijke verjonging wordt aangevuld met plantgoed. Op die manier verhoogt de kans op verspreiding van inheems materiaal.

Indien het aandeel niet-inheemse soorten in de natuurlijke verjonging te hoog is, dient actief ingegrepen te worden (bij de vrijstelling en dunning of door kunstmatige of gefusioneerde verjonging) om de inheemse soorten te bevoordelen.

De verpleging van de verjonging en de jongwas dient in te spelen op de aanwezige soorten en niet noodzakelijk over de hele oppervlakte te worden uitgevoerd. In verjongingen van grove den waar de keuze wordt gemaakt om een belangrijk aandeel grove den in het eindbestand te behouden wordt helemaal niet ingegrepen tot de eerste dunning op een leeftijd van 30 à 35 jaar.

Dit moet leiden tot een beheer dat beter inspeelt op natuurlijke processen en tegelijk minder kost. De evolutie wordt nagegaan door vergelijking van de oppervlakte natuurlijk verjongd bos versus aangeplant bos bij opeenvolgende beheerplannen.

Het autochtoon materiaal dat in de domeinbossen werd gevonden (Maes & Rövekamp, 1998, 1999) moet zo goed mogelijk beschermd en bevoordeligd worden. Het zijn immers de laatste relict en zijn potentiële moederbomen voor de uitbouw van nieuwe populaties. De locaties moeten worden opgenomen in de beheerplannen, evenals specifieke beheermaatregelen in functie van behoud en vermeerdering van dit genenmateriaal.

Echt autochtoon materiaal (zie definities) is voor een aantal soorten zeer zeldzaam geworden door de uitgebreide menging van genetisch materiaal in de bosbouw. In uitvoering van internationale verdragen (o.a. Straatsburg en Helsinki resoluties en het biodiversiteitsverdrag) zal aan enkele soorten bijzondere aandacht worden besteed door:

- een gerichte inventarisatie,
- het opzetten van een oogst- en teeltprogramma,

- de bescherming tegen vervuiling of verarming van genetische bronnen in zones met speciaal belang,
- een planmatige herintroductie.

De inventarisatie wordt in Vlaanderen projectmatig uitgevoerd en wordt gecoördineerd door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW).

Op middellange of lange termijn zullen zaadtuinen worden aangelegd met zaden, stekken of enten van autochtoon materiaal uit de streek. De locatie wordt zo gekozen dat geen andere (gecultiveerde) exemplaren van dezelfde soort in de omgeving aanwezig zijn om inkruisingen te vermijden. De aanleg van de zaadtuinen gebeurt door het IBW. De afdeling Bos & Groen zal hiervoor zo geschikt mogelijke terreinen ter beschikking stellen.

Op korte termijn wordt een procedure uitgewerkt voor het bemonsteren, oogsten, certificeren en opkweken van zaad voor gebruik in een bepaalde regio. Omdat genetisch onderzoek nog uitsluitend moet geven over de strikte interpretatie van het begrip "autochtoon" zullen de zaadtuinen in eerste fase worden aangelegd per regio. Op die manier wordt vermeden dat lokale populaties worden vermengd met ander materiaal.

Na publicatie van een uitvoeringsbesluit op art. 42 van het bosdecreet, waarbij de Richtlijn 1999/105/EG van de Raad van de Europese Unie van 22 december 1999 wordt geïmplementeerd, zal autochtoon materiaal een certificaat krijgen van de dienst Teeltmateriaal (vroegere NDALTP).

Het plantgoed van inheemse soorten dat wordt gebruikt op terreinen in beheer van de afdeling Bos & Groen wordt ingedeeld in 3 categorieën waar telkens aangepaste richtlijnen voor gelden. De eerste categorie omvat de courant aangeplante bosbomen waarvoor meestal een Europees certificaat nodig is. De tweede categorie omvat de courant aangeplante struiken en secundaire bomen. De derde categorie tenslotte omvat de zeldzame tot zeer zeldzame soorten. Alle niet vermelde inheemse boom- en struiksoorten vallen onder categorie 3.

Tabel 3.5: Overzicht van inheemse soorten die worden gebruikt op terreinen in beheer van de afdeling Bos & Groen.

Categorie 1: Inheemse soorten die vrij kunnen worden aangeplant. Ook voor deze soorten dienen op termijn eigen zaadbestanden (eventueel autochtoon) te worden erkend. Veel soorten behoeven nu reeds een herkomstcertificaat.	
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
Acer pseudoplatanus (*)	Gewone esdoorn
Alnus glutinosa (*)	Zwarte els
Fagus sylvatica (*)	Beuk
Fraxinus excelsior (*)	Gewone es
Pinus sylvestris (*)	Grove den
Prunus avium (*)	Zoete kers
Quercus robur (*)	Zomereik

Voor de met (*) aangeduide soorten is een herkomstcertificaat overeenkomstig de richtlijn 1999/105/EG van de Raad van de Europese Unie vereist.

Categorie 2: Inheemse soorten waar voorzichtigheid gewenst is bij het aanplanten. De soorten worden momenteel courant aangeplant. Een selectie van eigen zaadbronnen is prioritair.

De eerstvolgende 5 jaar zullen inspanningen worden geleverd om een eigen kweekprogramma op te zetten en een lijst van aanbevolen herkomst op te stellen. Eens dit op punt staat zal bij een aanplanting enkel autochtoon materiaal of materiaal van een aanbevolen herkomst worden gebruikt.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
Betula pendula (*)	Ruwe berk
Betula pubescens (*)	Zachte berk
Carpinus betulus (*)	Haagbeuk
Cornus sanguinea	Rode kornoelje
Corylus avellana	Hazelaar
Crataegus monogyna	Eenstijlige meidoorn
Populus canescens (*)	Grauwe abeel
Populus tremula (*)	Ratelpopulier
Quercus petraea (*)	Wintereik
Rhamnus frangula	Sporkehout
Sambucus nigra	Gewone vlier
Sorbus aucuparia	Wilde lijsterbes
Tilia cordata (*)	Winterlinde
Tilia platyphyllos (*)	Zomerlinde
Salix sp.	Wilgen

Categorie 3: Inheemse soorten waarvan enkel autochtoon materiaal wordt aangeplant na gunstig advies van het IBW. Als overgangmaatregel wordt de bestaande stock in de eigen kwekerijen gebruikt tot uitputting van de voorraad.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
Acer campestre	Spaanse aak
Cornus mas	Gele kornoelje
Crataegus spp., behalve monogyna	meidoorn
Euonymus europaeus	Wilde kardinaalsmuts
Genista spp.	heidebrem
Hippophae rhamnoides	Duindoorn
Ilex aquifolium	Hulst
Juniperus communis	Jeneverbes
Ligustrum vulgare	Wilde liguster
Malus sylvestris subsp. sylvestris	Wilde appel
Mespilus germanica	Mispel
Myrica gale	Wilde gagel
Prunus padus	Vogelkers

Prunus spinosa	Sleedoorn
Pyrus pyraster	Wilde peer
Populus nigra (*)	Zwarte populier
Rhamnus catharticus	Wegedoorn
Ribes spp.	Ribes
Rosa spp.	rozen
Rubus spp.	bramen
Sambucus racemosa	Trosvlir
Sarothamnus scoparius	Brem
Taxus baccata	Taxus
Ulex europaeus	Gaspeldoorn
Ulmus glabra	Ruwe iep
Ulmus laevis	Steeliep
Ulmus minor	Gladde iep
Vaccinium spp.	Bosbes
Viburnum opulus	Gelderse roos

De evolutie wordt nagegaan door het boomsoortenaandeel in opeenvolgende beheerplannen. Aanwezige exoten zijn volledig inpasbaar in natuurgericht beheerde bossen indien wordt gewerkt met natuurlijke verjonging, selectieve hoogdunning en indien tegelijk het aandeel inheemse soorten wordt opgedreven (systematisch benadelen van exoten bij de dunning of verpleging van de verjonging en inplanten van inheemse soorten). Voor een aantal soorten moet echter een aangepast beheer worden voorzien (zie 4.2.).

Het aanplanten van een niet-inheemse boomsoort is echter een introductie (het (on)bewust inbrengen van een soort buiten het natuurlijk areaal). Door het IUCN (1987) werden criteria geformuleerd om te bepalen of kan worden overwogen om een exoot te introduceren:

- er wordt een duidelijk en welomlijnd voordeel voor de mens of natuurlijke levensgemeenschappen verwacht,
- er bestaat geen inheemse soort die voor dat welbepaald doel gebruikt kan worden,
- er wordt een goede planning en wetenschappelijke begeleiding voorzien.

In Vlaanderen komen dergelijke situaties slechts uitzonderlijk voor. Hierbij valt op te merken dat een financiële meeropbrengst van exoten t.o.v. inheemse soorten, wat dus 'een welomlijnd voordeel voor de mens' oplevert, geen valabel argument is indien rekening wordt gehouden met alle kosten en met de onzekere situatie van de houtmarkt wanneer pas na vele decennia de kapleeftijd wordt bereikt.

Bij kunstmatige verjonging of aanplantingen gelden algemeen volgende richtlijnen:

- Bij een (eerste) bebossing zullen op maximum 20 % van de te bebossen oppervlakte niet-inheemse soorten of klonen worden gebruikt indien het belang ervan kan worden aangetoond (vnl. omwille van recreatieve redenen en een snelle opbouw van structuurvariatie). Bij een bebossing, herbebossing of boshernieuwing op arme zandgronden in de Kempen kunnen exoten echter een waardevolle (vooral vanuit economisch oogpunt) aanvulling op het natuurlijke soortenspectrum vormen. Tot deze arme zandgronden behoren de meeste Z-gronden. Hun pH ligt doorgaans lager dan 4.

Ook hier wordt dit beperkt tot maximum 20 % van de te verjongen oppervlakte. In grote boscomplexen van uitsluitend grove of Corsicaanse den kan individuele of groepsgewijze aanplant van exoten overwogen worden.

Tamme kastanje stelt weinig problemen bij de realisatie van de beheervisie en vormt een mooie aanvulling van het bosbeeld met een stilaan ingeburgerde soort. Ook voor de recreanten is het een zeer attractieve soort.

- De bebossing gebeurt steeds op een planmatige manier. Zeer concurrentiekrachtige soorten als Amerikaanse eik, douglas en robinia worden niet gebruikt. Bij gebruik van populier worden enkel multi-klonale aanplantingen gebruikt volgens de richtlijnen van het IBW (cfr. Richtlijnen IBW voor de populierenplanters). Het aandeel populier kan bij een eerste bebossing op landbouwgrond zonder problemen hoger liggen (bv. 50 %). Deze soort heeft immers zeer grote troeven in functie van de bodemontwikkeling en een snelle vorming van een bosklimaat en structuurvariatie.

Algemeen geldt steeds het stand-still principe. Inheems loofhout wordt bv. niet vervangen door naaldhout en homogene bestanden zijn ondergeschikt aan gemengde bestanden.

Autochtoon materiaal wordt op een planmatige manier gebruikt (zie hoger).

Bij het planten wordt rekening gehouden met de standplaatsgeschiktheid van de soorten (cfr. ecologische fiches IBW, in ontwerp).

4.1.3. Oeningen in het kronendak

Al dan niet permanente **open plekken** maken integraal onderdeel uit van een structuurrijk bos dat bestaat uit cellen met elk een ecologische eigenheid (zie 2.2.3). Gezien de intensivering van het bodemgebruik, bosvernietiging en bosversnippering zijn vooral de lichtminnende planten en houtachtige gewassen, typisch voor bosranden, zeer zeldzaam geworden (Van den Brecht & Tack, 1998). Alleen al vanuit vegetatiekundig oogpunt is aandacht voor open plekken, en dus de (interne) bosranden, nodig. Daarnaast zijn ook goed ontwikkelde mantels en zomen van kapitaal belang, zowel voor dieren als planten (Van Den Berge, 1994).

Eenzijds is er een gunstige micro-klimatologische invloed inzake o.m. bodem- en luchtvochtigheid en -temperatuur (windwerking). Anderzijds bieden mantelvegetaties in het algemeen en klimplanten in het bijzonder een veilige nest-, schuil- of slaapplek voor vogels en hogere dieren en maken heel wat ongewervelden (spinnen, vlinders, wespen) ervan gebruik voor hun overwintering. Heel wat soorten vinden er ook voedselplanten.

Uit onderzoek in enkele Europese bosreservaten blijkt dat het aandeel open plekken tussen de 5 en 15 % schommelt (zie 2.2.3) en dat dit vooral openingen zijn van 1 tot 1,5 maal de boomhoogte (zie 2.2.2). In bossen die groter zijn dan 50 à 100 ha (zie 2.2.3) worden bestaande openingen (bv. windval, mislukte verjongingsgroepen, onverharde (brand-)wegen, traject van hoogspanningsleidingen, ...) bij het toepassen van een selectieve hoogdunning actief uitgebreid. Bij de localisatie gelden volgende criteria (Van Looy et al., 1994):

- Er zijn momenteel geen belangrijke natuurwaarden in de bossfeer aanwezig.
- Er zijn ecologisch interessante gradiënten aanwezig, die de ontwikkeling van zeer waardevolle vegetaties in de open sfeer mogelijk maken (bv. geconcentreerd voorkomen van gradiënten in bodem, vochtgehalte en kwaliteit van uittredend kwelwater).
- Het perceel bevat potenties voor het herstellen van een bedreigd vegetatietype.

Aanwijzingen hiervoor zijn:

- aanwezige plantensoorten (zeldzame planten van open terreinen of indicatorsoorten van dergelijke vegetaties);
- specifieke vochthuishouding die het ontstaan van zeldzame open vegetatietypes mogelijk maakt;
- aanwezige zaadvoorraden (echt zeldzame soorten van heide en hooilanden kunnen veelal niet worden gerecupereerd via zaadvoorraden);
- Een spreiding van de keuze van plaats en specifiek vegetatiebeheer laat toe een grote verscheidenheid van vegetatietypes te bekomen.

Afhankelijk van de vegetatie wordt een aangepast beheer gevoerd.

Omwille van hun groot ecologisch belang zal het aandeel open plekken in de openbare bossen verhoogd worden. Onder 'open plekken binnen bosverband' worden alle open structuren verstaan met een individuele oppervlakte van maximaal 0,5 ha. Het kan onder meer gaan over verbrede wegranden, open oeverranden of vlakvormige plekken. Deze kunnen zowel van tijdelijke als permanente aard zijn. Afhankelijk van de potenties binnen het bos moeten de open plekken gezamenlijk 5 % tot 15 % van de totale oppervlakte innemen. Hun ligging dient doordacht gekozen te worden in functie van het vrijwaren en verhogen van de aanwezige natuurwaarden.

Een drietal doelstellingen kunnen onderscheiden worden voor open plekken binnen bosverband, namelijk:

1. Doelstelling = herstel van in Vlaanderen zeer zeldzame vegetaties op plaatsen waar herstel bijna zeker succesvol is.

Dit impliceert dat relictten of een zaadbank aanwezig zijn. Meestal vermeldt de Biologische Waarderingskaart deze gegevens nog. Het gaat dikwijls over beperkte oppervlaktes (veelal minder dan 1 ha).

In aanmerking komende BWK-eenheden (bron: natuurrapport 1999, p 6 e.v.) zijn vegetaties met gemiddeld minder dan 0,1 % aanwezigheid in Vlaanderen:

- Ce: vochtige of natte heide,
- Hn: zure borstelgrasvegetatie,
- M: alle moerasvegetaties met uitzondering van Mr (riet) en Hf (moerasspirea),
- Hk: kalkgraslanden,
- Hm, Hmo, Hme: Blauwgraslanden.

Het om te vormen bosperceel zal dikwijls uit slecht groeiend eerder marginaal bos bestaan zodat de omzetting bosbouwkundig makkelijk verteerbaar zou moeten zijn (qua fysieke arbeid kan het wat anders zijn).

Het omzetten van biologisch waardevolle bossen (die dikwijls even zeldzaam zijn) naar deze vegetaties gebeurt natuurlijk niet (vb. kalkbeukenbos naar kalkgrasland of ontbossen van biologisch waardevol oud Ferrarisbos).

2. Doelstelling = behoud of creatie van zeldzame struweelvegetaties.

BWK types:

- Sg: brem en gaspeldoorn,
- Sp: doornstruweel,
- Sk: struweel op kalkhoudende bodem,

- Sm: gagelstruweel,
- So: vochtig wilgenstruweel op venige, voedselarme, zure bodem,
- Sd: duindoornstruweel.

Deze types struweel zijn in Vlaanderen eveneens zeer zeldzaam (< 0,1 %).

Aangezien struwelen op basis van de definitie in het bosdecreet als bos te beschouwen zijn, kunnen we bij de creatie van struweel door kapping van bomen niet van ontbossing spreken. In kader van bosrand- en bospadenbeheer (creatie externe en interne randen) kan heel wat struweel bij gecreëerd worden. Regelmatig ingrijpen moet spontane evolutie naar gesloten bos waar nodig vermijden.

Actief omvormen van struwelen tot opgaand bos (door beplanting) wordt vermeden. Struweelvorming kan eveneens door spontane verbossing van terreinen (eventueel na afgraving teeltlaag). Bij verder 'niets doen' beheer kan dit struweel uiteindelijk tot gesloten bos ontwikkelen.

Als netto resultaat moet de oppervlakte struweel in de openbare bossen de komende jaren toenemen.

3. Doelstelling = creatie van (semi)-permanente open ruimtes.

Open plekken vervullen een belangrijke functie voor fauna en flora (zoomplanten, vlinders, amfibieën en reptielen, ...). De aanleg van een open plek gaat veelal gepaard met creatie van zoom- en mantelvegetatie als geleidelijke overgang van de open plek naar het gesloten bos. De lokalisatie van een te creëren open plek kan gebeuren op basis van aanwezige potenties (rode lijst-soort, bospoel, ...), na polsen van plaatselijke natuurdeskundigen (wetenschappers, bos- en natuurwachters, natuurverenigingen, ...) en/of het raadplegen van vakliteratuur (vb. zuidexposities genieten de voorkeur). Interne en externe bosranden vallen eveneens onder deze categorie.

Regelmatig voorkomende open plekken spelen tegelijk een belangrijke rol als wildweide (Wiersema, 1977):

- Het wild beschikt over licht verteerbaar voedsel.
- De spreiding van het wild wordt bevorderd waardoor de kans op een betere benutting van het natuurlijk voedselaanbod aanmerkelijk toeneemt.
- De druk van de wildstand op plantsoen en verjonging vermindert.
- Het tellen van het wild en het realiseren van een planmatig afschot wordt vergemakkelijkt. Een wildweide is echter duidelijk verschillend van een wildakker. Er worden geen wildakkers aangelegd binnen het bos.

Bij het creëren van open plekken dienen maximum grenzen in acht te worden genomen, anders krijgt de aanleg een karakter van een **kaalslag**. De uitvoering van een kaalslag betekent een grote verstoring van het bosecosysteem:

- Het microklimaat wordt sterk gewijzigd en is niet meer van het vrije veld te onderscheiden.
- Er treedt een sterke mineralisatie (afbraak van organisch materiaal) en nitrificatie (omzetting van organische stikstof via ammonium tot nitraatstikstof) op. Er is kort na de kaalslag een overmaat aan nutriënten beschikbaar dat door de aanplanting en kaalslagflora niet volledig kan worden benut. Een groot deel van de vrijgestelde nutriënten spoelt uit en is verloren. Vooral kalium is zeer mobiel. Onderzoek in Ravels toonde kaliumgebrek aan

bij zomereik na een kaalslag. In bossen die blootgesteld zijn aan hoge atmosferische stikstofdeposities leidt kaalslag tot zeer hoge nitraatconcentraties in het bodemwater die ook het grondwater kunnen bereiken. In hetzelfde onderzoek in Ravels werden concentraties van 150 tot 200 ppm gemeten in het bodemwater, terwijl de toegelaten concentratie voor drinkwater 50 ppm bedraagt.

- De transpiratie door de biomassa, die een sterk regulerende werking uitoefent op de hydrologie van het ecosysteem, valt weg na een kaalslag. Hierdoor ontstaat eerst een bodemvernatting en in een latere fase een geleidelijke uitdroging van de bodem door een toenemende verdamping.
- Er zijn sterk negatieve gevolgen voor heel wat dieren en planten (verlies aan biotoop, verbreken van voedingsverbanden, ...).

Indien er opnieuw geplant wordt, en er dus gebruik gemaakt wordt van het kaalslagsysteem, dan heeft dit ook een reeks bosbouwkundige nadelige gevolgen. Het leidt tot een systeem waarin bijna uitsluitend gebruik wordt gemaakt van kunstmatige verjonging met lichtboomsoorten na een voorbereidende bodembewerking. Hoewel op korte termijn snelle financiële winsten kunnen worden gerealiseerd is het daardoor op lange termijn een duur systeem. In praktijk wordt vooral snelgroeiend naaldhout of klonale Populieren aangeplant waardoor korte bedrijfstijden worden gebruikt. Op termijn leidt dit tot het verdwijnen van autochtoon materiaal. Achtereenvolgende kaalslagen leiden tot aanwasverliezen. Tenslotte oogt een kaalslag op esthetisch vlak evenmin fraai.

Kaalslag wordt niet toegepast. Onder kaalslag wordt verstaan het verwijderen van de bomen over een oppervlakte van meer dan 1 ha. Een uitzondering kan voorzien worden voor omvorming van populierenbestanden of bestanden van andere niet-inheemse boomsoorten. Toch wordt in de regel ook hier gepleit voor kleinschalige ingrepen zodat het nieuwe bos van bij de aanleg een mozaïek aspect krijgt.

In enkele gevallen kunnen meer grootschalige ingrepen worden toegepast:

- De omvorming van jonge aanplantingen van exoten op een niet geschikte standplaats kan door middel van een kaalslag gebeuren (vb. 30-jarig fijnsparbestand op drassige bodem).
- Pestsoorten zoals de Amerikaanse vogelkers worden best over grote oppervlakten planmatig bestreden.
- Aanwezigheid van populaties van soorten van grootschalige kappingen (nachtzwaluw, boomleeuwrik, ...). Ofwel worden in bossen op zandgronden sporadisch kaalslagen tot 3 ha toegepast in die bosgedeelten die ontstonden uit de meest recente heidebebouwingen. Deze plekken bezitten tegelijk de beste potenties voor tijdelijk herstel van typische soorten van open terreinen. Ofwel worden in de grote boscomplexen enkele open plekken voorzien van minstens 5 ha en worden deze om de 10 jaar open gekapt.
- Herstel van heide- of wastinebeheer na grondige documentatie en afweging van de potenties.

Over deze grootschalige ingrepen werden reeds een reeks juridische adviezen geformuleerd. Belangrijk is in elk geval dat ze zijn opgenomen in een goedgekeurd beheerplan.

Bestanden waarin historische bosbedrijfsvormen als **hakhout en middelhout** worden toegepast, vertonen ecologische kenmerken die overeenkomen met zeer sterke tot sterk frequente verstoring. Dit is vooral van belang voor de in Vlaanderen sterk bedreigde lichtminnende bosplanten (cfr. supra). In bossen waar zich een goede uitgangssituatie

voordoet zullen inspanningen worden geleverd om opnieuw enkele hakhout- en middelhoutbestanden te creëren. Een goede uitgangssituatie betekent:

- Er is een rijke en vitale struiklaag/hakhoutlaag aanwezig die vlot verjongt. Ook de kruidlaag is goed ontwikkeld en er wordt een expansie verwacht na de kapping.
- Bij middelhoutbeheer dient de boomlaag reeds ijl te zijn zodat geen al te zware ingrepen nodig zijn om de houtvoorraad terug te brengen naar het oorspronkelijk aandeel bij het historisch beheer.
- Er zijn duidelijke natuur of cultuurhistorische waarden aanwezig van oud hakhout/middelhout (oude hakhoutstoven, kruidvegetatie, ...).
- Een voldoende grote oppervlakte. De waarde van deze beheersvormen ligt in de afwisseling van open en zeer gesloten vegetaties, gebonden aan het cyclisch doorlopen van het gebied. Afhankelijk van de omloopstijd wordt het gebied ingedeeld in evenveel 'houwen'. Meestal wordt jaarlijks of tweejaarlijks een houw gekapt. De oppervlakte van een houw moet minstens 0,2 tot 0,5 ha bedragen. De totale oppervlakte van een hakhout of middelhoutbos bedraagt dus best minstens 5 ha, behalve in enkele uitzonderlijke gevallen.
- Het beheer dient een duidelijke meerwaarde te bieden ten opzichte van andere beheersvormen of niets doen.

Deze beheersvormen zijn echter slechts zinvol indien de klassieke beheeringrepen zo minutieus mogelijk worden opgevolgd. Essentieel is dat de houw na de kap wordt 'opgekuist'. Dit betekent afvoer en op een beperkt aantal hopen zetten van alle takhout, een aantal zwaardere stammen kunnen echter blijven liggen (dood hout). Bij middelhoutbeheer wordt ook in het hooghout ingegrepen. Via gerichte dunningen wordt gestreefd naar een piramidale leeftijdsverdeling. De enige belangrijke afwijking ten opzichte van het klassieke beheer die kan worden overwogen, is dat een beperkt aantal bomen wordt gespaard om ze de mogelijkheid te geven hun volledige fysiologische levenscyclus te doorlopen. Ook dient aan de hand van archieven en oude publicaties bekeken te worden welke de klassieke lokale opbouw was van het hakhout of middelhout zodat de kappingen hierop kunnen worden afgestemd. Er bestaan immers zeer veel regionale verschillen. Deze beheersvormen zijn zeer arbeidsintensief. Bij de overweging om een hak- of middelhoutbeheer opnieuw te starten moet zekerheid bestaan dat dit ook kan worden uitgevoerd.

De **binnen- en buitenranden** van bossen zijn bijzondere gradiëntmilieus (Stortelder et al., 1999). Ze omvatten verschillende struiken en bramensoorten en een aantal kruidachtigen. Op oude bosstandplaatsen komen vaak relictpopulaties van bosplanten voor of autochtone genenbronnen van houtige gewassen. De overgangszones tussen bos en meer open terrein zijn in Vlaanderen zeldzaam geworden. Dit heeft te maken met het verdwijnen van traditionele beheersvormen als hakhout en middelhout en het verschuiven van de aandacht in het beheer naar de strikte boometage en de intensivering van de landbouw waardoor scherpe grenzen ontstonden tussen bos en niet-bos. Dit werd versterkt door de sterke versnippering van het bosareaal en de bemesting van aangrenzende landbouwpercelen. Nochtans zijn bosranden van zeer groot belang voor de diversiteit van planten en dieren, vooral ongewervelden.

Uit onderzoek in het bos 't Ename (Hermy & Honnay, 1997) bleek dat bosrandsituaties niet alleen belangrijk zijn voor bosplanten en zoomplanten maar ook ongeveer 50 niet-bos en niet-zoomplanten meer bevatten dan de bospercelen. Een aantal sterk lichtminnende soorten kunnen zich in de bosrand in stand houden.

Een ideale bosrand bestaat uit een zoom van hoge meerjarige kruiden (breedte minstens 0,5 m) en een mantel die bestaat uit een begroeiing van struiken (breedte minstens 2 m). Structuur en soortensamenstelling hangen af van de standplaats, het aangrenzende bos en het beheer. Het beheer van zoomvegetaties bestaat uit het periodisch maaien; in mantelvegetaties dient periodisch gekapt te worden.

Algemeen zal actief gezocht worden naar mogelijkheden om een aangepast beheer van interne bosranden te voeren langs onverharde wegen, brandwegen en open plekken. Waar het bos niet grenst aan een landbouwgebied worden mogelijkheden voor het herstel van externe bosranden onderzocht.

Aangezien het beheer sterk afhankelijk is van de uitgangssituatie zal hieraan op projectmatige wijze verder aandacht besteed worden. Prioritair hierbij is het in kaart brengen van relictten van oude mantelvegetaties.

Ook **begrazing** door fauna maakt volwaardig deel uit van de spontane processen. Grazende fauna heeft een invloed op de soortensamenstelling en op de structuur van het bos. Ze creëert open plekken, paden en wissels. De grootte hangt af van bodemfactoren, voedselaanbod en populatiedynamiek. Er wordt echter voorrang gegeven aan maatregelen die de fauna en wildstand naar een natuurlijk optimum peil leiden (zie 4.4.).

Extensieve begrazing met gedomesticeerde grote grazers wordt onderzocht in grote complexen indien zich praktische mogelijkheden voordoen. Criteria voor jaarrondbegrazing zijn:

- De totale oppervlakte bedraagt bij jaarrondbegrazing minstens 500 ha.
- De uitgangssituatie bestaat reeds uit een afwisseling van open en beboste terreinen.
- De nutriëntenstatus is vrij homogeen. Begrazing in een complex van bv. overbemeste weiden en schrale bostypes leidt tot een eutrofiëring van het bos.
- Het gebied kan worden afgesloten en grenst aan een natuurgebied waar graasbeheer wordt toegepast.

Bij seizoensbegrazing kunnen eventueel kleinere oppervlakten in aanmerking komen.

Over de optimale dichtheden bestaan nog onzekerheden. Uit modellering voor naaldbossen op zandgronden blijkt dat verjonging van loofbomen slechts zeer beperkte mogelijkheden heeft bij hoefdierdichtheden die hoger zijn dan 3 (edelhert en pony) tot 7 (ree) dieren per 100 ha. Vooral runderen hebben een zwaar effect. Op een termijn van 100 jaar kan verjonging van loofhout volledig verdwijnen vanaf lage dichtheden (3 tot 8 stuks per 100 ha naargelang het bostype). In combinatie met wild kan dit leiden tot het verdwijnen van het bos (van Wieren et al., 1997).

De algemene optie in deze beheervisie is te komen tot een omvorming van homogene naaldbossen tot gemengde bossen met veel inheems loofhout (zie 4.1). Graasbeheer kan dit streefbeeld verhinderen en moet dan ook zeer grondig overwogen worden.

4.1.4. Bosexploitatie en standplaatswijziging

De schade die soms wordt aangericht bij de houtwinning of bij andere beheeractiviteiten heeft dieperliggende oorzaken die te maken hebben met de structuur van de houtmarkt en met de organisatie van de houtkolom, in het bijzonder de subsectoren bosbouw en bosontginning. In het kader van een natuurgericht bosbeheer kunnen beheertechnische randvoorwaarden worden opgelegd om eventuele schade aan de bossen te minimaliseren. Enkel indien ook aan de dieperliggende oorzaken wordt gewerkt, zal een duurzame oplossing kunnen bereikt worden.

De problematiek van een economische benadering van bossen.

Voor normale marktgoederen wordt de vraagcurve bepaald door het gedrag van de consument. De aanbodcurve past zich hierop aan en té dure goederen worden uit de markt geconcurrereerd. Bos, hout en andere bosproducten beantwoorden niet aan dit klassiek economisch proces omwille van verschillende redenen:

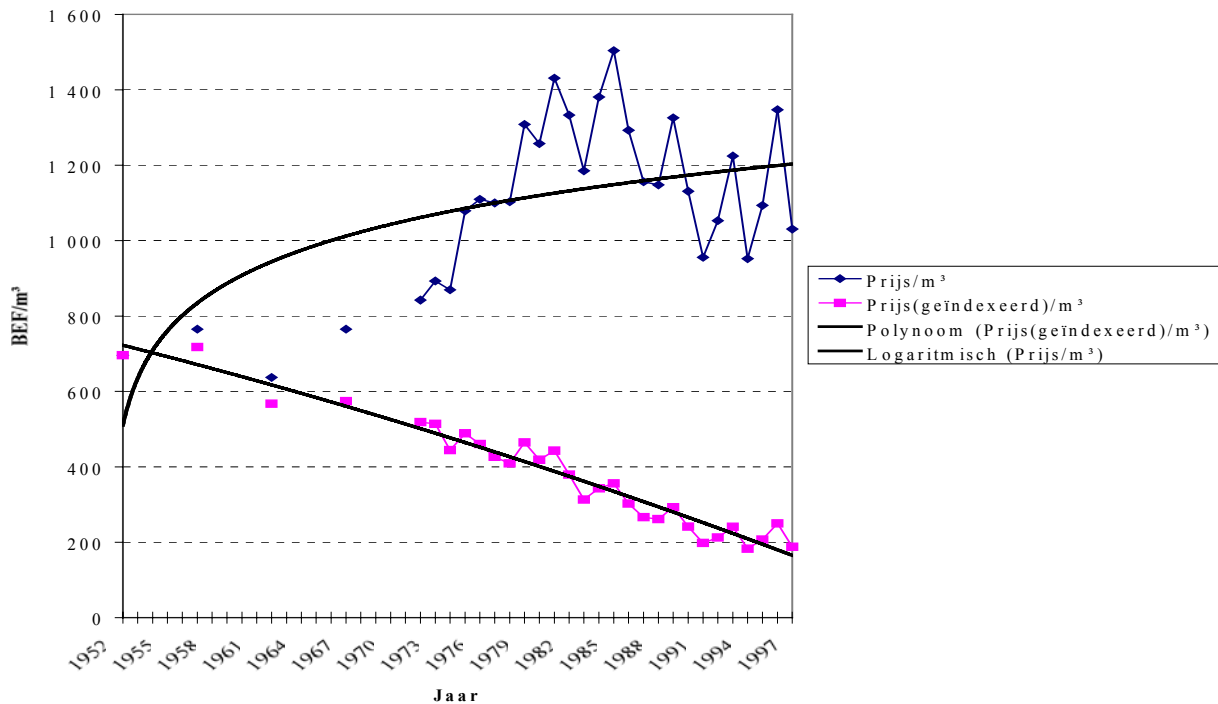
- Een bos brengt niet alleen hout voort of andere producten (bosbessen etc.) maar ook een reeks niet kwantificeerbare goederen en diensten. Dit laatste kan niet in cijfers worden uitgedrukt, hoewel de laatste jaren wordt gezocht naar mogelijkheden om hiermee rekening te houden. Zo ontwikkelden economen het begrip ‘totale economische waarde van een bos’ (zie Tabel 3.6), zijn er pogingen om een groen BNP te ontwikkelen, worden valuatietechnieken ontwikkeld (op basis van enquêtes waarin o.a. wordt gepeild naar de bereidheid om voor een dienst te betalen of waarin de afstand die de bosbezoeker aflegt financieel wordt uitgedrukt). Ook zorgt de aanwezigheid van het bos voor een reeks inkomsten die niet naar de eigenaar terugvloeien, bv. zuiver water voor maatschappijen voor watervoorziening, meer klanten voor horeca,

Tabel 3.6: De totale economische waarde van een bos (bron: Pearce & Turner, 1990)

niet waarneembare bosgebruiks- waarde	totale bosgebruikswaarde			niet utilitaire boswaarde	
	commerciële waarde	niet commerciële waarde	toekomstige bosgebruiks- waarde	overervings- waarde	Bestaans- waarde
<i>bv. CO₂-fixatie</i>	<i>bv. hout- opbrengst</i>	<i>bv. recreatie</i>	<i>bv. recreatie in de toekomst (individueel)</i>	<i>bv. recreatie voor toekomstige generaties</i>	<i>bv. behoud van biodiversi- teit</i>
		Waarneembare bosbehoudswaarde			
Totale economische waarde van het bos					

- Houtprijzen worden bepaald op de wereldmarkt, vnl. door grote bosbouwlanden met een sterke verticale integratie van de houtkolom. Hoewel de vraag naar hout blijft stijgen verandert de prijs nauwelijks. Zo werd in 1997 slechts ongeveer het dubbele bekomen van wat een kubieke meter hout uit domeinbossen opracht in 1952. Worden deze cijfers

geïndexeerd dan blijkt dat de houtprijs in 1997 minder dan een derde bedraagt van de bekomen prijs in 1952 (figuur 3.8)!



Figuur 3.8: Evolutie houtprijs in openbare bossen (bron: afdeling Bos & Groen).

- De kosten stijgen daarentegen wel significant. De loonkosten voor een gevormd bosarbeider bedroegen in 1997 bijna 17 keer meer dan in 1952. Geïndexeerd t.o.v. 1952 verdrievoudigde de loonkost (Tabel 3.7).
- Het product hout wordt pas na een lange productieperiode geoogst. Ondertussen kan de markt grondig gewijzigd zijn. Zo werd de meerderheid van de Kempische bossen aangelegd om hout te leveren voor de kolenmijnen. Na de sluiting van de mijnen zakte de markt voor dit hout volledig in elkaar.

Het gevolg van deze onvoldoende prijsvorming, lage inkomsten en hoge kosten is dat de winstmarge in de bosbouw sterk is gedaald. **Deze lage winstmarge is het essentiële probleem van de economische functie van het bos in Vlaanderen.**

Tabel 3.7: Evolutie van het uurloon vaneen gevormd bosarbeider (bron: afdeling Bos & Groen)

Jaar	Uurloon (BEF)	Uurloon (%)	Uurloon (geïndexeerd en procentueel t.o.v. basis 1952)
1952	18	100	100
1957	21	117	109
1962	27	150	133
1967	39	217	162
1972	58	322	198
1977	112	622	240
1982	182	1011	286
1987	229	1272	292
1992	270	1500	303
1997	300	1667	304

Een sector in crisis

De lage winstmarge in de sector bosbouw en bosontginning zorgt voor enkele structurele problemen. Doorlichting van de bedrijven en contacten met personen die actief zijn in de bosexploitatie of handel in rondhout (Bruynseels et al., 1997; Umans & Lheureux, 1999) leverde een beeld op van een sector in crisis.

Er zijn ongeveer 250 bedrijven actief. Daarnaast zijn er ook nog ongeveer 250 personen die regelmatig hout op stam kopen in de domeinbossen (voornamelijk particulieren die brandhout kopen). De meeste bedrijven hebben minder dan 5 arbeiders in dienst. Iets meer dan de helft van de bedrijven doet regelmatig een beroep op een onderaannemer. De aanbodzijde van de arbeidsmarkt in de bosbouw is een kluwen van onderaannemingen.

Ongeveer 25 % van de bedrijfsleiders heeft lager secundair gevolgd, 19 % volgde technisch middelbaar, 56 % volgde humaniora of hoger onderwijs. Van de medewerkers heeft 77 % lager secundair gevolgd. 69 % van de medewerkers heeft vooraf geen gespecialiseerde opleiding met betrekking tot bosexploitatie gevolgd.

De gemiddelde investering bedraagt ongeveer 600.000 BEF (14.874 euro) per jaar. Indien een totaal kapitaal aan materiaal (nieuwprijs) van 20 miljoen BEF (495.787 euro) per onderneming wordt aangehouden, betekent dit dat het machinepark maar om de 30 jaar wordt vervangen. De meeste ondernemingen beginnen klein en kopen na enkele jaren een zware machine waarmee ze de rest van hun bestaan alle werk uitvoeren. Het grootste aandeel van het werk wordt dus met te zware machines uitgevoerd.

De meeste ondernemingen doen aan bosexploitatie, met eventueel klepelmaaier en andere bosverplegingswerken als bijkomende activiteit. Een kleine minderheid beperkt zich tot snoeien en vrijstellen. Vlaamse aannemers van bosverplegingswerken zijn bijna ontbrekend. Ook de belangrijkste privé-bosbeheerders doen uitsluitend beroep op bosarbeiders uit Wallonië.

80 - 90 % van het vellen, onttakken en korten gebeurt motor-manueel. Veel bedrijven passen uitsluitend de langhoutmethode toe. Het valt op dat in veel gevallen ongekorte stammen worden uitgesleept en langs de weg gekort. Dit is o.a. een gevolg van een tekort aan aangepast materiaal.

Minstens 65 % van de uitvoerders van bosexploitatiewerken bezit een volledige veiligheidsuitrusting. Dit wordt echter vooral gebruikt in de wintermaanden of in Nederland.

De houtkolom in Vlaanderen is, in tegenstelling tot bv. Scandinavië, nauwelijks verticaal geïntegreerd. Vooraleer het eindproduct wordt verkocht aan de gebruiker moeten dus op verschillende niveaus winstnames gebeuren. Dit leidt tot bijkomende druk op de onderste sport van de ladder, nl. de bosexploitanten.

Ook staan de beroepsfederaties vrij zwak. Ze zijn federaal georganiseerd en hebben vooral Waalse leden. De meerderheid van de Vlaamse bedrijven zijn niet aangesloten.

Aanpak van de structurele problemen

Samengevat doen zich drie essentiële structurele problemen voor:

- De sector is weinig georganiseerd.
- Er wordt weinig of geen aangepaste vorming gevolgd.
- Het machinepark is vaak niet aangepast aan de terreinomstandigheden of is verouderd.

De wetgeving biedt voldoende mogelijkheden tot een restrictieve aanpak. Op die manier worden echter enkel de symptomen bestreden. De afdeling Bos & Groen steunt initiatieven die de organisatie en efficiëntie van de sector bevorderen, in het bijzonder het uitwerken van een erkenningsregeling voor kopers van hout en aannemers van bosbeheerswerken en het voorzien van voldoende gespecialiseerde vorming. In de vorming moeten volgende onderwerpen aan bod komen: planning, gebruik van aangepast materiaal, gebruik van aangepaste technieken, begrip van de interactie tussen een handeling en de gevolgen voor het ecosysteem, motivatie.

Mogelijke schade aan bosbestanden als gevolg van bosexploitatie

De mogelijke schade kan worden ingedeeld in 4 categorieën: schade aan bomen, schade aan vegetatie, verontreiniging, bodemverdichting en verstoring.

1. Schade aan bomen

De meest voorkomende schade bestaat uit stamschade en breuken. Deze ontstaat doordat bomen verkeerd vallen tijdens het vellen, door verkeerde kraanbewegingen, bij het slepen en tijdens het rijden. Schade aan kronen van toekomstbomen of schade aan verjonging heeft een waardevermindering van het toekomstige bestand tot gevolg en kan leiden tot een uitbreiding van niet gewenste boomsoorten. De verwondingen aan stammen en wortels kunnen infecties tot gevolg hebben met eveneens een waardevermindering van de toekomstbomen als gevolg.

Loofbomen zijn kwetsbaarder dan naaldbomen. De kwetsbaarheid verhoogt gedurende de vegetatieperiode. De kans op schade aan verjonging, struiklaag of kruidlaag is groter indien de langhoutmethode wordt toegepast. Het risico op schade aan wortels tenslotte is 2 tot 3 maal

kleiner in de winter dan in de zomer en is 8 tot 10 maal kleiner in bevroren bodem dan in niet bevroren bodem.

2. Verontreiniging

Vooraf brandstoffen en smeerstoffen zorgen voor belangrijke bodem- en watervervuiling. Ze komen in het milieu terecht door morsen of lekken. Aardolie-derivaten zijn giftig voor fauna en flora en bemoeilijken de infiltratie van water in de bodem waardoor de dampspanning verhoogt en osmoseverschijnselen worden verstoord. Hierdoor treedt een sterkere verdroging op. Op erosiegevoelige gronden kan de erosie worden versterkt.

Morsen kan voorkomen worden door gebruik te maken van speciale afvulmondstukken waarbij de vloeistoftoevoer automatisch stopt als de tank van de machine vol is. Lekken kunnen nooit volledig worden uitgesloten. Het gebruik van milieuvriendelijke brandstoffen kan de schade beperken. Het is aan te raden om in de buurt van de machine absorberende dekens of poeders ter beschikking te hebben om te beletten dat gemorste oliën in de bodem dringen.

Tenslotte heeft elke machine met een verbrandingsmotor ook nog eens een luchtvervuilend effect. Dit kan worden verminderd door de juiste brandstofkeuze, een correcte afstelling en onderhoud van motor, het gebruik van een katalysator en het schoonhouden van de luchtfilter.

Bij het uitbesteden van werken in waterwingebieden binnen openbare bossen zullen deze voorwaarden strikt worden opgelegd in het lastenboek.

Tenslotte is er nog het probleem van zwerfafval. Dit leidt tot visuele vervuiling, er kunnen toxische stoffen in het milieu komen en dieren kunnen zich kwetsen of zich verstrikken. Zwerfafval ten gevolge van bosexploitatie wordt volledig vermeden mits toepassing van een strikte zelfdiscipline en opname van clausules in het lastenboek.

3. Bodemverdichting

Bij bodemverdichting neemt het volumegewicht toe en neemt het aandeel grote poriën af. Dit heeft gevolgen voor de waterdoorlaatbaarheid en de zuurstofvoorziening. Bodemverdichting leidt tot wijzigingen in de vegetatie en kan in extreme gevallen het afsterven van bomen tot gevolg hebben. De bodemverdichting is functie van het gewicht per eenheid van draagvlak (kg/m^2). De insporing van de bodem geeft een maat voor de bodemverdichting. Grenswaarden zijn een waterdoorlaatbaarheid (K_f) van 0,025 cm/s en een poriënvolume van 15 %. Bij een insporing van meer dan 4,5 cm veranderen deze waarden kritiek!

De insporing hangt sterk af van de weersomstandigheden en de bodemvochtigheid, en van het bodemtype (vb. op zandgrond nauwelijks problemen). Sommige boomsoorten zijn gevoeliger voor bodemverdichting (vb. beuk, els en wilg zijn zeer kwetsbaar).

4. Verstoring

Verstoring tijdens de bosexploitatie wordt veroorzaakt door betreding, het (onvrijwillig) vernietigen van nest- en rustplaatsen bij het vellen van bomen en door geluidsoverlast.

Het opschrikken van de fauna tijdens de dracht of broedtijd kan ertoe leiden dat de dieren ernstig verzwakken of dat de jongen worden achtergelaten. Ook het opschrikken van dieren in een periode van extreme klimatologische omstandigheden (vb. langdurige vorst en sneeuw,

langdurige droogte) kan ertoe leiden dat de reeds verzwakte dieren diep in hun reserves moeten tasten.

Uit onderzoek door het Franse "Office National de la Chasse" blijkt dat het ree een sterk vermijdingsgedrag en vluchtgedrag ontwikkelt (Ingold et al., 1998) waardoor het per dag grotere afstanden aflegt of daarentegen in een zeer beperkt gebied blijft. Indien de verstoring regelmatig optreedt, passen ze hun gedrag aan en blijven ze steeds op dezelfde kleine oppervlakte, ongeacht of de verstoringbron aanwezig is of niet.

Een groot aantal bos- en weidevogels is gevoelig voor verkeerslawaai (Reijnen et al., 1992) wat leidt tot een lagere bezetting. De grenswaarden waarboven negatieve effecten beginnen op te treden liggen tussen 40 en 50 dB(A). Dezelfde effecten treden op bij andere geluidsbronnen met een vrij continu karakter. Geluidsbronnen met discontinu karakter leiden waarschijnlijk tot negatieve effecten van tijdelijke aard. Bij langdurige blootstelling van arbeiders aan een geluidsniveau boven 80 dB(A) kan gehoorbeschadiging beginnen optreden. Gehoorbescherming is een vast onderdeel van de persoonlijke beschermingsmiddelen.

Maatregelen

Een aantal algemene principes kunnen heel wat problemen voorkomen (ILO, 1997), niet alleen naar schade aan bestanden toe, maar ook naar efficiëntie, controle en veiligheid door:

- een degelijke voorafgaande planning van de werken;
- een goed wegenbeheer met voldoende ontsluiting;
- het gebruik van aangepaste machines en technieken.

Het komt er praktisch op neer om in grote bossen een aantal ringvormige verharde pistes te voorzien waar vrachtwagens (laden en lossen hout, machines of paarden) zonder problemen kunnen rijden. In bochten en op kruisingen moet rekening gehouden worden met de draaicirkel van de vrachtwagens. Indien nodig moeten enkele hoekbomen weggenomen worden. De vrijgekomen ruimte kan dan gebruikt worden als tijdelijke stapelplaats of kan beheerd worden als open plek (verstoring om de 3 à 12 jaar incalculeren). Indien het niet mogelijk is om ringvormige verharde pistes te voorzien dient de piste te eindigen op een rond punt, waarbij opnieuw met de draaicirkel van vrachtwagens moet worden rekening gehouden.

Bij de localisatie van deze pistes en kruisingen moet in eerste instantie rekening gehouden worden met de kwetsbaarheid van het biotoop en mogelijke verstoring.

Aansluitend op deze hoofdpistes wordt dan een netwerk van vaste (onverharde) ruimingtracés aangeduid. De ideale hoek tussen tracé en hoofdweg schommelt tussen de 30° en 45°. Afhankelijk van de bodemgesteldheid kunnen daartussen nog tijdelijke ruimingtracés worden aangeduid. Hoofdpistes en ruimingtracés worden in het beheerplan vastgelegd. Op het moment van de exploitatie kan dit worden aangevuld met de gewenste velrichting en tijdelijke ruimingtracés. Tijdens het aantekenen van de dunning dient de localisatie van eventuele ruimingtracés als bijkomend selectiecriteria te worden gebruikt.

Het gebruik van vaste ruimingstracés houdt mogelijke schade in elk geval lokaal. Goede instructies aan de exploitanten, zoals het meermaals over en weer rijden op hetzelfde tracé met een kleinere last, zullen mogelijke schade verder preventief beperken.

Het verminderen van de last vermindert de insporing en de bodemverdichting significant. Afhankelijk van de bodemgesteldheid kan buiten de vaste tracés het gebruik van de lier of het uitslepen met paard worden verplicht.

Andere preventieve afspraken vereisen een goede technische kennis:

- verhogen van het draagvlak van de machine (meer banden, lage drukbanden of rupsen);
- verminderen van de horizontale afschuifkrachten als gevolg van de versnelling van het voertuig (extreem: doorslippen), door o.a. gebruik van hydraulische transmissie.

Bij het uitvoeren van werken in eigen beheer zal de afdeling Bos & Groen een aantal vaste maatregelen nemen om mogelijke verontreiniging tegen te gaan:

- steeds gebruik maken van aangepaste afvulmondstukken bij het tanken uit jerrycans;
- enkel biologisch afbreekbare oliën gebruiken (plantaardige olie, olie op basis van synthetische esters of op basis van polyglycolen);
- enkel gebruik maken van milieuvriendelijke brandstoffen (zwavelarm, benzeen- en toluenevrije benzine, bio-diesel, loodvrije benzine, LPG, aardgas);
- het machinepark correct onderhouden en zorgvuldig afstellen om het aandeel schadelijke stoffen in de uitlaatgassen te verminderen.

Een aantal van deze maatregelen hebben directe financiële gevolgen voor de bosexploatanten. Een veralgemening van de maatregel naar alle bossen is enkel zinvol in het kader van de erkenningsregeling.

Volgende oplossingen kunnen de negatieve gevolgen van verstoring beperken:

- aanduiden van rustzones (“in het verweer” gestelde zones);
- instellen van een schoontijd;
- het rijden beperken tot plaatsen waar het strikt noodzakelijk is voor de exploitatie.

In de bossen in beheer door de afdeling Bos & Groen worden momenteel reeds in de bijzondere verkoopsvoorwaarden clausules opgenomen die houtoogstschade, verontreiniging, bodemverdichting en verstoring voorkomen. Deze maatregelen zijn gekoppeld aan eventuele boetes of het betalen van schadevergoedingen. De standaard verkoopsvoorwaarden zullen worden uitgebreid voor alle openbare bossen door middel van een uitvoeringsbesluit. Eigenaars van privé-bossen kunnen deze voorwaarden overnemen.

De problematiek van de schoontijd

Een schoontijd instellen beperkt, zoals hierboven vermeld, de schade aan het ecosysteem door intensieve gebruiksvormen. Buiten deze schoontijd kan de schade nog altijd worden beperkt op basis van de bepalingen in de algemene en bijzondere verkoopsvoorwaarden. Verstoring heeft vooral effecten ten aanzien van de populatie-dynamica van soorten. Er kan bv. ook verstoring optreden buiten deze periode, maar er zijn voldoende plaatsen waar er binnen de periode van de schoontijd geen verstoring optreedt.

Daarom wordt gekozen voor een standaard schoontijd van 1 april tot 30 juni. Deze periode wordt toegepast t.a.v. exploitatie via de verkoopsvoorwaarden.

De schoontijd kan worden uitgebreid in volgende gevallen:

- het voorkomen van kwetsbare voorjaarsflora;
- vastgestelde broedgevallen van zeldzame soorten buiten deze periode;
- het voorkomen van amfibieëntrek;
- het voorkomen van dassenburchten;
- op zeer drassige gronden;
- het voorkomen van kleine landschapselementen of bijzondere biotopen;
- op paai- en leefgebieden van zeldzame, kwetsbare of bedreigde vispopulaties (o.a. beekforel, beekprik, snoek, ...).

Deze schoontijd kan worden ingekort of opgeheven in volgende gevallen:

- populierenaanplantingen;
- grote boscomplexen op zandgrond (bv. domeinbos Pijnven, Ravels) waar slechts in een kleine zone activiteiten gebeuren binnen de standaard schoontijd;
- geïsoleerde bosjes;
- indien de toepassing van de schoontijd niet leidt tot een betere bescherming van het ecosysteem;
- dringende kappingen om veiligheidsredenen (bv. langs wegen of spoorwegen of het toepassen van wettelijk verplichte fytosanitaire maatregelen);
- in speelzones voorzien in een goedgekeurd toegankelijkheidsreglement of beheerplan.

Argumenten voor uitbreiding komen voor argumenten voor inkrimping (stand-still principe). Zo zijn populierenaanplantingen bijvoorbeeld vaak te vinden op oude alluviale bosstandplaatsen en bezitten ze een rijke vegetatie met massaal voorjaarsaspect.

Een aantal standplaatsfactoren zoals bodemprofiel en waterhuishouding hebben een lange ontwikkelingstijd nodig gehad of hebben een lange tijd nodig om zich weer te herstellen na verstoring door menselijke invloed.

Sommige zones zijn zo kwetsbaar dat ze permanent niet toegankelijk zijn voor exploitatiemachines of dat er algemeen geen exploitatie in plaatsvindt, bv. permanent drassige bodems, omgeving van bronnen, Op niveau Vlaanderen geldt dit algemeen voor alle beekalluvia in bossen die reeds bestonden tijdens de opmaak van de Ferrariskaart. Naargelang meer informatie beschikbaar komt, zal de lokalisatie van dergelijke plaatsen worden aangevuld en verfijnd (project IBW, digitalisatie historische kaarten).

Al deze plaatsen dienen te worden aangeduid in het beheerplan. De bomen op deze plaatsen kunnen hun natuurlijke leeftijdsgrens bereiken (zie 3.7.1.a.).

Ook andere ingrepen die de bodem of standplaats verstoren worden niet meer uitgevoerd. Door middel van een volledige grondbewerking, bemesting en eventuele tussenteelten werd in het verleden de standplaats aangepast aan de gekozen boomsoort. Waar nodig kan wel een plaatselijke oppervlakkige bodemverwonding worden toegepast om natuurlijke verjonging te stimuleren op een beperkt deel van de te verjongen oppervlakte (zie 3.7.2.b.). Dit mag echter geen doel op zich zijn.

In het verleden was de technische manipulatie van natte standplaatsen via drainering een courante maatregel in het bosbeheer. Vele waardevolle bossen zijn op deze wijze tot stand gekomen. Nochtans kunnen deze natte standplaatsen vaak een belangrijke natuurwaarde

bezitten. In een natuurgericht bosbeheer krijgen deze biotopen een aangepast beheer, geïntegreerd in het bosbeheer (zie 3.7.2.a.).

Ingrijpen in de waterhuishouding kan daarenboven bijdragen tot verdroging. Algemeen is verdroging een belangrijk milieuprobleem in Vlaanderen, hoewel het moeilijk meetbaar is omdat de referentietoestanden niet altijd goed bekend zijn (Huybrechts & De Blust, 1996). Er zijn o.a. effecten op lokaal niveau (standplaatsverdroging) en op regionaal niveau (veranderingen in regionale aquifers). Het nationaal of mondiaal niveau en de invloed van het regionaal niveau op de standplaatsverdroging (o.a. door wijzigingen in de kwel) worden hier buiten beschouwing gelaten. Standplaatsverdroging is het gevolg van een vermindering of een gewijzigde samenstelling van de waterinhoud van de bodem of van het ondiepe grondwater die ter hoogte van de standplaats de vegetatie rechtstreeks voeden. De waterhuishouding is naast de voedingstoestand een van de belangrijkste standplaatsfactoren. Een verminderde waterinhoud leidt ertoe dat er meer lucht de standplaats binnendringt en daar oxidaties, een verhoging van de temperatuur en veranderingen in de aanwezige chemische stoffen, bevordert. Veranderingen in de grondwaterstand zijn bepalend voor het hele systeem. Dit kan leiden tot betere groeivoorwaarden van bv. populierenaanplantingen op waterrijke gronden maar kan ook leiden tot een kwaliteitsverlies en een verhoogde kwetsbaarheid van de bossen (Van Den Meersschaut & Lust., 1994). Watertekort leidt hierbij tot een verhoogde concurrentie tussen de soorten van het bosbiotoop en een verminderde groeikracht. Dit leidt tot een verhoogde stresstoestand waardoor de gevoeligheid voor ziekten stijgt. Ook zijn er gevolgen voor flora en fauna. Zo zijn bv. 29 (45 %) van de 65 obligate freatofyten die in de Vlaamse bossen voorkomen zeer gevoelig voor een daling van de grondwaterstand (Hermy, 1989). De verdroging heeft daarnaast een belangrijke impact op de visstand doordat een aantal, dikwijls waardevolle, vissoorten van bovenlopen verdwijnen.

Algemeen zijn er indicaties dat, met uitzondering van het Kempens plateau en droog Haspengouw, de bosbodems in Vlaanderen gevoelig tot zeer gevoelig zijn voor verdroging (Van der Velden et al., 1994). Naar biotopen toe werd dit vertaald in het verbod op het wijzigen van vegetaties van moerassen en waterrijke gebieden in het besluit van 23 juli 1998 van de Vlaamse regering tot vaststelling van nadere regels ter uitvoering van het decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu.

Bossen hebben algemeen een belangrijke waterbergende functie. Het is duidelijk na de wateroverlast van de afgelopen jaren dat dit waterbergend vermogen van bossen zo optimaal mogelijk moet worden benut. Dit betekent dat de grondwaterstand op een zo natuurlijk mogelijk peil moet worden gehouden. Vooral in de Kempen en in de Vlaamse zandstreek biedt een hoge grondwaterstand mogelijkheden om verzuring tegen te gaan. Grondwater buffert dit verzuringsproces en kan zelfs leiden tot een stijging van de productiviteit van het bosesysteem door een verhoogd aanbod van basische kationen. Een hoge grondwaterstand mag echter niet worden verward met een opstuwning van neerslagwater waardoor een kom ontstaat die bij hoge neerslaghoeveelheden volloopt maar zeer sterk uitdroogt in droge periodes. Het volledig afsluiten van drainagegrachten is geen goede remedie om een daling van de grondwatertafel ongedaan te maken of te voorkomen. Het leidt meestal tot een verschuiving in de vegetatie naar meer zuurtolerante soorten. Regenwater is immers van nature licht zuur en nutriëntenarm terwijl grondwater basenrijker is. Bovendien verhoogt het waterbergende vermogen slechts in geringe mate door het afsluiten van de drainage. Beter is het de grachten zelf niet langer te ruimen, zodat de grondwatertafel geleidelijk aan verhoogt zonder dat drainage onmogelijk wordt gemaakt.

Volgende maatregelen gelden om de grondwaterstand te verhogen:

- Bij bosaanleg of herbebossing worden geen nieuwe greppels aangelegd.
- De kunstmatige drainage van bestaande bossen wordt beperkt tot het onderhoud van bestaande afwateringssystemen, in zoverre dit strikt noodzakelijk is voor het behoud van de stabiliteit en vitaliteit van het bosbestand en de hieraan verbonden natuurwaarden. Op termijn moet ook hier het onderhoud afgebouwd worden, door een omvorming naar soorten die aan de standplaats zijn aangepast. Hierdoor verloopt de grondwaterstijging geleidelijk.
- De aandacht wordt geconcentreerd op het vrijhouden van duikers en kokers onder wegen om opstuwning van regenwater te vermijden (verwijderen van tak- en bladafval), in functie van het behoud van de natuurlijke drainage uit het gebied.
- Kleine bestanden op zeer natte standplaatsen (drainageklassen e en f) en met niet standplaatsgeschikte soorten worden planmatig omgevormd tot een ander bostype (elzenbroek) of een ander natuurtype.
- Mogelijkheden voor herstel van natuurlijke beken worden onderzocht. Waar mogelijk wordt ruiming vermeden en wordt het herstel van een dynamische, natuurlijke bedding bevorderd. Ook worden een aantal acties duidelijk gespecificeerd, ondermeer het oplossen van migratieknelpunten, mogelijke herstelprogramma's voor de oeverflora en visfauna, minimaliseren van lozingen, herstel van de structurele kwaliteit van de beek (zie visboek UIA).
- Aangepast beheer en herstel van bedreigde biotopen (o.a. poelen en vennen, zie 3.7.5).

4.1.5. Specifiek biotoop- en soortenbeheer

Een aantal biotopen of soorten vereisen aangepaste ingrepen die buiten het reguliere bosbeheer vallen. Dit vereist soms heel wat bijkomend werk en expertise van de beheerder. Daarom zal op een projectmatige wijze de bestaande kennis en praktijkervaringen worden gebundeld tot een gebruiksvriendelijk hulpmiddel voor de beheerder.

Bij het opmaken van beheerplannen, na aankoop van bossen en eventueel bij het uitvoeren van deze aangepaste beheermaatregelen zal gestreefd worden naar samenwerkingsverbanden met gespecialiseerde verenigingen en instellingen.

5. DE UITGANGSTOESTAND

Verstoring is een zeer belangrijke aanleiding voor de ontwikkelingsdynamiek van het boscysteem (zie 2.2.4.). Deze verstoring wordt veroorzaakt door windval, brand, invloed van de fauna en afsterven door ouderdom of ziekte. Maar ook de mens heeft rechtstreeks of onrechtstreeks een belangrijke invloed. Naast rechtstreekse invloeden op bos- of bestandsniveau (houtwinning, jacht, natuurbouw, recreatie, ...) zijn er ook invloeden die op een hoger schaalniveau ingrijpen. Deze laatste kunnen worden samengevat als “human-accelerated environmental change” (Likens, 1992) en omvatten:

- klimaatsverandering;
- ozonafbraak in de stratosfeer;
- landgebruik, zowel versnippering als wijzigingen in gebruik van de open ruimte (bv. gebruikte boomsoorten, zie 3.7.2.a.);
- lucht-, bodem- en watervervuiling, o.a. verzuring, opslag zware metalen, gebruik van bestrijdingsmiddelen;
- invasies van agressieve exoten;
- verlies van biodiversiteit, zowel op gen-, soort- als ecosysteemniveau (zie 3.7.2.).

De historisch gegroeide soortensamenstelling van de Vlaamse bossen, de bosversnippering, de algemene milieukwaliteit en de bosversnippering als gevolg van de hoge bevolkingsdichtheid en de daaruitvolgende druk van andere landgebruiksvormen leidde tot een uitgangstoestand waarvoor een aanzienlijk deel van de bossen bijkomende maatregelen nodig zijn om het gewenste streefbeeld te bereiken.

5.1. Omvorming van Kempische dennenbossen

De grove den kwam in de 16^{de} eeuw in Vlaanderen bijna niet meer voor. Het landschapsbeeld van de Kempen bestond vooral uit heidegebieden. Diverse bebossingsgolven van de Kempische ‘woeste gronden’ leidden tot een compleet ander landschapsbeeld. De belangrijkste aanleiding was de wet van 25 maart 1847 waardoor het omzetten van heide in landbouwgebied, weide of bos werd gestimuleerd door de belastingsvrijstelling voor ontginners, de vraag naar mijnhout in het begin van de 20^{ste} eeuw en de aanleg van staatsbossen (Dienst Waters en Bossen et al., 1993).

Een typische manier waarop de aanleg van nieuwe dennenbossen plaatsvond in het begin van de eeuw (1904 – 1910) is terug te vinden in de archieven van het domeinbos Pijnven (Hechtel-Eksel). Het grootste deel werd volledig geploegd met een ‘locomobiel’. Bodems met een harde B-horizont werden gebroken met de spade. Op duingronden werd in banden gewerkt, zo nodig werden ze eerst vastgelegd met heideplaggen. Er werd gebruik gemaakt van bemestingen: 1200 kg metaalslakken en 300 kg káiniét per ha. Op podsolen werd ook 3 ton kalkmèrgel per ha toegevoegd. Soms werd de bebossing voorafgegaan door een lupineteelt. Het resultaat hiervan was meestal twijfelachtig. Het terrein werd vervolgens verdeeld in percelen van 4 tot 5 ha, van elkaar gescheiden door brandwegen van 10 m breed. Rond elk perceel werd een loofhoutgordel van 5 m aangebracht, met als voornaamste boomsoorten Amerikaanse eik, berk, Amerikaanse vogelkers en lijsterbes. De dennen werden hoofdzakelijk aangeplant (1 m x 0,8 m). De plantafstand steeg systematisch (over 1 m x 1 m en 1,25 m x 1,25 m tot 1,5 m x 1,5 m). Na 1950 werd ook gezaaid. Na 1945 werd meer en

meer gebruik gemaakt van Corsicaanse den maar tegelijk werd ook aangenomen dat bij een bebossing 20 % loofhout moest worden gebruikt.

De dennenbossen op de Kempische zandgronden zijn in de eerste plaats te beschouwen als pionierbossen die de standplaats hebben voorbereid op meer eisende soorten. Verjonging van andere soorten komt momenteel sporadisch voor en is daarenboven vaak gedomineerd door Amerikaanse eik en Amerikaanse vogelkers (zie 4.2.).

In afwezigheid van deze soorten komen naast zomereik (wintereik in de Hoge Kempen), berk, lijsterbes, trilpopulier en vuilboom voor. Plaatselijk domineert douglas, lork, ander naaldhout, beuk en tamme kastanje. Door het toepassen van een selectieve hoogdunning, variabel in de tijd en in de ruimte (zie 3.5.), waarbij inheems loofhout wordt bevoordeeld neemt de variatie tussen en binnen de bestanden toe. Het creëren van al dan niet permanente open plekken (zie 3.7.3) verhoogt de biodiversiteit.

De belangrijkste inheemse boomsoorten zijn zomereik, wintereik, ruwe en zachte berk en grove den. Op de rijkere standplaatsen (> 10 % klei en/of leem in textuur) komt de beuk van nature voor terwijl esp, grauwe abeel, zwarte els en enkele wilgensoorten op de nattere percelen in belang toenemen.

Deze soorten worden bevoordeeld bij het dunnen van het dennenbestand en het nemen van maatregelen tegen wildschade. In een eerste kritieke fase van de omvorming, waarbij de loofhoutverjongingen nog zeldzaam zijn en sterk gefrequentieerd worden door het wild, dient een combinatie van maatregelen te worden voorzien:

- wildbescherming (raster);
- wildstandverlaging;
- diversificatie van de vegetatie (creëren van open plekken als wildweide, zie 3.7.3.).

Uit onderzoek in het domeinbos Ravels blijkt dat een normale dunning (resultaat stamtal 253 bomen per ha) en een omrastering tot een massale verjonging van berken leidde. Een lichte tot 159 bomen per ha met raster gaf echter significant meer verjonging van dennen. Het toepassen van een dunning is dus efficiënter naar omvorming toe dan het toepassen van een lichte.

Indien bovenvermelde inheemse soorten, en vooral eik en beuk, enkel bevoordeeld worden bij het dunnen dan lukt de omvorming niet altijd. Bij afwezigheid van Amerikaanse vogelkers verjongen ze zich sporadisch onder dennenscherm. De dichtheid van de verjonging is veelal zeer laag en de bomen hebben enorm te lijden van de geregelde exploitaties in de bestanden. Bij omvorming van oudere dennenpercelen worden de aanwezige zaailingen van deze soorten meestal weggeconcurrerd door de sneller groeiende dennen, berken of Amerikaanse eiken. Het in menging houden van deze soorten vraagt dan ook grote inspanningen van de beheerder.

Om deze redenen is het aangewezen om met kunstmatige voorverjonging te starten van edele loofbomen in kleine openingen in dennenbestanden vanaf een leeftijd van ongeveer 50 jaar. Onderzoek in binnen- en buitenland (Maddelein & Neiryneck, 1995) toont aan dat eik en beuk zelfs beter opgroeien in dergelijke situaties dan op kaalvlaktes. Een 20 tot 40 jaar later kan dan gedacht worden aan de (natuurlijke) verjonging van de rest van het bestand.

De kwaliteit van de natuurlijke eikenverjonging in Kempische bossen is in veel gevallen vrij gering (takkigheid, slechte stamkwaliteit) wat de economische perspectieven van de

toekomstige Kempische bossen beperkt. Het vroeg selecteren van potentiële toekomstbomen in deze verjonging (leeftijd 20 – 30 jaar) en deze zichtbaar maken door opsnoeien of merken met verf biedt mogelijkheden. Bij eikenverjonging onder den is een 100-tal bomen van goede kwaliteit reeds voldoende (Duplat, 1992).

5.2. Zeer concurrentiekrachtige soorten

5.2.1. De problematiek van agressieve soorten

Het streefdoel van natuurgericht beheerde bossen op middellange tot lange termijn kan worden samengevat als gemengde ongelijkjarige en ongelijkvormige bossen op basis van inheemse boomsoorten. De realisatie van dit streefdoel wordt echter in verscheidene bossen sterk belemmerd door de aanwezigheid van soorten die wegens sterk door de mens beïnvloede milieuomstandigheden (hoge stikstofdepositie, lichtomstandigheden in homogene bestanden, verdroging,...) een ecologische niche opvullen en zich agressief uitbreiden. Het gaat hier zowel om aangeplante exoten als om inheemse soorten: Amerikaanse vogelkers, Amerikaans krentenboompje, Amerikaanse eik, Japanse duizendknoop, reuzenbereklauw, adelaarsvaren, bramen en grassen (meer bepaald pijpenstrootje en bochtige smele).

Algemeen geldt het verbod op het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen, tenzij het gebruik van glyfosaat voor het planmatig bestrijden van agressieve soorten op grote schaal en dit zolang er geen ecologisch meer verantwoord product beschikbaar is.

5.2.2. Case-studie: Amerikaanse vogelkers

De ecologie van Amerikaanse vogelkers en zijn effecten op de omvorming van naaldbossen is het best gekend door het project "Kansen voor natuurontwikkeling in bossen op arme gronden". Dit project omvatte de integrale bestrijding van Amerikaanse vogelkers in de domeinbossen Ravels, Hoge Vijvers, Lusthoven en Pijnven (samen 1925 ha) in de periode 1994 - 1996 en een wetenschappelijke ondersteuning (Van Den Meersschaut & Lust, 1996).

Amerikaanse vogelkers volgt verschillende overlevingsstrategieën. Enerzijds kent de soort een opmerkelijke reproductiecapaciteit. De zaadzetting begint al 5 jaar na de kieming en is zeer overvloedig. Ondanks het geringe kiemingspercentage (1 - 5 %) overleven dus steeds een groot aantal individuen. De zaadverspreiding gebeurt door verschillende vogels (lijsterachtigen, appelvink, spreeuw, roodborst) en zoogdieren (o.a. vos). De meeste zaden kiemen binnen de 4 jaar maar een gedeelte kan tot 30 jaar kiemkrachtig blijven. Anderzijds is de soort ook opmerkelijk schaduwtolerant. Ze kan goed groeien in dichte onderetages (10 % daglicht). Maar zelfs bij lichthoeveelheden die slechts 5 % van het daglicht bedragen worden haar overlevingskansen nauwelijks beïnvloed.

Bovenop deze ecologische factoren kwamen nog enkele antropogene factoren:

- aanplanting tot de jaren '60 in loofhoutsingels en onderplanting in naaldbossen omwille van een vermeend gunstig effect op de humusvorming;
- een bosbeheer gebaseerd op kaalslag, bodembewerking en bemesting dat leidde tot homogene heliofiële dennenbossen;
- een hoge stikstofdepositie.

Het gevolg is dat Amerikaanse vogelkers de struiklaag van een groot deel van de Vlaamse dennenbossen domineert met als gevolg:

- vermindering van de natuurlijke verjonging van hoofdboomsoorten als den, eik en berk en van nevenboomsoorten als vuilboom en lijsterbes;

- verdringing van de kruidvegetatie;
- bemoeilijkt dunning en exploitatie (meerkost tot 40 %);
- verhindert de omvorming van dennenbestanden naar gemengde loofhoutbestanden met inheemse soorten;
- water- en nutriëntenconcurrentie met de boomlaag.

Uit hogervermeld project is ondubbelzinnig gebleken dat de omvorming van homogene naaldbossen slechts mogelijk is indien de dominantie van Amerikaanse vogelkers wordt doorbroken. Gezien zijn huidige verspreiding en zijn overlevings- en reproductiemogelijkheden is dit enkel mogelijk door middel van een planmatige bestrijding:

- in aaneengesloten blokken van voldoende grote oppervlakte;
- de gebruikte bestrijdingsmethode moet worden aangepast aan de grootte van de voorkomende exemplaren (zaailing, struik, boom) en mate van verspreiding in het bestand;
- er moet voldoende nazorg voorzien worden.

Zuiver mechanische methoden zijn doorgaans weinig efficiënt, tenzij in bestanden waar de Amerikaanse vogelkers weinig voorkomt. Hetzelfde geldt voor mechanisch-biologische methoden op basis van de huidige beschikbare culturen van loodglansschimmel (*Chondrostereum purpureum*). Mechanisch-chemische methoden met glyfosaat als actieve stof in het herbicide zijn het meest efficiënt.

Gezien een dominantie van Amerikaanse vogelkers in de kruid- en struiklaag het streefdoel van gemengde ongelijkjarige en ongelijkvormige bossen op basis van inheemse boomsoorten in de weg staat en de mechanisch-chemische bestrijdingsmethode momenteel de enige echt efficiënte methode is, is het gebruik hiervan in openbare bossen aanvaardbaar indien het op de hogervermelde planmatige manier gebeurt.

Bij het opmaken van de bestandsfiches wordt bijzondere aandacht besteed aan de Amerikaanse vogelkers om een planmatige aanpak mogelijk te maken.

Lokaal vormt ook de Pontische rhododendron een probleem. De soort is echter minder expansief vergeleken met de Amerikaanse vogelkers. Bestrijding kan op dezelfde manier gebeuren.

5.2.3. Andere soorten

Andere uitheemse boomsoorten gedragen zich ook expansief ten koste van inheemse soorten. Ze groeien echter mee tot in de boomlaag waar er kan gestuurd worden door middel van bosbouwkundige ingrepen. In praktijk is vooral Amerikaanse eik massaal aanwezig. Andere soorten zoals douglas en robinia werden slechts plaatselijk aangeplant en vormen in Vlaanderen slechts op enkele plaatsen een probleem. Amerikaans krentenboompje is minder expansief en groeit slechts uitzonderlijk mee tot in de boomlaag.

In bestanden waar deze uitheemse soorten verspreid voorkomen tussen andere soorten zullen ze bij de dunning systematisch worden benadeeld ten voordele van andere boomsoorten. In bestanden waar Amerikaanse eik aspectbepalend is, helpt deze maatregel niet gezien de overvloedige en concurrentiekrachtige verjonging. Hier helpt enkel een omvorming van het

bestand op middellange termijn waarbij groepsgewijs andere soorten worden ingebracht en mechanisch worden vrijgesteld.

Amerikaanse eik, douglas en robinia worden in elk geval niet meer aangeplant. In de Kempen wordt op zeer lange termijn gestreefd naar de verwijdering van de Amerikaanse eik uit het bosbeeld. Op de rijkere zandgronden (meer dan 10 % leem en klei in het bodemprofiel) kunnen zomereik, wintereik of beuk gerust de economische voordelen van de Amerikaanse eik overnemen. Op de armste bodems kan de soort voorlopig nog een interessante economische bijdrage leveren, maar ook hier dienen de economisch van gering belang zijnde inheemse soorten extra beschermd te worden. Omvorming met behoud van overstaanders van Amerikaanse eik wordt niet meer toegepast (negatieve ervaringen in de domeinbossen Ravels, Pijnven en elders - slechte kwaliteit en massale zaadproductie).

Tamme kastanje stelt weinig problemen bij de realisatie van het gewenste streefbeeld en vormt een mooie aanvulling van het bosbeeld met een stilaan ingeburgerde soort. Ook voor recreanten is het een zeer aantrekkelijke soort.

Externe milieufactoren (verdroging, hoge stikstofdepositie, ...) hebben de dominantie van soorten als adelaarsvaren, bramen en grassen versnelt. Bestrijding heeft in die situaties geen zin. Het is eerder een bestrijding van symptomen die niet ingrijpt op de onderliggende oorzaken. Hier dient geval per geval te worden afgewogen met de algemene beheerdoelstellingen van het gebied. De dominantie kan worden doorbroken door een aangepaste bosbehandeling (wijzigingen sluitingsgraad, ...), kunstmatige verjonging met voldoende vrijstelling of gewoon te wachten en in te spelen op een eventuele successie in de vegetatie.

5.3. Maatregelen tegen verzuring

Naast verdroging zijn verzuring en vermesting twee andere belangrijke milieuproblemen waar de Vlaamse bossen onder lijden. Naar schatting is ongeveer 75 % van de Vlaamse bosbodems sterk gedegradieerd en verzuurd (Muys, 1993). Verzuring is een natuurlijk proces maar wordt door menselijke invloed versterkt. Door overexploitatie van bossen of ontbossing trad in het verleden een degradatie op naar heide of heischrale graslanden. Veel bossen zijn nadien aangeplant op deze arme gronden. De laatste decennia zijn vooral verdroging en de uitstoot van SO₂, NH₃ en NO_x de belangrijkste oorzaken van bodemverarming en verzuring.

Verzuring veroorzaakt een reeks effecten op het boscysteem (De Keersmaeker, 1998; Dienst Waters en Bossen et al., 1993):

- Bij een verdergaande verzuring doorloopt de bodem verschillende buffersystemen. Vanaf de PH_{H2O} van de bodem onder de 4,2 daalt (vanaf het aluminiumbufferbereik) komen Al³⁺-ionen in meetbare concentraties in de bodemoplossing voor. Te hoge aluminiumconcentraties in de bodemoplossing leiden tot o.a. een vermindering van de cellulaire samenhang en verstoringen van fysiologische processen in de wortels. Hierdoor worden de opname en het transport van voedingsstoffen verstoord en kunnen vitaliteitsproblemen optreden.
- Verzuring veroorzaakt veranderingen in de bodemvegetatie. Veel zeldzame soorten van heischrale graslanden en het borstelgrasverbond maar ook veel bosplanten hebben een kritische pH waaronder hun ontwikkeling geremd wordt.
- De bodemfauna in zure bodems is minder goed ontwikkeld. Er ontbreken bv. diepgravende regenwormen. In zuurdere bodems wordt strooisel minder goed vermengd met de minerale bodem.

De deposities van NH₃ en NO_x hebben niet alleen verzurende gevolgen maar ook vermestende gevolgen. Beide effecten zijn niet te scheiden. De hogere beschikbaarheid van stikstof in opneembare vorm in de bodemoplossing heeft een reeks effecten:

- In bodems met een hoog stikstofgehalte nemen bomen stikstof ook in overmaat op. Een hoog stikstofgehalte in de assimilatie-organen leidt tot een verminderde resistentie tegen vorst, schimmel- en insectenaantastingen. Loofbomen hebben een hogere stikstofbehoefte en zijn minder gevoelig dan naaldbomen.
- Hoge stikstofdeposities versnelt de natuurlijke successie in bossen. Hierdoor krijgen grassen (pijpestrootje en bochtige smele) de bovenhand ten nadele van heidesoorten en korstmossen.

Maar ook het bosbeheer kan een invloed hebben op het verzuringsproces. In het verleden waren strooiselroof en het verzamelen van sprokkelhout courante praktijken die bijdroegen tot de bodemverarming. Ook het kappen en afvoeren van bomen draagt bij tot verzuring. Enerzijds worden kationen die zijn opgeslagen in de bomen verwijderd, anderzijds treedt tijdelijk een versnelde mineralisatie op. Deze verzuring is echter verwaarloosbaar ten opzichte van natuurlijke en antropogene verzuringsprocessen tenzij gewerkt wordt met kaalslag over relatief grote oppervlakten en met "total tree use". Deze praktijken vinden in Vlaanderen echter niet meer plaats.

Daarnaast is ook de boomsoortenkeuze van belang. Vooral naaldbomen hebben een traag afbrekend strooisel en leiden tot verzuring. Maar ook de meest voorkomende

loofboomsoorten (beuk en eik) vormen een relatief moeilijk afbreekbaar strooisel. Het steeds aanplanten van boomsoorten met een moeilijk afbreekbaar strooisel op dezelfde plaats kan leiden tot een vicieuze cirkel zodat na verloop van tijd geen aanplanting of natuurlijke verjonging meer mogelijk is van bomen die hoge eisen stellen aan de bodemvruchtbaarheid. Het zijn net deze soorten die een mild bladstrooisel produceren. Het vervangen van naaldbomen door loofbomen heeft in het kader van verzuring en vermessing een gunstig effect:

- Loofbomen vangen aanzienlijk minder atmosferische polluenten.
- Loofbomen hebben een hoger N-behoefte. Nitraatopname gaat samen met de vrijstelling van hydroxiden of bicarbonaat en heeft zo een ontzurend effect.
- Het strooisel van loofbomen, ook dat van beuk en eik, is van betere kwaliteit.
- Loofbomen zijn minder gevoelig voor hoge N-deposities en vertonen minder vitaliteitsproblemen.

De omvorming van de Kempische dennenbossen (zie 4.1) na doorbreken van de eventuele dominantie van Amerikaanse vogelkers (zie 4.2) zal dan ook leiden tot het tegengaan van de verzuring. Het is van groot belang bij aanplanten van verjongingsgroepen van loofbomen zoveel mogelijk de meer eisende en standplaatsgeschikte boomsoorten te kiezen. Op die manier is de return aan nutriënten via de bladval maximaal en blijft de bodemrijkdom van de standplaats behouden. Door het IBW worden bodemgeschiktheidstabellen per boomsoort ontwikkeld.

Homogene beukenbestanden worden geleidelijk omgevormd door de inbreng van andere loofbomen met een milder bladstrooisel.

Een aantal bosbodems bevinden zich echter in een zodanig gedegradeerde toestand dat er grenswaarden worden vastgesteld. Het gaat om bossen waar er duidelijk vitaliteitstverlies optreedt dat samengaat met verhoogde sterfte langs de bosranden die grenzen aan landbouwzones en waar de pH-KCl van de bovenste minerale bodem (0-10 cm) gedaald is onder de 3,2. Hier dient zo vlug mogelijk een omvorming te worden gestimuleerd. Na enkele jaren kan er vervolgens, als er ernstige problemen blijven bestaan, een bekalking worden toegediend. Op sommige plaatsen (o.a. Duitsland) wordt reeds een standaarddosis nutriënten toegediend: 3 ton dolomiet per ha (eventueel een andere grofkorrelige kalkstof) aangevuld met 200 kg KCl (60 % K₂O) per ha. Deze dosis heeft een werking van ongeveer 10 jaar.

Een niet-gerichte bekalking kan echter vitaliteitsproblemen verergeren omdat verkeerde elementen worden toegediend en de opname van elementen die in gebreke zijn op die manier nog meer wordt bemoeilijkt. Onderzoek in het domeinbos Ravels toonde bv. een significante groeiachterstand aan van bekalkte eiken in vergelijking met onbehandelde bomen, omdat de toediening van Mg via dolomietbekalking de opname van K bemoeilijkt.

De bekalking moet gedifferentieerd worden naargelang de situatie, waarbij soortspecifieke parameters (vitaliteit, ontwikkeling), bodemspecifieke parameters (textuur, vochthuishouding, basenverzadiging) en beheerspecifieke doelstellingen meespelen, en moet voorafgegaan worden door een bodem- en vooral een naald/bladonderzoek. Criteria en regels om te bepalen waar in in welke mate bekalking nodig is, worden opgesteld in samenspraak met het IBW. De producten mogen bovendien geen ecotoxicologische risico's inhouden (VLAREA normen, MAC levels voor strooisellagen). Eventuele bekalking in naaldhout moet in elk geval steeds gepaard gaan met een omvorming naar loofhout omdat loofbomen minder gevoelig zijn voor

hoge N-deposities zodat de problemen worden opgelost en omdat de verjonging onder de dennen een groot deel van de aangeboden nutriënten kan opnemen en terug in het bosecosysteem brengen.

Algemeen moet worden opgemerkt dat het bosbeheer enkel kan sturen in effectgerichte maatregelen. Ze kunnen enkel dienen als noodoplossing in afwachting dat er effectieve en efficiënte brongerichte maatregelen genomen worden.

5.4. Wilddruk

Wildbeheer is een van de middelen om te komen tot gemengde ongelijkjarige bossen. Zeker in homogene naaldbossen waar nog maar een beperkt aantal verjongingskernen van loofhout voorkomen, is alleen wildbescherming onvoldoende.

Er moet echter een onderscheid gemaakt worden tussen verpachte en niet verpachte bossen. Het wildbeheer wordt namelijk gevoerd door de jachtrechthouder die niet noodzakelijk de eigenaar is. De jacht is hierbij een wettelijk geregelde activiteit, maar bij het verpachten kunnen weliswaar voorwaarden opgelegd worden.

Er worden een aantal criteria gegeven voor de verpachting van het jachtrecht en mogelijke aanvullingen op de verpachtingsvoorwaarden. Eens de jacht verpacht, worden criteria gegeven om het reeafschot te bepalen.

Verder kan nog worden gekozen om de jacht op slechts één of enkele van de bejaagbare soorten (konijn, fazant, ree, haas) effectief te verpachten.

5.4.1. Criteria met betrekking tot de verpachting van het jachtrecht

Wildschade

Wanneer wild schade veroorzaakt aan bosverjonging of aan omliggende landbouwteelten wordt in principe het jachtrecht verpacht.

Het is evenwel niet eenvoudig maatstaven te formuleren om deze schade te meten en aan de hand hiervan te bepalen al dan niet tot verpachting over te gaan. De beoordeling van eventuele schade moet dan ook gebeuren door de lokale beheerder.

Bejaging sluit niet uit dat preventieve maatregelen worden getroffen, zoals het afsluiten van verjongingsgroepen.

Te grote wildpopulaties

Een te grote populatie van een bepaalde wildsoort (bv. ree) in een bepaald gebied kan de draagkracht van dit gebied overtreffen wat tot voedselgebrek en een slechtere conditie van de wildsoort leidt. In dit geval is een jachtverpachting aangewezen.

Oppervlakte van het bos

Bij voorkeur worden grotere bosoppervlakten voor de jacht verpacht (minstens 40 ha, de wettelijk verplichte minimumnorm om met het geweer te mogen jagen). Dit betekent evenwel niet dat kleinere bossen niet voor verpachting in aanmerking kunnen komen: kleine terreinen die als een enclave volledig zijn omsloten door wél bejaagde terreinen kunnen ook worden verpacht.

Onder bepaalde voorwaarden is zelfs een onderhandse verpachting van het jachtrecht (nauwkeuriger: verpachting van het recht tot jagen met het geweer) op deze gronden wettelijk mogelijk⁽¹⁾:

1. In principe moeten gronden in eigendom van het Vlaamse Gewest altijd openbaar worden verpacht, conform art. 11 van het jachtdecreet.
2. In afwijking van dit algemeen principe is een onderhandse verpachting van het jachtrecht mogelijk indien volgende twee voorwaarden gelijktijdig vervuld zijn:
 - het te verpachten terrein is kleiner dan de vereiste minimumoppervlakte voor de jacht met het geweer (40 ha);
 - slechts één jager of WBE grenst met zijn jachtterrein aan het te verpachten terrein.
3. Wanneer het te verpachten terrein kleiner is dan 40 ha, maar er meerdere jagers zijn die met hun jachtterrein hieraan grenzen, is er openbaarheid; deze openbaarheid beperkt zich dan wel tot de aangrenzende jagers.
4. Wanneer het terrein groter is dan 40 ha, moet er altijd openbaar worden verpacht.

Nulverhuur

In sommige gevallen kan het nuttig zijn om terreinen die niet voor bejaging in aanmerking komen toch te verpachten zonder dat dit recht er effectief wordt uitgeoefend (de zgn. "nulverhuur").

Deze constructie kan worden gebruikt wanneer jagers het jachtrecht op het betrokken terrein nodig hebben om een minimale aaneengesloten oppervlakte te bereiken.

Hierdoor wordt vermeden dat jachten worden "gebroken". Anderzijds kan het terrein beschouwd worden als rustgebied voor het wild. Bovendien biedt deze formule het voordeel dat de jager kan ingeschakeld worden bij de bestrijding van wild mocht dit noodzakelijk zijn.

Deze formule van "nulverhuur" kan onder volgende voorwaarden worden gebruikt:

- het terrein is kleiner dan 40 ha;
- het terrein komt in aanmerking voor verpachting volgens één van de vermelde criteria;
- in de aangrenzende gebieden wordt gejaagd;
- alleen wanneer maar één jager of wildbeheereenheid in aanmerking komt zodat onderhandse verpachting mogelijk is.

Recreatie

Recreatie is in principe geen reden om het jachtrecht niet te verpachten, wel kan de jacht er beperkt worden in de tijd (niet op zon- en feestdagen) en ruimte (bepaalde bosgedeeltes met dicht boswegennet).

Via het toegankelijkheidsreglement kan de toegang tot het bos of een gedeelte ervan worden verboden op momenten waarop met de kogel wordt gejaagd. Bovendien moet de jager zorgen voor het opstellen van verbodsborden. Voor andere jachtactiviteiten (met hagelgeweer) kan een waarschuwingsbord volstaan.

⁽¹⁾ cf. Advies van de afdeling Juridische Dienstverlening van 18/02/2000

Statuut van het bos

Bosreservaten worden in principe niet verpacht tenzij hiervoor gegronde redenen bestaan en pas na advies van de adviescommissie voor het betrokken bosreservaat (cf. art. 30 van het bosdecreet). Een gegronde reden kan bv. zijn dat er te veel reeën zijn in relatie tot de draagkracht van het gebied waardoor de conditie van de reeën te wensen overlaat.

5.4.2. Aanvullingen op de verpachtingsvoorwaarden

De huidige jachtverpachtingsvoorwaarden kunnen worden aangevuld met volgende bepalingen:

- verbod op het gebruik van staalhagel;
- verbod op het uitzetten van wild;
- een verbod op het aanleggen van wildakkers;
- een sanctioneringsmogelijkheid bij het niet realiseren van een minimumafschot van reewild.

Verbod op het gebruik van staalhagel

Daar de kans reëel is dat er binnen afzienbare tijd een verbod op het gebruik van loodhagel bij de jachtbeoefening wordt ingesteld, zal de jager op dat ogenblik moeten overschakelen op alternatieven. Staalhagel mag evenwel niet toegestaan worden wegens zijn schadelijke effecten voor de bosbouw (de staalkorrels kunnen zaagmachines beschadigen en bovendien voor verkleuring van het hout zorgen).

Verbod op het uitzetten van wild

Het jachtdecreet bepaalt in art. 29 een principieel verbod op het uitzetten van wild, uitzondering wordt momenteel toegestaan voor de fazant. In een beheervisie waar de nadruk wordt gelegd op natuurlijke processen is het uitzetten van fazant weinig consequent.

Verbod op het aanleggen van wildakkers

De aanleg of de instandhouding van wildakkers is niet toegestaan omdat dit concept niet past binnen het kader van deze beheervisie. Een wildakker wordt gedefinieerd als elke oppervlakte die wordt omgeploegd en/of ingezaaid met het oog op de opbrengst van voedsel voor wild. Een wildweide daarentegen wordt gedefinieerd als elke open plek in het bos met gras en andere vegetatie waarvan het beheer zich beperkt tot maaien en/of kappen. Open plekken die een aangepast beheer krijgen, vervullen dus tegelijk de rol van wildweide (zie 3.7.3.).

Een overmatige reeënstand is dikwijls het gevolg van een onvoldoende gerealiseerd afschot door de jager: in het jachtseizoen 1998/1999 realiseerde de jager gemiddeld maar 60 % van het toegestane reeëafschot. Een te hoge stand leidt tot een te grote wilddruk op de vegetatie. In het afschotplan kan de woudmeester daarom een minimumafschot vaststellen. Het niet halen van het minimumafschot kan met geldboetes gesanctioneerd worden via de verpachtingsvoorwaarden.

5.4.3. Bepaling van het reeafschot (cf. BVR 13/7/1994)

Aanvragen voor reeafschot worden beoordeeld door de woudmeester op grond van het betreffende biotoop, de opgegeven stand en het opgegeven afschot van de vorige jaren. Deze beoordeling gebeurt aan de hand van criteria zoals opgesteld door Wauters (1994).

Met behulp van Tabel 5.1 wordt eerst de theoretisch optimale densiteit, uitgedrukt in aantal (N) reeën per 100 ha dekking, bepaald in functie van de biotoopkwaliteit.

Tabel 5.1: Theoretisch optimale densiteit i.f.v. de biotoopkwaliteit (Wauters, 1994)

Biotoopkwaliteit	Type biotoop	Densiteit (N/100 ha dekking)
Arm	zandgronden, naaldbossen, heide	6-12
Goed	gemengde naald- en loofbossen; weide en akkerland met kleine bosfragmenten	13-20
Rijk	gemengd loofbos; rijk bos afgewisseld met ruigtes, akkers en broekbossen; rijke beekvalleivegetatie met veel dekking	21-30

Vervolgens wordt nagegaan welke de (geschatte) reële reestand is voor het betreffende jachtterrein. Deze stand wordt bepaald op basis van het werkelijk aantal reeën als standwild aanwezig op de oppervlakte dekking. De geschatte reële reestand wordt vervolgens vergeleken met de optimale densiteit (zie Tabel 5.1). Op grond van deze vergelijking wordt de doelstelling geformuleerd: stand constant houden, doen afnemen of laten toenemen. Tenslotte wordt voor elke categorie van reewild een proportioneel afschot bepaald in functie van de stand en de doelstelling volgens Tabel 5.2.

Tabel 5.2: Proportioneel afschot van reewild i.f.v. de stand en de doelstelling (Wauters, 1994)

Stand:	zeer laag	laag	normaal	hoog
Doelstelling:	toename N	toename N	N constant	afname N
Jongen	0 %	20 %	25 – 40 %	50 %
Bokken	0 %	10 %	30 %	30 – 40 %
Geiten	0 %	0 – 10 %	25 %	30 %

Opmerking:

Onder "dekking" wordt verstaan: de beboste oppervlakte. Komen dus niet in aanmerking voor het bepalen van de oppervlakte aan dekking: akkers, weiden, open waters en fysisch niet bejaagbare oppervlakten. Een grove benadering bij het bepalen van deze oppervlakte wordt aanvaard.

5.5. Bosuitbreiding

Het optimaal functioneren van ecosysteemprocessen kan maar plaatsvinden in boscomplexen van voldoende grote omvang. De hoge bevolkingsdichtheid en vraag naar verschillende bosfuncties (zie 5.) maakt een multifunctioneel bosbeheer moeilijk. Bosuitbreiding is daarom essentieel. Wel dient met een aantal randvoorwaarden rekening gehouden te worden.

Bij de aanleg van nieuwe bossen leiden volgende aandachtspunten tot bossen die vrij snel aan het gewenste streefbeeld beantwoorden:

- Reeds vanaf de aanleg wordt gebruik gemaakt van een mozaïekpatroon met groepen van verschillende boomsoorten en voldoende open plekken. Minstens 20 % van de te bebossen oppervlakte blijft open.
- In nieuwe bossen die grenzen aan bestaande bossen met moederbomen van de gewenste soortensamenstelling en goede kwaliteit kunnen deze open plekken een hoger aandeel innemen en wordt spontane bosontwikkeling een kans gegeven.
- Er worden op minstens 80 % van de oppervlakte waar effectief wordt geplant inheemse soorten gebruikt. Er wordt rekening gehouden met de richtlijnen per categorie vermeld in 3.7.2.b.
- Zeer concurrentiekrachtige exoten als Amerikaanse eik, douglas en robinia worden niet aangeplant.
- Bij een eerste bebossing op landbouwgrond mag het aandeel populier tot 50 % van de oppervlakte innemen. Dit dienen multiklonale aanplantingen te zijn volgens de richtlijnen van het IBW (zie 3.7.2.b.).
- Bij het planten wordt rekening gehouden met de standplaatsgeschiktheid van de soorten (cfr. literatuur of ecologische fiches IBW, in ontwerp).
- Er worden geen nieuwe drainagegreppels aangelegd (zie 3.7.5.).

Daarnaast gelden enkele aandachtspunten voor het behoud van andere natuurwaarden dan bos (Omzendbrief LNW 96/2. Criteria te hanteren bij de adviesverlening door afdeling Natuur, afdeling Land en Administratie Land- en Tuinbouw bij de bebossing van landbouwgronden):

1. Geen bebossing van biotooptypen die volgens de Biologische Waarderingskaart worden gekarteerd als:
 - moerassen (klasse M),
 - graslanden (klasse H) met de karteringseenheden Hc, Hj, Hf, Hm, Hmo, Hmm, Hme, Ha, Hn, Hk, Hd, Hv, Hu, Hpr, Hp, Hp + Kb (a), Hp + Kb (p), Hp + Kb (s), Hp + Mr, Hp + Hc (+Kn), Hp (auna)
 - heiden (klasse C),
 - hoogvenen (klasse T),
 - duinen, slikken en schorren (klasse D),
 - vallei-, moeras- en veenbossen (klasse V).
2. Indien de bebossing in tegenspraak is met de doelstelling van volgende beschermde gebieden:
 - vogelrichtlijngebieden;
 - de speciale beschermingszones vermeld in artikel 1, § 2, 2.1 tot en met 2.7 van het BVR dd. 17 oktober 1988 tot aanwijzing van speciale beschermingszones in de zin

- van artikel 4 van de Richtlijn 79/409/EEG van de Raad van de Europese Gemeenschappen van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand;
- in de habitats van de speciale beschermingszones vermeld in artikel 1, § 3, 3.1 tot en met 3.16 van voormeld BVR dd. 17 oktober 1988.
 - in de voor weidevogels belangrijke gebieden binnen de perimeter van de vogelrichtlijngebieden;
 - habitatgebieden;
 - de habitattypen van bijlage I en de gebieden waarin een populatie voorkomt van een soort uit bijlage II van de Europese richtlijn 92/43/EEG (habitatrictlijn) van 21 mei 1992, binnen de grenzen van de door de Vlaamse regering voorgestelde habitatgebieden;
 - Ramsargebieden van internationale betekenis voor watervogels.

Plaatselijk kan hiervan worden afgeweken indien bebossing leidt tot een logische en eventueel historisch verantwoorde beheerentiteit.

6. BOSGEBRUIK DOOR DE MAATSCHAPPIJ

6.1. Veranderende concepten

Tot de 18^{de} eeuw was het gebruik van bossen in Europa gekenmerkt door een compleet gebrek aan regulariteit. Ontbossing en overexploitatie waren een algemeen verschijnsel. Er bestond enkel een gedeeltelijke regelgeving over wie het recht had bepaalde producten van bepaalde bossen te gebruiken.

Dit begon te veranderen met de ‘Ordonnance sur les Eaux et Forêts’ in Frankrijk (13/08/1669 door Colbert). Het was een periode waarin Frankrijk protectionistische maatregelen nam. De noodzaak om de natie een zo hoog mogelijke graad van zelfvoorziening te laten bereiken had ook een praktische invloed op het bosbeheer. Zo werd bv. een systeem ontwikkeld om zeer lange eikenstammen voort te brengen voor gebruik in de oorlogsvloot en werden de eerste experimenten met het gebruik van exoten gestart.

Tegelijk werd de basis gelegd van het besef dat bossen ten minste gedeeltelijk ‘eigendom’ zijn van de natie, de maatschappij. Dit idee werd later in verschillende andere landen in de wetgeving overgenomen. In hedendaags Belgisch administratief recht worden bossen bv. beschouwd als goederen met een bijzondere betekenis voor het algemeen belang. Niet alleen het besef groeide dat de maatschappij een vorm van eigendomsrecht over bossen heeft, ze begon ook haar mening over bossen en bosbouw te uiten. Dit gebeurde aanvankelijk vooral op een formele wijze aangezien de maatschappij en de overheid op een meer formele en hiërarchische manier waren gestructureerd. Zo werd bv. in 1893 de Hoge Bosraad opgericht.

In de tweede helft van de 20^{ste} eeuw begonnen de maatschappelijke veranderingen te versnellen. Het resultaat was een minder hiërarchisch gestructureerde maatschappij, een hogere levensstandaard (kortere werkdagen, meer vakantie), milieu werd een belangrijk maatschappelijk gegeven en het bosbeheer werd meer en meer bekritiseerd door diverse belangengroepen van buiten de bosbouwsector. Enkele gevolgen hiervan waren nieuwe wetgeving en nieuwe adviesorganen.

Ook ontstonden nieuwe bosbouwconcepten. Het begrip ‘multifunctionele bosbouw’ ontstond, maar ook dit evolueerde. De evolutie kan worden gevolgd in verschillende dienstorders en beleidsdocumenten. In de algemene onderrichtingen betreffende de bedrijfsregeling en de behandeling van de aan de bosregeling onderworpen bossen (Dienstorder Bestuur Waters en Bossen van 1 juni 1971) introduceerde het toenmalige Waters en Bossen het begrip ‘sociale en toeristische functie’ van bossen en gaf richtlijnen voor de invulling ervan. De formulering weerspiegelde echter nog een vrij hiërarchische houding. De inbreng van derden werd niet erg bemoedigd.

“ ... In het beheer van de beboste goederen moet voortaan rekening gehouden worden met de steeds belangrijker rol van het bos als landschapselement en als bevoorrechte zone voor ontspanning en recreatie. ...”

“ ... Het is de taak van de bosbouwkundige dienst om op dat gebied het initiatief te nemen en te behouden. ...”

In de late jaren '70 en vroege jaren '80 verschoof de multifunctionele bosbouw van 'meervoudig gebruik' (een bos kan worden gebruikt voor productie, bescherming en recreatie) naar 'multifunctionaliteit' (het doel van het bosbeheer is het bos in een toestand te brengen waarbij verschillende functies voor de maatschappij kunnen worden vervuld en mogelijkheden worden open gehouden om nieuwe functies in de toekomst te vervullen, zonder het ecosysteem in gevaar te brengen of te verarmen).

Vooraf met de oprichting van Pro Silva in 1989 kreeg het begrip *natuurgerichte bosbouw* meer ingang in het Europese bosbeleid. Het opstellen van 9 basisprincipes in 1992 door de in 1991 opgerichte Vlaamse Pro Silva werkgroep van de internationale beweging had een zekere invloed op het Vlaamse bosbeleid en diende als uitgangspunt voor deze beheervisie.

De verandering in concepten gebeurde tot dan vooral in bosbouwmiddelen zelf. Discussies gebeurden vooral in technische en ecologische termen. Pas na de publicatie van het Brundlandt rapport (1987) en de UNCED conferentie in Rio de Janeiro (1992) werd het concept van wat nu een 'goede' bosbouwpraktijk is uitgebreid met sociale aspecten en ontstond het begrip '*duurzame bosbouw*'. Vooral sinds de Lissabon conferentie (1998) worden de begrippen participatie en partnerships uitgewerkt om te komen tot een interactieve inspraak van de burgers.

Hoewel de boscijenaar een belangrijke vrijheid geniet in het beheer van zijn eigendom, dient hij te handelen binnen het wettelijk kader. Bovenstaande evolutie toont niet alleen aan dat dit wettelijk kader doorheen de geschiedenis wijzigt maar ook dat de concepten achter dit wettelijk kader wijzigen als gevolg van maatschappelijke veranderingen. De vrijheid van een individuele boscijenaar speelt zich dan ook af binnen het kader van een duurzaam bosbeheer. Rentabiliteit blijft voor een boscijenaar belangrijk maar kan niet meer beschouwd worden als het puur gericht zijn op een maximale winst op een zo kort mogelijke tijd. In het kader van een duurzaam bosbeheer dient maximalisering van de winst meer te worden bekeken in het minimaliseren van de kosten. Onder 3.7.2.b werd reeds aangetoond dat heel wat klassieke bosbehandelingen kunnen achterwege blijven en dat de meeste ingrepen in natuurgericht beheerde bossen significant minder kosten dan bij klassieke behandelingen het geval is. Veel hangt echter af van de uitgangstoestand (zie 4.). De overheid zal dan ook in financiële compensatie en andere ondersteuning voorzien bij de toepassing van de criteria duurzaam bosbeheer in privé-bossen gelegen in het VEN.

6.2. Participatie

In een dichtbevolkte, verstedelijkte regio waar het bos verschillende functies dient te vervullen bestaat de uitdaging erin om nieuwe modellen te vinden die de verschillende maatschappelijke belangen en vragen t.a.v. het bos integreren en die helpen om meer complexe beheerproblemen op te lossen. Er bestaan echter verschillende niveaus van participatie. Arnstein (1969) ontwikkelde een schaal met 8 niveaus (Tabel 5.1). Volgens deze auteur gelden enkel de 3 hoogste niveaus als een effectieve burgerparticipatie.

Tabel 6.1: Niveaus van participatie (Arnstein, 1969)

Burger participatie niveau:
8. Burgercontrole 7. Gedelegeerde macht 6. Partnerschap
Symbolisch participatie niveau: de burger wordt gehoord of mag toehoren, zonder dat hij enige macht heeft om er voor te zorgen dat er rekening wordt gehouden met zijn mening.
5. Verzoening. 4. Consultatie 3. Informeren
Non-participatie niveau: niveau waarbij technieken worden angewend om de andere partij 'te genezen' of 'te onderrichten' om er zo voor te zorgen dat zij dezelfde ideeën delen.
2. Therapie 1. Manipulatie

In de discussie rond participatie blijft het ultieme doel echter een duurzaam bosbeheer. Dit duurzaam bosbeheer bestaat grofweg uit 3 pijlers: bosbouwkundige aspecten, natuurbehoudsaspecten en sociale aspecten. De afdeling Bos & Groen beschouwt participatie als een instrument dat helpt om een duurzaam bosbeheer te bereiken. Het is geen doel op zich. Een analyse van de diverse internationale beleidsteksten sinds de UNCED conferentie leidt tot de conclusie dat participatie oorspronkelijk in internationale beleidsteksten aan bod kwam vanwege de noodzaak om rekening te houden met de noden van inheemse volkeren en gemeenschappen die effectief in het bos leven. In die gevallen heeft een beslissing inzake bosbeheer directe gevolgen voor de levenswijze en de tewerkstelling van die volkeren en gemeenschappen. In het dichtbevolkte en verstedelijkte Vlaanderen is de situatie uiteraard verschillend. De maatschappelijke impact van bosbeheeractiviteiten speelt zich voornamelijk af op het vlak van actieve of passieve recreatie (Mens en Ruimte, 1999). Nochtans is de belangstelling en betrokkenheid van de bevolking voor de manier waarop bossen worden beheerd vrij hoog.

Participatie in een Vlaamse context is dan ook altijd een vorm van verzoening (Arnstein niveau 5). Enerzijds moet een evenwicht gevonden worden tussen de langetermijn doelstellingen en visie in het beheer van de bossen, en de korte termijn verwachtingen van de betrokken partijen. Anderzijds moet ook een evenwicht gevonden worden tussen de verschillende wensen van de verschillende gebruikersgroepen van het bos.

Participatie in een Vlaamse context kan dan ook gedefinieerd worden als het actieve engagement tussen verschillende partijen (overheid, individuen, organisaties, bedrijven, ...) omtrent een zelfde object of project. Een goed gevoerd participatieproces kenmerkt zich door de uitwisseling van ideeën, het uitzetten van te volgen spelregels, het afwegen en argumenteren van beslissingen en tenslotte het geven van feedback.

Essentieel hierbij is dat een participatieproces op zich niet leidt tot beslissingen maar wel kan helpen om betere beslissingen te nemen. 'Kan helpen', want er zijn ook enkele gevaren verbonden aan een participatieproces. Ten eerste kan het heel wat tijd, energie en geld kosten. Soms zijn de standpunten van de betrokken partijen extreem tegengesteld. De meest radicale tegenstanders kunnen dan het proces blokkeren, uit het proces verdwijnen of een andere manier vinden om hun eigen doelstellingen te realiseren. In een aantal gevallen staat zodanig veel op het spel (bv. aanwezigheid van een zeer zeldzame soort) dat de beslissing beter niet in handen van een consensusgericht beslissingsproces wordt gelegd. En tenslotte zijn er menselijke verschillen. Elk individu heeft sterke en zwakke punten. Sommige personen hebben weinig ervaring of kennis met onderhandelingen of met het formuleren van hun mening. Het resultaat van het participatieproces kan dan verschillen van de eigenlijke maatschappelijke vraag.

Uitgangspunten van de afdeling Bos & Groen bij het uitvoeren van een participatieproces zijn:

- Een goed uitgevoerd participatieproces vestigt de aandacht van de beheerder op lokale gevoeligheden.
- Een multifunctioneel gebruik van de bossen betekent ook dat er beperkingen worden opgelegd aan de bosgebruikers. Een participatieproces moet daarom grondig worden voorbereid. Het risico bestaat immers dat er anders polarisatie ontstaat.
- Een grote betrokkenheid van de verschillende gebruikersgroepen leidt tot een beter begrip en steun voor andere aspecten van het bosbeleid zoals beschermingsmaatregelen en bosuitbreiding.

Concreet wordt het participatieproces vooral toegespitst op de opmaak van het bosbeheerplan. De eigenaar dient zijn verantwoordelijkheden op te nemen en een ontwerpbeheerplan op te maken. Na opmaak van het ontwerpbeheerplan wordt een consultatieronde georganiseerd, bv. door het organiseren van een informatievergadering waarop de lokale adviesraden worden uitgenodigd. In bijlage bij het beheerplan dient een verslag van de consultatieronde te worden gevoegd waarin vermeld wordt waarom al dan niet met de ingediende opmerkingen rekening gehouden. Tenslotte wordt het definitieve beheerplan aan alle betrokkenen bezorgd.

6.3. Openstelling van bossen

Openbare bossen zijn gemeenschapsbezit. De beheerder moet hiervoor zijn verantwoordelijkheid opnemen en niet alleen zorgen voor het bos op lange termijn door het voeren van een natuurgericht bosbeheer. Hij moet er daarnaast ook zorg voor dragen dat de maatschappelijke behoeften ten aanzien van het bos zoveel mogelijk gedekt worden zonder dat de draagkracht van het ecosysteem overschreden wordt.

Vlaanderen is een dicht bevolkt en verstedelijkt gewest. Maatschappelijke veranderingen, zoals een toename aan vrije tijd, zorgen ervoor dat er een duidelijke behoefte is aan bosrecreatie. Over het totaal aantal mensen dat bewust bossen opzoekt voor recreatie bestaan enkel ramingen. Er is wel een zeer duidelijk beeld over hoe de Vlaamse bosrecreant kan worden getypeerd. Dit is gebaseerd op een reeks Vlaamse afstudeerwerken waarvan de conclusies werden samengevat in het "Lange Termijnplan Bosbouw" (Dienst Waters en Bossen et al., 1993) en aangevuld met bevindingen van enkele Nederlandse onderzoeken (Meerjarenplan bosbouw, ...; IBN-rapport 308). Momenteel lopen enkele onderzoeken over de maatschappelijke waardering van bos en andere natuurterreinen. Aan de hand van de resultaten ervan kan dit beeld eventueel verfijnd worden.

Tijdstip en duur van bosrecreatie - herkomst van de recreanten

Bosrecreatie vindt plaats verspreid over het hele jaar maar er zijn duidelijke piekmomenten in de lente en de herfst. Het is een uitgesproken weekendverschijnsel, dan nog eens vooral geconcentreerd op zondagnamiddag tussen 14 en 17 uur. Er vinden vooral korte bezoeken plaats (maximum 3 uur), maar de verblijfsduur neemt toe met de leeftijd van de recreant en de afstand van zijn woonplaats tot het bos.

Het bos wordt vooral bezocht bij matig weer, minder bij zeer goed weer en uiteraard het minst bij slecht weer. De behoefte aan openluchtrecreatie stijgt met de verstedelijking, bewoners van stedelijke gebieden vertonen een verschillend recreatiepatroon (o.a. meer stationaire recreatie zoals zitten en spelen en een langere verblijfsduur) dan bewoners van landelijke gebieden. Uit Nederlandse enquêtes bleek dat bewoners van grote steden het bos minder bezoeken dan bewoners van landelijke gebieden. In Vlaanderen bestaan hierover geen gegevens. Het is de vraag of dit enkel te maken heeft met de afstand die moet afgelegd worden of er ook andere factoren een rol spelen.

Het is in elk geval wel duidelijk dat bosrecreatie een lokaal verschijnsel is. De grote meerderheid van de bosbezoekers woont op minder dan 15 km van het bos, hoewel in bosarme gebieden wel grotere afstanden worden afgelegd.

Waarom wordt een bos bezocht?

De overgrote meerderheid van de bezoekers komt naar het bos om de stilte op te zoeken, te genieten van de natuur en rustig te wandelen en fietsen. De meerderheid komt met de partner of het gezin. Een deel komt alleen of met kennissen.

Andere redenen voor bosbezoek zijn een uitstap met de kinderen, het beoefenen van sport of het uitlaten van de hond. Het verkrijgen van informatie over natuur scoort zeer laag.

Invloed van de inrichting van het bos

De bezoekers hebben over het algemeen een ‘drempelvrees’ en blijven op hoofdpaden. Individuele bezoekers en kleine groepen verlaten zelden de paden of wegen. Het hoofdwegennet dient voldoende onderhouden te zijn, vooral voor de oudere bezoekers. Deze bezoeken het bos gemiddeld meer dan de andere leeftijdscategorieën en blijven er ook langer. Een toenemende vergrijzing van de bevolking betekent dus meer bosrecreanten die nood hebben aan goed toegankelijke paden.

Grotere groepen wandelaars houden zich slechts matig aan beperkingen opgelegd in verband met het gebruik van wandelwegen. Anderzijds blijkt ook dat de recreanten in het algemeen niet veel discipline aan de dag leggen om zich aan opgelegde regels te houden (bv. honden aan de leiband houden, plukken van planten, ...), regels die voornamelijk zijn opgesteld om de gevolgen van recreatiedruk te vermijden. Het sturen van de recreant gebeurt dan ook meer efficiënt door in te spelen op de drempelvrees, bv. door het voorzien van variatie in de fijnmazigheid van het wegennet, het al dan niet verbeteren van paden doorheen nattere stukken, door de opslag op paden van bramen, struiken, brandnetels, ... al dan niet in te perken of door het laten vallen van stammen en kroonhout over paden.

De beschikbare infrastructuur in het bos (ligweiden, picknickplaatsen, fit-o-meters, ...) wordt door de meeste groepen bosbezoekers (met uitzondering van jongeren en gezinnen met kinderen) relatief weinig gebruikt. Speciale voorzieningen (zoals een speeltuin) in of nabij het bos vormen wel een aantrekkingspool. Voor de meerderheid van de recreanten volstaan enkele eenvoudige voorzieningen, zoals wandelpaden, fietspaden en eventueel ruitpaden. Veel recreanten zijn bang om te verdwalen. Een gemarkeerde route of andere herkenbare plaatsen bieden hen oriënteringspunten, zonder dat ze in hun vrijheid beknot worden. Van belang zijn het aantal ingangen, de herkenbaarheid van het gebied (o.a. bebording) en het onderhoud van de ingangen en wegen.

Het gewenste bosbeeld versus storende elementen

Uit psychologisch onderzoek blijkt dat mensen een basisbehoefte hebben aan visuele diversiteit in hun omgeving. Groepsgewijs behandelde bossen met geleidelijke overgangen scoren het hoogst bij de bosbezoekers (Ammer, 1977) maar ook de afwisseling tussen bos en open terrein, en telkens met weinig paden en weinig ‘onderhoud’ scoort hoog. Hoewel ecologische en visuele diversiteit niet altijd gelijktijdig voorkomen kan toch worden besloten dat, mits inachtnaam van enkele aandachtspunten, een bosbeheer dat rekening houdt met natuurlijke processen het best aansluit bij de behoeften van de bosrecreant.

Toch is er ook een minderheid van recreanten dat liever een goed ontsloten en goed onderhouden bos ziet. Het verlenen van informatie en een goed onderhouden infrastructuur geven de bezoeker het gevoel welkom te zijn en vergroot draagvlak en begrip, hoewel slechts een zeer kleine minderheid expliciet naar het bos komt om bij te leren over de natuur.

Niet gewenst zijn o.a. parkeerplaatsen en wegen voor gemotoriseerd verkeer midden in het bos, wegen waarop zich tegelijk groepen met een verschillende verplaatsingssnelheid bevinden, afval in het bos, loslopende honden (door de groep bezoekers die geen hond bezit), en te veel drukte. O.a. een gebrek aan toezicht of een gebrek aan sociale controle en loslopende honden vergroten het onveiligheidsgevoel.

De auto is een belangrijk vervoermiddel voor de bosbezoeker, hoewel auto's en parkeerplaatsen in het bos niet gewaardeerd worden. Het gebruik van het openbaar vervoer is problematisch. Enerzijds is het aanbod beperkt, vooral in het weekend en in afgelegen bosgebieden, anderzijds beknót de gebondenheid aan vaste vertrekuren het vrijheidsgevoel.

Het bos aantrekkelijk maken voor de recreant

De meeste recreanten wensen een afwisselend, natuurlijk uitziend bos. Daarom wordt bij het beheer bijzondere aandacht besteed aan deze landschappelijke aspecten en visuele diversiteit van het bos door, in het bijzonder langs wandelwegen, strak geometrische vormen te vermijden. Dit kan door wegen en brandwegen een onregelmatig golvend patroon aan te brengen (variabele breedte, inpassen in reliëf, ...), door het bewaren van individuele of groepjes bomen op een kapvlakte of door het bewaren van opmerkelijke bomen in de bestanden. 'Opmerkelijk' kan te maken hebben met de verschijningsvorm (grootte, vorm van de kroon, leeftijd, speciale groeivorm, ...) met historisch-culturele aspecten (cultuur, geschiedenis, religie), met de herkomst (vb. niet alledaagse exoot) of met zeldzaamheid. Verder wordt het visueel contrast tussen verjongingsgroepen en de omgeving vermeden door het vermijden van rechte randen, het laten ontwikkelen van een zoom- en mantelvegetatie, het uitvoeren van een sterke dunning en het eventueel opsnoeien van (naald)bomen in de omringende bestanden. De meeste van deze ingrepen volgen automatisch uit de aandacht voor andere bosfuncties en dus uit het toepassen van de andere principes uit de beheervisie.

De infrastructuur in het bos dient er daarentegen goed verzorgd, niet storend en herkenbaar uit te zien. Er zal dan ook bijzondere aandacht besteed worden aan het vermijden van visuele impact van de infrastructuur (banken, vuilnisbakken maar ook bv. wilddescherming) door het gebruik van aangepast materiaal en aangepaste kleuren. De landschappelijke impact van parkeerplaatsen wordt zoveel mogelijk beperkt door gebruik te maken van aangepast materiaal en ze worden bij voorkeur aan de rand van het bosgebied aangelegd. De grootte van de parkeerplaats dient aangepast te zijn aan de draagkracht van het bos. Op die manier kan op piekmomenten al een eerste filtering en spreiding van bosbezoekers gebeuren.

De recreatieve infrastructuur in het bos wordt weinig gebruikt en zal tot een minimum worden beperkt. Af en toe een eenvoudige zitbank is voor de meeste recreanten meer dan voldoende. Een teveel aan recreatieve infrastructuur komt storend over. Zo zal het aantal vuilnisbakken in de domeinbossen systematisch worden afgebouwd, behalve nabij parkeerplaatsen en openbare wegen of in kleine bossen in bosarme gebieden. Ook niet gebruikte picknicktafels of fit-o-meters worden verwijderd. De overblijvende infrastructuur wordt echter goed onderhouden en dient er steeds verzorgd uit te zien. Bijzondere aandacht moet uitgaan naar verzorgde infrastructuur en wegen nabij de ingangen van het gebied, waar een eerste impressie over het gebied wordt gevormd. Eenvormige infoborden en toegankelijkheidsborden verhogen verder de herkenbaarheid van het gebied en de beheerder.

Lokale betrokkenheid en ontsluiting

De meeste bezoekers zijn afkomstig uit de nabije omgeving van het bos. Er zal worden gestreefd om de betrokkenheid van de bezoekers bij het bosgebied en het beheer te verhogen. Hiertoe zullen activiteiten, belangrijke werken, bijzondere waarnemingen, ... zoveel mogelijk

bekend gemaakt worden aan de lokale bezoekers, o.a. via de infoborden. Maar ook bv. de lokale pers kan systematisch geïnformeerd worden.

Gezien hun ligging zijn bossen nu eenmaal vaak moeilijk bereikbaar. Waar mogelijk zal de bereikbaarheid verhoogd worden door, in overleg met de lokale overheden, aanlooproutes te voorzien vanaf stopplaatsen van het openbaar vervoer, of vanaf gemakkelijk bereikbare plaatsen in de omgeving (dorpskern, ...).

Kanaliseren van de bezoekersstroom

De toegankelijkheid en het occasionele gebruik van de bossen wordt geregeld door het Bosdecreet, het besluit van de Vlaamse regering van 22 juli 1993, het besluit van de Vlaamse regering van 24 januari 1996 en de omzendbrief LNW97/1 (B.S. 15.04.1997). De toegang tot het bos wordt o.a. geregeld door het toegankelijkheidsreglement en een reeks borden.

Uit bovenstaande analyse blijkt echter dat er een zekere drempelvrees bestaat bij de meeste bosrecreanten (er nood is aan oriëntatiepunten) en men zich vaak niet aan de opgelegde regels houdt.

Het toegankelijkheidsreglement en de bebording zal daarom worden aangevuld met een reeks maatregelen:

- In het bosgebied worden duidelijk gemarkeerde en goed onderhouden wandelroutes voorzien. Deze wandelroutes zijn niet te lang (maximum duur = 3 uur). Door het op elkaar laten aansluiten van verschillende wandelroutes kan ook de minderheid van de bosbezoekers die langere wandelingen wil maken aan zijn trekken komen. De meerderheid van de bosbezoekers zal op deze wandelwegen blijven.
- De toegang tot afgesloten bosgedeelten wordt fysisch en/of visueel geaccentueerd door paden te versmallen of te laten overwoekeren, stammen of kroonhout op het pad te laten liggen, e.d.
- De herkenbaarheid voor de recreant wordt verhoogd door steeds naar eenvormigheid te streven bij alle gebruikte recreatieve infrastructuur.

Toegankelijkheid en occasioneel gebruik

Voor de algemene principes inzake de toegankelijkheid en het occasioneel gebruik van de bossen wordt verwezen naar de omzendbrief LNW97/1 (B.S. 15.04.1997). Kort samengevat gelden volgende principes in deze omzendbrief:

- voorrang voor stille recreatie;
- verschillende bezoekerscategorieën worden zoveel mogelijk ruimtelijk gescheiden;
- fiets- en ruiterspaden zijn enkel verantwoord als ze aansluiten op een grote omloop die ook buiten het bos loopt.

Voor het toegankelijkheidsreglement van de domeinbossen gelden volgende bijzondere aandachtspunten:

- overleg met de gemeentebesturen (o.a. inpasbaarheid van toegankelijkheidsreglement in het globale verkeersplan, afschaffing overbodige buurtwegen, ...);
- afstemming met o.a. de jachtverpachtingsvoorwaarden;

- toepassen van de standaardschoonperiode voor het verlenen van machtigingen voor occasioneel gebruik;
- op terreinen waar waterpartijen voorkomen wordt gewerkt aan een ecologisch verantwoorde inpassing van de recreatieve hengelsport (zie 3.7.5.b.);
- er mag geen verstoring optreden in de kwetsbare biotopen (bv. bovenlopen van beekstelsels in het bos, ...).

Spelen in het bos

Een groep bosrecreanten waarnaar bijzondere aandacht moet gaan zijn de kinderen en jongeren. Meer dan een half miljoen kinderen maken in georganiseerd verband gebruik van het bos. Ook voor kinderen in niet-georganiseerd verband heeft het bos een belangrijke recreatieve en educatieve waarde. Het bos vormt een avontuurlijk biotoop dat zijn gelijke niet kent. Voor kinderen vormt het dan ook een uitdagend speelterrein waar hun creativiteit en spontaneïteit tot recht kan komen. Ze komen op die manier in aanraking met een natuurlijk ecosysteem en ze maken spelenderwijs kennis met de natuurlijke processen die ons leefmilieu beïnvloeden. Een goed bosspel is niet enkel een boeiende en aangename activiteit, het vormt tevens een krachtig didactisch instrument dat essentieel is in de ontwikkeling van het kind. Het belang van ervaringsgericht leren wordt door pedagogen onderkent. Daarenboven neemt, naarmate de open ruimte verder versnipperd, het belang van het bos als veilige speellocatie binnen een groene omgeving nog eens toe.

Vlaanderen bevindt zich dan ook nog eens in een unieke maar vrij moeilijke situatie doordat er enerzijds zeer weinig bos is en anderzijds een zeer uitgebreide en zeer actieve jeugdwerking bestaat.

Daarom wordt bijzondere aandacht besteed aan het voorzien van voldoende speelzones in bossen. Bossen zijn echter slechts een beperkt gedeelte van het aanbod. Het is uiteraard niet de bedoeling alle speelzones enkel in bossen te lokaliseren. De problematiek moet ook ruimer gezien worden dan alleen maar spelen in bossen, er zijn bv. ook mogelijkheden op verwilderde terreinen in steden.

Bij de lokalisatie van speelzones zal rekening gehouden worden met:

- De noden van de jongeren: criteria hiervoor zijn o.a. de nabijheid van jeugdlokalen, verblijfcentra voor jongeren in de omgeving, woonwijken met een groot aandeel jongeren
- De bereikbaarheid door de jongeren: een speelzone bevindt zich best op een maximale afstand van 5 km t.o.v. jeugdlokalen e.d.
- Het voorzien van een voldoende oppervlakte speelzones.

Hiervoor kunnen niet zomaar algemene richtcijfers worden vooropgesteld. Uit praktijkervaringen blijkt dat de ideale grootte van een speelzone in de bossen van West-Vlaanderen tussen 2 en 5 ha ligt. Het blijkt dat in een speelzone van 2 ha gemakkelijk 2 groepen van 30 kinderen kunnen worden opgevangen.

Deze algemene criteria zullen bij het opstellen van het toegankelijkheidsreglement worden aangepast aan de lokale situatie, o.a. door het voorzien van lokaal overleg met de gemeentelijke jeugdraad.

Buiten deze speelzones blijft spelen mogelijk mits het aanvragen van een machtiging. Bij het lokaliseren van de speelzones of bij het toestaan van de machtiging dient steeds een afweging

te gebeuren met de mogelijke impact op het ecosysteem. Spelen in het bos is een intensieve gebruiksvorm die de rust (van de fauna maar ook van andere bosgebruikers) in meerdere of mindere mate verstoort. Betreding heeft invloed op de bodem en de vegetatie. Alle hierboven beschreven maatregelen (localisatie recreatieve infrastructuur, toegankelijkheidsreglement, afsluiten van kwetsbare zones, localisatie van speelzones) moeten ervoor zorgen dat de meest kwetsbare zones van het bos worden gevrijwaard.

Vermijden van schade aan bosbestanden als gevolg van andere intensieve gebruiksvormen

Schade aan bomen, verontreiniging, bodemverdichting en verstoring kunnen ook worden veroorzaakt door intensieve vormen van recreatie. Ook hier wordt de schade aan het boscysteem beperkt door:

- het instellen van ontoegankelijke rustzones op kwetsbare plaatsen;
- het opstellen van toegankelijkheidsreglementen waarin een schoontijd wordt voorzien;
- het inrichten van de domeinen op een manier dat intensieve recreatie wordt opgevangen in de minst kwetsbare zones (o.a. door localisatie van wandelpaden en infrastructuur);
- het niet verlenen van machtigingen voor occasioneel gebruik waarbij de paden worden verlaten (art. 8 § 2 BVR 22.07.1993 betreffende de toegankelijkheid en het occasionele gebruik van de bossen) in een standaard periode (1 april tot 30 juni) die kan worden ingekort of uitgebreid volgens de criteria vermeld onder 3.7.4.

7. OPERATIONALISATIE

Deze beheervisie is een tussenstap tussen het bosbeleid en het dagelijkse beheer van de bossen. Duurzaamheid en multifunctionaliteit worden aangevuld met natuurbehoudsmaatregelen en geconcretiseerd op niveau Vlaanderen. Op die manier mag er geen misverstand zijn voor welk terreinbeheer gekozen wordt.

In de klassieke bosbeheerplanning situeert deze beheervisie zich samen met het algemene bosbeleid op het niveau van de strategische planning, het niveau waar de algemene visie wordt vastgelegd. Dit dient nu verder te worden vertaald naar het niveau van de tactische planning (het beheerplan) en de operationele planning (jaarplanning).

Waar mogelijk werd in de beheervisie zoveel mogelijk gewerkt met meetbare richtlijnen. Op die manier kan worden nagegaan of het beheer in de door het bosbeleid vastgelegde richting verloopt. Afhankelijk van de lokale situatie zullen een aantal grootheden op termijn worden verfijnd. Dit maakt tegelijk een bijsturing van het beleid op basis van objectieve normen mogelijk.

Op 1 juni 2000 werd het project “Operationaliseren beheervisie” gestart. Als resultaat worden een aantal handleidingen, vormingspakketten en software voorzien.

Op termijn moet het mogelijk worden hier ook financiële gegevens aan te koppelen en te komen tot een set pragmatische normkosten en kan de uitvoering van de beheervisie worden gekoppeld aan het ter beschikking stellen van budgetten.

Uitvoeren van de beheervisie betekent dat met een aantal nieuwe zaken moet worden rekening gehouden en dat een aantal tradities dienen te veranderen. De beheervisie zal dan ook als leidraad dienen bij de jaarlijkse opmaak van het vormingsprogramma van de afdeling Bos & Groen en bij de programmatie van de cursussen van het Educatief Bosbouwcentrum Groenendaal.

8. SAMENVATTING MAATREGELEN

8.1. Het mozaïekcyclus concept

- Alle ontwikkelingsfasen van een bos zijn belangrijk.
- Streven naar bossen met voldoende grote oppervlakte (min. 50 ha en bij voorkeur groter).
- Het bos wordt beschouwd als een geheel van cellen, elk met hun ecologische kenmerken. Concreet: het bos wordt ingedeeld in bestanden (= eenheid van behandeling, oppervlakte met dezelfde ecologische eigenschappen) en percelen (= op terrein herkenbaar, heeft duidelijke fysische grenzen).
- In grote bossen wordt gestreefd naar een structuur waar alle ontwikkelingsfasen (inclusief open fase) aanwezig zijn.
- Tijdsdimensie: aanvaarden te wachten en in te spelen op de evolutie, o.a. op natuurlijke verjonging.

8.2. Selectieve hoogdunning

- Te gebruiken dunning = selectieve hoogdunning.
- Eindkap wordt niet bekeken per bestand maar op niveau groep of individu → geen bedrijfstijd op niveau van bestand.
- Moment kappen boom is afhankelijk van houtkwaliteit, waardeaanwas, te verwachten invloed van exploitatie op neven- of onderstaande exemplaren.
- De selectieve hoogdunning is variabel in de tijd: de omlooptijd is afhankelijk van de leeftijd van het bestand:

Bestandstype	Leeftijd	Omlooptijd
Naaldhout	< 40 jaar	3 jaar
	> 40 jaar	6 jaar
	vanaf 70 - 90 jaar	9 - 12 jaar
Loofhout	< 70 - 80 jaar	4 jaar
	> 70 - 80 jaar	8 jaar

- De selectieve hoogdunning is variabel in de ruimte: de dunningssterkte varieert per bestand of per groep waardoor beter kan ingespeeld worden op verschillen in standplaats, aanwezige soorten, aanwezigheid van gaten als gevolg van windval, e.d.
- In jonge Kempense naaldbossen:
 - 1ste dunning vanaf 30 - 35 jaar,
 - niet dunnen in bestanden van grove den met bestandsgrondvlak < 14 m²/ha en bestanden van Corsicaanse den met bestandsgrondvlak < 25 m²/ha.

8.3. Duurzame jaarlijkse houtoogst

- op een duurzame manier bijdragen in de zelfvoorzieningsgraad: gemiddeld jaarlijks kapkwantum < gemiddeld jaarlijkse aanwas;
- gemiddeld jaarlijks kapkwantum: 4 m³/ha/jaar;
- in de beheerplannen productiedoelstelling verfijnen a.d.h.v. lokale gegevens.

8.4. Oude bomen

- per bestand worden individuele bomen of groepen aangeduid die hun natuurlijke leeftijdsgrens kunnen bereiken:
 - richtwaarde voor individuele bomen: 10 bomen per ha of lager indien 10 bomen meer dan 10 % van bestandsgrondvlak innemen;
 - richtwaarde voor groepen:
 - bestand < 2 ha: min. 1 groep van 5 are,
 - bestand 2 - 4 ha: min. 1 groep van 10 are,
 - bestand > 4 ha: veelvoud van groepen van 10 are.
- gebeurt best bij het hameren van oude bestanden, bv. ter voorbereiding van een lichtingskap;
- groepen verspreid, zoveel mogelijk verschillende boomsoorten;
- lokalisatie zoveel mogelijk combineren met aanwezige kleine elementen met bijzondere natuurwaarde waarvoor geen aangepast beheer nodig is (nestboom, dassenburcht, ...);
- veiligheid: vermijden nabijheid openbare wegen en drukke boswegen.

8.5. Dood hout

- aandeel dood hout, zowel staand als liggend, systematisch opvoeren door:
 - in alle bestanden beschadigde en doodgebliksemde bomen te laten staan (opnemen in dunningsonderrichting en verkoopsvoorwaarden);
 - bij catastrofes (o.a. windval) of niet besmettelijke aantastingen (o.a. eikensterfte) niet alle getroffen bomen te verwijderen;
 - bij het dunnen wegwijnende bomen die geen concurrent zijn van potentiële toekomstbomen niet te kappen;
 - dood hout in kwetsbare ecosystemen (bv. bron-, broekbossen) niet te verwijderen;
- dood hout meten bij opmaak bestandsinventaris;
- streefcijfer: min. 4 % van het totale bestandsvolume dood hout (staand en liggend); in bossen waar ecologische functie benadrukt wordt: hoger streefcijfer;
- indien doelstelling niet binnen één planperiode (20 jaar) kan gerealiseerd worden, dan hoeveelheid dood hout in de komende 20 jaar verdubbelen; indien nodig worden bomen geveld of geringd;
- bij lokalisatie dode bomen rekening houden met veiligheid, fytosanitaire aspecten, recreatie (natuurbeleving).

8.6. Inheemse boomsoorten

- bij hoogdunning worden inheemse boomsoorten systematisch bevoordeeld, zelfs indien kwaliteitsverschil t.o.v. exoot;
- streefcijfers (zeer lange termijn = in termen van bosgeneraties): domeinbossen 80 % inheems, VEN 100 % inheems;
- homogene bestanden van exoten: streefcijfer: 30 % van bestandsgrondvlak bestaat uit inheemse loofboomsoorten;
- vergelijking opeenvolgende bestandsinventarissen => eventueel bijsturen.

8.7. Natuurlijke versus kunstmatige verjonging

Algemeen:

- natuurlijke verjonging stimuleren door toepassen lichtingskappen, verjongingskappen, ...;
- oppervlakkige bodemverwonding indien dikke grasmatt, dikke strooisellaag op max. 10 % van de te verjongen oppervlakte;
- indien moederbomen bestaan uit gewenste soortensamenstelling en in bestanden van inheemse soorten met gekende herkomst: minstens 3 jaar wachten alvorens te planten.

Kunstmatige verjonging of aanplantingen:

- bebossing: max. 20 % van de te bebossen oppervlakte bestaat uit exoten;
- bebossing, herbebossing of boshernieuwing op arme zandgrond: max. 20 % exoten;
- concurrentiekrachtige soorten (Amerikaanse eik, douglas, robinia): niet meer aanplanten;
- populier bij eerste bebossing op landbouwgrond: tot ongeveer 50 % van de te bebossen oppervlakte;
- stand-still principe: inheems loofhout niet door naaldhout vervangen, homogene bestanden ondergeschikt aan gemengde bestanden;
- bij aanplanten rekening houden met standplaatsgeschiktheid van de soorten.

8.8. Openingen in het kronendak

Algemeen:

- op niveau beheerplan: aandeel open plekken tussen 5 en 15 %;
- open plek max. 0,5 ha groot, bij voorkeur 1 tot 1,5 maal de boomhoogte;
- bij toepassing van selectieve hoogdunning: actief uitbreiden van bestaande openingen (windval, mislukte verjongingsgroepen, onverharde wegen, ...);
- maximum te kappen oppervlakte: 1 ha.

Uitzonderingen:

- omvorming van jonge exoten op een niet geschikte standplaats,
- bestrijden pestsoorten,
- aanwezigheid van populaties van soorten (bv. nachtzwaluw, boomleeuwerik) van grootschalige kappingen,
- herstel heide- of wastinebeheer na grondige afweging en documentering.

Hakhout- en middelhoutbeheer:

- actief mogelijkheden nagaan in bossen waar zich een goede uitgangssituatie voordoet (criteria zie p. 44);
- arbeidsintensief: beginnen = blijven verder doen;

Bosranden:

- actief zoeken naar mogelijkheden om aangepast beheer te voeren van interne bosranden (onverharde wegen, brandwegen, open plekken) en externe bosranden (indien niet grenzend aan landbouwgebied).

Gedomesticeerde grote grazers:

- criteria! (p. 44);
- praktische mogelijkheden moeten zich voordoen;
- steeds zeer grondig overwegen.

8.9. Bosexploitatie en standplaatswijziging

Algemeen:

- planmatig werken;
- in grote bossen vaste ruimingstracés voorzien en daarop aansluitend netwerk van tijdelijke ruimingstracés;
- buiten tracés, afhankelijk van bodem: lier, paard.

Werken in eigen beheer:

- afvulmondstukken;
- biologisch afbreekbare oliën;
- milieuvriendelijke brandstoffen;
- machinepark correct onderhouden en afstellen.

Schoontijd:

- standaard: 1 april tot 30 juni;
- uitbreiden, inkorten of opheffen: criteria p. 52;
- zones waar geen exploitatie toegelaten is (opnemen in beheerplan):
 - alle beekalluvia die reeds op Ferraris-kaart bos waren,
 - permanent drassige bodems, omgeving van bronnen,

Grondwaterstand en waterbergend vermogen verhogen:

- geen nieuwe greppels bij bosaanleg of herbebossing;
- enkel bestaande drainage onderhouden wanneer dit nodig is voor het behoud van de stabiliteit en vitaliteit van het bosbestand of de natuurwaarden. Op termijn onderhoud afbouwen → grondwaterstand stijgt geleidelijk → omvorming naar soorten die aan de standplaats aangepast zijn;
- vrijhouden van duikers en kokers → opstuwning regenwater vermijden;
- kleine bestanden op bodems met drainageklassen e en f omvormen tot elzenbroek of ander natuurtype;
- herstelprogramma's oeverflora, visfauna, ... ;
- aangepast beheer poelen, vennen,

8.10. Omvorming van Kempische dennenbossen

- bevoordelen van inheemse loofbomen door toepassen hoogdunning;
- maatregelen tegen wildschade (raster, verlaging wildstand in bossen waar weinig loofhoutverjonging aanwezig is, open plekken als wildweide);
- kunstmatige verjonging van edele loofbomen in verjongingsgroepen starten vanaf een leeftijd van ongeveer 50 jaar;
- vroeg (leeftijd 20 - 30 jaar) selecteren en markeren van potentiële toekomstbomen in loofhoutverjonging (vnl. eik).

8.11. Concurrentiekrachtige soorten

Algemeen:

Geen chemische bestrijdingsmiddelen, tenzij glyfosaat voor planmatige bestrijding van agressieve soorten en dit zolang er geen ecologisch meer verantwoord product beschikbaar is.

Amerikaanse vogelkers:

- planmatige bestrijding in aaneengesloten blokken van voldoende oppervlakte;
- bestrijdingsmethode aangepast aan de grootte (zaailing, struik, boom) en de mate van verspreiding in het bestand;
- voldoende nazorg voorzien.

Amerikaanse eik:

- bij dunning systematisch benadelen t.o.v. andere soorten;
- bestanden waarin Amerikaanse eik aspectbepalend is: omvorming op middellange termijn door groepsgewijs andere soorten in te brengen en mechanisch vrij te stellen.

Bramen, grassen:

- aangepaste bosbehandeling (sluitingsgraad, ...);
- KV met vrijstelling;
- voldoende lang wachten en inspelen op successie in de vegetatie.

8.12. Maatregelen tegen verzuring

- Kempische dennenbossen: omvormen tot loofbossen na bestrijding van pestsoorten;
- homogene beukenbossen: inbreng andere loofboomsoorten;
- gedegradeerde bosbodems: bekalking in samenspraak met IBW.

8.13. Wilddruk

Criteria voor verpachting van het jachtrecht:

- wildschade;
- te grote wildpopulatie;
- oppervlakte van het bos (minstens 40 ha om met geweer te mogen jagen).

Aanvullingen op de verpachtingsvoorwaarden:

- verbod op het gebruik van staalhagel;
- verbod op het uitzetten van wild;
- een verbod op het aanleggen van wildakkers;
- een sanctioneringsmogelijkheid bij het niet realiseren van een minimumafschot van reewild.

8.14. Bosuitbreiding

Nieuwe bossen:

- aanleg boomsoortengroepen in mozaïekpatroon en rekening houden met standplaatsgeschiktheid,
- min. 20 % open laten,
- grenzend aan bestaande bossen met moederbomen van de gewenste soortensamenstelling en goede kwaliteit: meer open plekken → spontane ontwikkeling een kans geven;
- op min. 80 % van de oppervlakte waar wordt geplant inheemse soorten gebruiken;
- Amerikaanse eik, douglas en robinia worden niet meer aangeplant, andere exoten nemen max. 20 % (populier max. 50 %) van de te bebossen oppervlakte in;
- geen nieuwe greppels aanleggen.

8.15. Participatie

- toespitsen op opmaak beheerplan;
- na opmaak ontwerp-beheerplan consultatieronde organiseren, bv. informatievergadering organiseren waarop lokale adviesraden worden uitgenodigd;
- goedgekeurd beheerplan bezorgen aan alle betrokken adviesraden, verenigingen,

8.16. Openstelling van bossen

Inrichting:

- strak geometrische vormen langs wandelwegen vermijden;
- recreatieve infrastructuur beperken en goed onderhouden;
- aandacht voor visuele impact van recreatieve infrastructuur;
- herkenbaarheid gebied en beheerder (infoborden, toegankelijkheidsborden).

Lokale betrokkenheid:

- informeren via infoborden, eventueel ook via lokale pers;
- indien mogelijk aanlooproutes voorzien.

Toegankelijkheid en occasioneel gebruik:

- voorrang voor stille recreatie;
- verschillende bezoekerscategorieën worden zoveel mogelijk ruimtelijk gescheiden;
- fiets- en ruiterspaden zijn enkel verantwoord als ze aansluiten op een grote omloop die ook buiten het bos loopt.

Lokalisatie speelbossen:

- nabij jeugdlokalen, woonwijken met veel jongeren;
- op max. 5 km van jeugdlokalen e.d.;
- grootte speelzone tussen 2 en 5 ha.

9. LITERATUUR

- Al E. (red), 1995. Natuur in bossen: ecosysteemvisie bos. IKC-Natuurbeheer, Rapport nr. 14, 330 pp.
- Ammer U., 1977. Standortkundliche Untersuchungen als Entscheidungshilfe für die landschaftsplanung. Forstw. Cbl. 96 (1977), p. 36 - 42.
- Ammer U. & Pröbstl U., 1988. Erstaufforstungen und Landespflege. Forstw. Cbl. 97, p. 67 - 79.
- Ammer U., 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl. 110, r/ 2, p. 149 – 157.
- Arnstein R., 1969. A ladder of citizen participation. Journal of the American Institute of Planners, vol 35, p. 216 – 224.
- Aubréville A., 1938. La forêt coloniale: les forêts de l’Afrique occidentale française. Ann. Acad. Sci. Colon 9: 1-245.
- Afdeling Bos & Groen, 2001. De bosinventarisatie van het Vlaams Gewest. Resultaten van de eerste inventarisatie 1997 – 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 480 pp.
- Bemelmans, 1991. De bossen van het noordelijk halfrond, de boreale bossen, de bossen van de gematigde streken en van België. Toespraak op de houtdag 1991, NVHB.
- Biolley H., 1920. L’aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Attinger, Paris – Neuchâtel.
- Bormann F. & Likens G., 1979. Patterns and process in a forested ecosystem. – Springer, Berlin, New York, Heidelberg.
- Bruynseels G., Verneirt M. & Bemelmans D, 1997. Machinegebruik in de bosarbeid. Onderzoek in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen. DCB - LISEC, niet gepubliceerd, 82 pp.
- De Keersmaeker L., 1998. Opbouw van een beslissingsmodel voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid en de vitaliteit van bossen op zandige bodems. Universiteit Gent. Onderzoeksopdracht B&G/01/1996 in opdracht van de afdeling Bos & Groen. 94 pp.
- De Raeve F., 1989. Landschap en beheer van de kustduinen: mag "natuur" ooit weer eens natuur worden. In M. Hermy (red.), Natuurbeheer. Van de Wiele, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten en Instituut voor Natuurbehoud, Brugge, 224 pp.
- Dienst Waters en Bossen, Universiteit Gent, Mens en Ruimte vzw, 1993. Lange termijnplanning bosbouw. Boekdeel 1. Onderzoek in opdracht van AMINAL, 104 pp.

Dienst Waters en Bossen, Universiteit Gent, Mens en Ruimte vzw, 1993. Lange termijnplanning bosbouw. Boekdeel 2: ondersteunend onderzoek. Onderzoek in opdracht van AMINAL, 272 pp.

Duhamel du Monceau H.L., 1755. *Traité des arbres et des arbustes*.

Duplat P., 1992. La conduite de jeunes peuplements de chêne sessile (*Quercus petraea* Leibl.). Pratiques actuelles. Recherches à entreprendre. ONF, Bull. Technique n° 23, p. 3 – 36.

During R. & Joosten H., 1992. Referentiebeelden en duurzaamheid. *Landschap '92* nr. 4, p. 285 – 295.

Ebert H., 1996. Maßnahmen zur Steigerung der Umwelttoleranz von Waldbeständen. *Allgemeine Forst Zeitung* 18, p. 1016-1018.

Grime J.P., 1986. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester, 222 pp.

Haeckeln E., 1886. *Generelle Morphologie der Organismen: Allgemeine durch die von Charles Darwin reformirte Descendenz-Theorie*. 2 vols. Berlin, Reimer.

Hekhuis H.J., de Molenaar J.G. & Jonkers D.A., 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven; een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. 146 pp.

Hermly M., 1989. *Natuurbeheer*. Van de Wiele, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten v.z.w., Instituut voor Natuurbehoud.

Hermly M. & Honnay O., 1997. Overgangszones in Bossen: schatkamers aan soorten en probleemkinderen bij het beheer? Voordracht op de bossendag van Natuurreservaten vzw, 18 oktober 1997.

Huybrechts W. & De Blust G., 1996. Verdroging. In: Verbruggen (red.), 1996. *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 1996. Leren om te keren*. Garant. Leuven, Apeldoorn, 585 pp.

ILO, 1997. *People, forests and sustainability. Social elements of sustainable forest management in Europe*. International Labour Office. Geneva, 213 pp.

International Labour Organization, 1997. *Code of practice on safety and health in forest work*. International Labour Office. Geneva. 78 pp.

Ingold e.a., 1998.

Kennedy R.E.J. & Southwood T.R.E., 1984. the number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology* (1984), 53, 455-478.

Koop H., 1986. Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos: een paradox? *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 58 (12), p. 2 – 11.

Koop H., 1989. *Forest Dynamics, SILVI-STAR: A comprehensive Monitoring System*. Springer Verlag, Berlin.

- Koop H. & van der Werf S., 1995. Natuurlijke bosgemeenschappen, A-lokaties en boscomplexen; achtergronddocumenten bij de Ecosysteemvisie Bos. IBN-rapport 162, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 230 pp.
- Koop H., 1998. Sustainability, the ecology. In: Proceedings of the 2nd international Pro Silva congress, p. 131 – 141. Dutch Pro Silva Congress Foundation, Apeldoorn, The Netherlands.
- Köpsell R., 1983. Charakteristische Kennzifferstrukturen naturgemäss bewirtschafteten Forstbetriebe. Forstarchiv 54 (3), p. 83 – 89.
- Kuijken E. (red), 1999. Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel, 250 pp.
- Leibundgut H., 1982. Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Haupt, Bern – Stuttgart.
- Likens G.E., 1992. Some applications of the ecosystem approach to environmental problems and resource management. In: Teller A., Mathy P. & Jeffers J.N.R. (eds), 1992. Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier, London and New York, 1009 pp.
- Londo G., 1991. Natuurbeheer in Nederland 4. Natuurtechnisch bosbeheer. Pudoc, Wageningen, 190 pp.
- Maddelein D. & Neiryck J., 1995. Omvorming van Kempische dennenbossen naar gemengde bestandstypes op basis van inlandse eik. Groene Band nr. 97.
- Maes N.C.M. & Rövekamp C.J.A., 1998. Oorspronkelijk inheemse bomen en struiken in Vlaanderen. Een onderzoek naar autochtone genenbronnen in de ecologische impulsgebieden. Onderzoek in opdracht van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen.
- Maes N.C.M. & Rövekamp C.J.A., 1999. Oorspronkelijk inheemse bomen en struiken in Vlaanderen. Een onderzoek naar autochtone genenbronnen in de regionale landschappen West-Vlaamse Heuvels en Vlaamse Ardennen en de houtvesterijen Hechtel en Bree. Onderzoek in opdracht van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen.
- McArthur R.H. & Wilson E.D., 1967. The theory of island biogeography. Princeton, (Princeton University Press).
- Mens en Ruimte, 1999. Maatschappelijke waardering van groen en landschap. Onderzoek in opdracht van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen.
- Milieu- en natuurraad van Vlaanderen, 1998. Advies van 6 oktober 1998 over criteria voor duurzaam bosbeheer, 1998/16. Mina-raad, Brussel, 34 pp.
- Möller A., 1922. Der Dauerwaldgedanke, sein Sinn und seine Bedeutung. Parey, Berlin.
- Muys B., 1993. Synecologische evaluatie van regenwormactiviteit en strooiselafbraak in de bossen van het Vlaamse Gewest als bijdrage tot een duurzaam bosbeheer. Proefschrift

voorgedragen tot het behalen van de graad van doctor in de landbouwkundige wetenschappen. Universiteit Gent, 335 pp.

Pearce D.W. & Turner R.K., 1990. Economics of natural resources and the environment. Hemel Hempsted, UK: Harvester Wheatsheaf. In: Sören W. & Jones T. (ed.), 1992. Forests: market and intervention failures. Five case studies. Earthscan Publications Ltd., Londen.

Pickett S. & White P., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, London – New York.

Pontailleur J-Y., Faille A. & Lemee G., 1997. Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). *Forest Ecology and Management* 98, p. 1-15.

Reijnen et al, 1992.

Reininger H., 1989. Zielstärken-Nutzung oder die Plenterung des Altersklassenwaldes. Österreichischer Agrarverlag, Wien, 163 pp.

Remmert, 1991. The Mosaic Cycle Concept of Ecosystems. Springer, Berlin – Heidelberg - New York.

Rondeux, Lecomte, Florkin, Thirion & Hébert, 1997. Quelques données inédites sur l'accroissement des peuplements de hêtre en Région wallonne. *Silva Belgica* 104 n° 5/1997, p. 7 - 14

Rondeux, Lecomte, Florkin, Thirion & Hébert, 1998. Quelques orientations chiffrées sur l'accroissement des chênaies en région wallonne. *Silva Belgica* 105 n° 3/1998, p. 35 - 43.

Royal Norwegian Ministry of the Environment, UNEP, 1999. Chairman's report. Conclusions and recommendations from presentations and discussions. Norway/UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity. Norwegian Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research.

Runkle, 1985.

Schädelin W., 1934. Die Durchforstung als Auslese- und Veredlungsbetrieb höchster Wertleistung. Haupt, Berlin – Leipzig, 96 pp.

Scherzinger W., 1999. Mosaik-Zyklus-Konzept. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), 1999. Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften. Ecomed. Landsberg am Lech.

Schütz J-Ph., 1989. Sylviculture 1. Principes d'éducation des forêts. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 243 pp.

Schütz J-Ph., 1997. Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 178 pp.

- Speight, M.C.D., 1989. Saproxyllic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg. In: Schiegg K., 1998. Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. Schweiz. Z. Forstwes., 149 (1998) 10, p. 784-794.
- Stortelder A.H.F., van Dort K.W., Schaminée J.H.J. & Smits N.A.C., 1999. Beheer van bosranden. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht, 88 pp.
- Sukatchev V.N., 1959. The correlation between the concepts "Forest Ecosystem" and "Forest Biogeocoenose" and their importance for the classification of forests. *Silva Fennica* 105, p. 94-97.
- Tack G., Van den Brecht P. & Hermy M., 1993. De bossen van Vlaanderen. Een historische ecologie. Leuven, Davidsfonds, 320 pp.
- Tansley, 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16, p. 284-307.
- Third ministerial conference on the protection of forests in Europe, 1998. General declaration and resolutions adopted. Ministry of Agriculture, Rural Development and Fisheries. Portugal. 64 pp.
- Umans L. & Lheureux Ch., 1999. Erkenningregeling voor bosexploitanten en kopers van hout. Onderzoek in opdracht van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen. SOFBO, 107 pp.
- Vandekerckhove K. (red.), 1999. Advies van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer bij het Ontwerp Beheervisie van de afdeling Bos & Groen. IBW Bb 99-001, niet gepubliceerd.
- Van Den Berge K., 1994. Natuurgerichte bosbouw en faunabeheer. Groene Band 94.
- Van Den Berge K., 1997. Interne workshop inzake (her)introductie: standpuntsbepaling IBW. Interne discussienota.
- Van den Brecht P. & Tack G., 1998. Inheemse bomen en struiken: waarom beschermen? Referatenmap bij de studiedag 'Inheemse bomen en struiken' – 21 februari 1998. Afdeling Bos & Groen i.s.m. IBW.
- Van Den Meersschaet D., Lust N., 1994. Bosbouw. In: Verbruggen (red.), 1994. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. Leren om te keren. Garant. Leuven, Apeldoorn, 823 pp.
- Van Den Meersschaet D., Lust N., 1996. Kansen voor natuurontwikkeling in bossen op arme zandgronden. Onderzoek naar de bestrijding van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.). Onderzoek in opdracht van de afdeling Bos & Groen. 83 pp.
- Van der Velden M., Feyen J., Rutten J., 1994. In: Verbruggen (red.), 1994. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. Leren om te keren. Garant. Leuven, Apeldoorn, 823 pp.
- Van Langenhove G., Van Eynde K. & Hermy M., 1997. Bosbouwkundig uitgangsmateriaal in Vlaanderen. Huidige en gewenste toestand inclusief wetgevende aspecten. KUL. Onderzoek in opdracht van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen.

Van Looy K., Saey F. & Hermy M. 1994. Ontwerpbeheerplan van het staatsnatuurreervaat Het Walenbos. Rapport Universiteit Gent i.s.m. Instituut voor Natuurbehoud, in opdracht van afdeling Natuur.

Van Miegroet M., 1994. Natuurgericht beheer van bossen. Monografieën Stichting Leefmilieu 33. Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 368 pp.

van Wieren S.E., Groot Bruinderink G.W.T.A., Jorritsma I.T.M. & Kuiters A.T. (red.), 1997. Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers, Leiden, 224 pp.

Verbeke W., 1989. Dood hout brengt leven in het bos. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, dienst Groen, Waters en Bossen, 95 pp.

Wauters L., 1994. Onderzoekopdracht BNO/NB/1994/5: Criteria voor een biologisch verantwoord afschotplan voor reewild in Vlaanderen, U.I.A.

Wiemans E.A.p. & Hekhuis H.J., 1996. Bedrijfseconomische consequenties en functievervulling van kleinschalig bosbeheer. IBN-rapport 205. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.

Wiersema G.J., 1977. Het beheer van wildweiden en ervaringen met wilddakkers op de Veluwe. Nederlands Bosbouw tijdschrift 49 (4).

World commission on environment and development, 1987. Our common future. Oxford university press, Oxford, 383 pp.

Zukrigl K., 1990. Naturwaldreservate in Österreich. Österr. Umweltbundesamt. Wien. Monogr.

Zwaenepoel J., 1999. Voorlopige nota's bij de cursus dunning en mondelinge mededelingen.

COLOFON



Ministerie van de
Vlaamse Gemeenschap

Een uitgave van:

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Afdeling Bos & Groen
Koning Albert-II laan 20 bus 8
1000 Brussel

Redactie:

Wim Buysse
Martine Waterinckx
Bart Roelandt

Lay-out:

Kathleen Martens

Depotnummer: D/2001/3241/196

Uitgave: augustus 2001