

Natuurtechnisch bosbeheer

Martin HERMY

Aspirant bij het Nationaal Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek. Leerstoel voor Morfologie, Systematiek en Ecologie van de Planten, Rijksuniversiteit Gent

Oud hakhout met voorjaarsaspect van Bosanemoon in de Vorte Bossen te Ruiselede (W.-VI.)



1. Inleiding

Willen we ons bezighouden met het beheer van bossen, dan is het noodzakelijk om vooraf de voornaamste doelstellingen, van waaruit de mens het bos beïnvloedt, nader te omschrijven. Gewoonlijk onderscheidt men drie hoofddoelstellingen. Bij elk van deze doelstellingen ligt de nadruk bij het beheer op dit bepaald aspect: bij een strict economische doelstelling hoort een bosbouwkundig beheer, bij natuurbehoud hoort een natuurtechnisch

beheer en bij een sociaal-recreatieve doelstelling hoort een sociaal-recreatief beheer.

Deze verschillende functies hoeven elkaar niet noodzakelijk uit te sluiten; de mate waarin ze kunnen gekombineerd worden varieert van geval tot geval. Naast bossen waar het accent ligt op het maximaal vervullen van één functie (single use) (TEN HOUTE DE LANGE, 1979) heeft men ook bossen met veelzijdige functievervulling (meer-doelen of multiple use-bos) (VAN MIEGROET, 1976; SISSINGH, 1979b).

De beheersmaatregelen bij het bosbouwkundig beheer worden in eerste instantie bepaald door het doel, namelijk houtproductie, houtoogst. Het bos wordt (werd) hier toe beïnvloed door o.a. planten, zaaïen, kappen (o.a. kaalkap), het gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen, bemesten, ontwatering, het gebruik van zware machines bij het uitslepen van bomen, enz.

Het sociaal-recreatief beheer is gericht op de recreant; er worden voorzieningen getroffen om het hem zo aangenaam mogelijk te maken: aanleg van (verharde) paden, bruggetjes, zitbanken, afvalbakken, gebouw met sanitaire voorzieningen, pick-nick- en speelweiden, enz. (zie o.a. LUST & VAN MIEGROET, 1977). De mate waarin de recreant het gebied gebruikt hangt bovendien af van de ligging t.o.v. de bevolkingscentra, de bereikbaarheid en de aantrekkelijkheid van het bos. Hieruit volgt dat bossen met een recreatieve functie bij voorkeur in de nabijheid van steden gesitueerd moeten zijn.

We willen ons in dit artikel beperken tot de beheersaspecten vanuit natuurbehoudsstandpunt. Gepoogd werd een algemeen beeld te schetsen van de mogelijke beheersactiviteiten die bij het natuurbeheer van bossen aan bod kunnen komen. Het naar voor brengen van dergelijke algemene beheersprincipes (zie ook PETERKEN, 1977a) houdt het gevaar in, dat bijzondere kenmerken van de te beheren bossen over het hoofd worden gezien. Ieder bos is vaak uniek in bepaalde details en juist deze details zijn erg belangrijk voor het natuurbehoud. Aan het natuurtechnisch beheer zijn recent in het Nederlands Bosbouw Tijdschrift diverse artikelen gewijd (zie o.a. OOSTERVELD, 1977; LONDO, 1977; SISSINGH, 1977; COSIJN & VAN DER LANS, 1978; VAN DER WERF & LONDO, 1978; HESSELS, 1978). In tijdschriften kwam dit aspect nog nauwelijks aan bod. Dit artikel is dan ook een eerste stellingname van het natuurbehoud ten aanzien van het beheer van bossen in Vlaanderen.

2. Evolutie van het oorspronkelijk oerwoud: bosvernietiging.

Vooraleer het streefdoel van het natuurtechnisch bosbeheer te omschrijven, lijkt het zinvol om een ecologische evaluatie te maken van de huidige en de oorspronkelijke bossen in relatie tot de vroegere activiteiten van de mens in bossen.

Oernatuurlijk bos of oerbos, waarin de mens nooit invloed gehad heeft, bestaat sinds lang niet meer in West- en Midden-Europa. Het is verdwenen en onvervangbaar. We kunnen ons nochtans wel een beeld vormen van de opbouw van een oerwoud in Midden-Europa, bv. het beroemde woud van Bialowieza in Polen. De vegetatie is hier nauwelijks direct door de mens beïnvloed, wel indirect, via een te hoge wildstand ten behoeve van de jacht (WESTHOFF, 1976). Het kan als voorbeeld dienen van een natuurlijk bos. Hieronder volgen de voornaamste kenmerken van een dergelijk woud (naar WALTER, 1927; COSIJN & VAN DER LANS, 1978):

— Kleinschalige afwisseling van open en gesloten plekken met alle ontwikkelingsfasen van het bos van pionierstadia tot vervalfase (structurele variatie) (Fig. 1). Het bos is hier werkelijk een dynamisch geheel van patronen en processen.

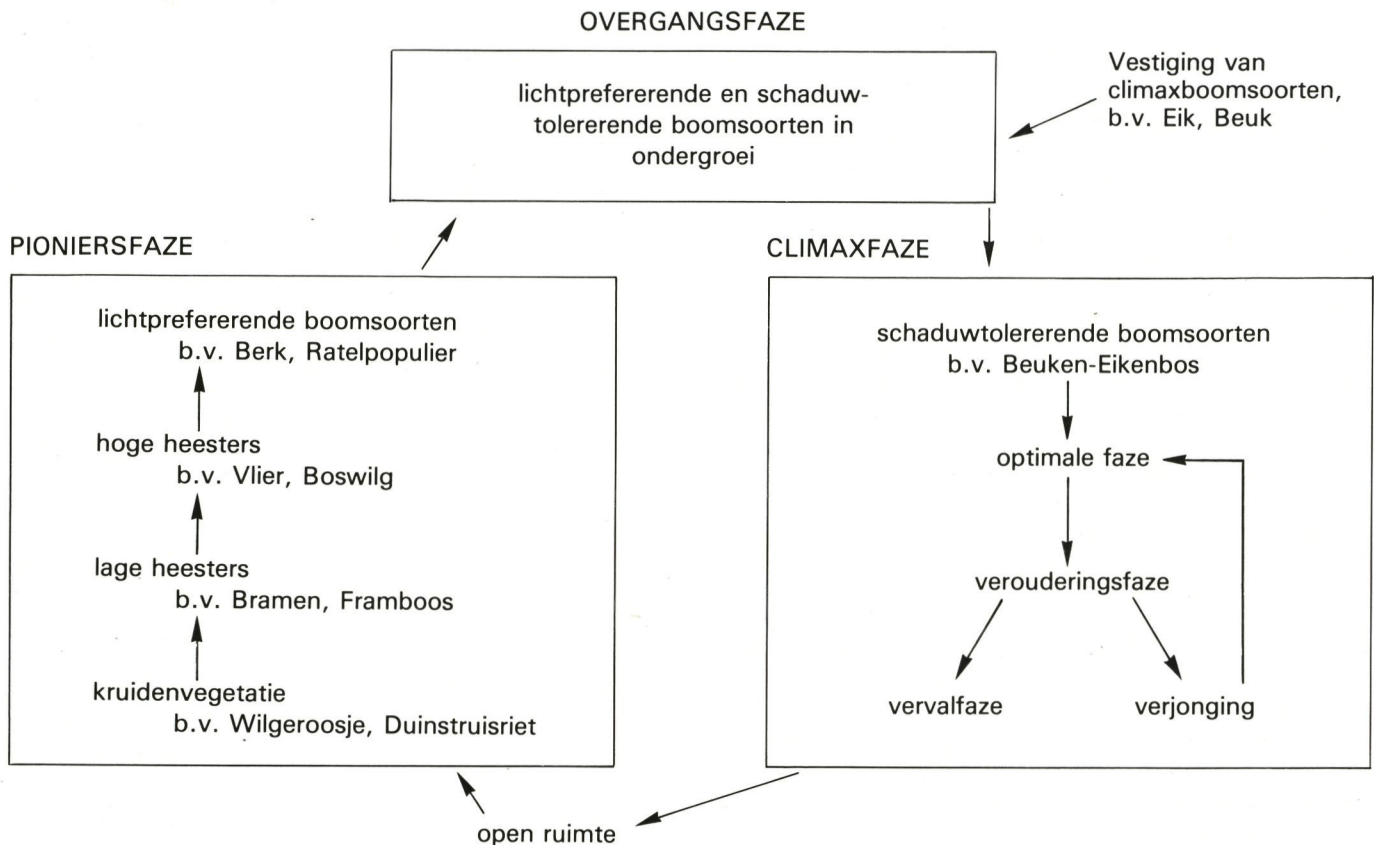
— 20 tot 50% van het hout is dood of afstervend. Dood en afstervend hout is enorm belangrijk voor uiteenlopende organismen: insecten, vogels, zwammen, korstmossen, varens,....

— Natuurlijk bos is bijzonder rijk aan soorten omdat er een grote variatie in gradiëntsituaties is, bv. wortelkluiten van omgevallen bomen, schuine en rechte stammen, houtopeenhoppingen,...

— Alle nog bestaande natuurlijke elementen zijn aanwezig, inclusief grote herbivoren en predatoren.

Het natuurlijk bos is dus erg rijk aan organismen dank zij een grote variatie in milieuomstandigheden, zowel op grote als op kleine schaal: op grote schaal ten gevolge van verschillen in bodem, waterhuishouding, hoogteligging (macrogradiënt); op kleine schaal op elke plaats in de macrogradiënt als gevolg van b.v. het omwaaien van dode bomen, waaronder een microreliëf met verhevenheden en putjes ontstaat. In elke van deze plaatsen horen specifieke planten en dieren. Oude knoestige bomen zijn bv. bijzonder belangrijk voor epifyten. Naast mossen en korstmossen treft men er ook vaatplanten aan, o.a. Eikvaren (*Polypodium vulgare*) (WALTER, 1927).

Zowel vanuit ecologisch als vanuit natuurbehoudsstandpunt is dit erg gunstig. Een groot gedeelte van de waardevolle, eertijds uitgestrekte wouden werden omgezet in andere begroeiingstypen door overbeweiding, houtkap, strooiselroof, branden, ontwatering, bosontginning en diepspitten of ploegen (SISSINGH, 1976). De overblijvende bossen, vaak ten dele opnieuw aangeplant, al of niet met exoten, werden intensief geëxploiteerd als hakhout, hakhout met overstaanders (middelhout) als hooghout ten behoeve van houtproductie. Zowel de enorme ontbossing als het volledig verdwijnen van oerbossen uit ons land zijn overduidelijk negatieve effecten. Een analyse van de kenmerken van de huidige bossen leidt onvermijdelijk tot de vaststelling dat vrijwel alle bovenvermelde kenmerken van natuurlijke bossen in hoge mate ontbreken in nagenoeg alle bij ons bestaande bossen. Meestal blijft slechts een macro-gradiënt over in de huidige bossen. De structurele variatie is gering: veel bossen verkeeren nog in een pioniersfase wat betreft leeftijdsopbouw (HARPER, 1977), oude en afstervende bomen worden voortijdig geëlimineerd, zodat ze de kans niet krijgen om te vallen, vele met het dode hout geassocieerde organismen, vooral kryptogamen, ontbreken; allerlei microgradiënten, o.a. ten gevolge van omgevallen bomen, en de eraan gebonden organismen zijn afwezig; vaak werden de oorspronkelijke boomsoorten vervangen door exoten, voornamelijk coniferen, waardoor de er thuishorende levensgemeenschappen in mindere of meerdere mate verloren gingen (zie o.a. MEIJER DREES, 1936); een



Figuur 1. — Natuurlijke successie in de climaxvegetatie bos (gewijzigd, naar WESTHOFF 1976).

aantal van nature aanwezige herbivoren en predatoren zijn uitgeroeid. In ecologisch opzicht zijn de huidige bossen dus slechts een flauw afkooksel van wat het oorspronkelijk bos ooit geweest is, te meer daar ze meestal op de voedselarmere bodems gelegen zijn.

Hoewel er door ontbossing en intensieve exploitatie allerlei bostypen en -organismen verdwenen zijn, hebben diverse exploitatievormen ook geleid tot het ontstaan en/of handhaven, onder min of meer gewijzigde vorm, van bepaalde vanuit het natuurbehoud en vanuit cultuurhistorisch opzicht waardevolle bostypen b.v. het Orchideerijke Eiken- Haagbeukenbos in Zuid-Limburg (Nederland) (SISSINGH, 1976; LONDO, 1977), bepaalde oude Elzen-Essen- en Iepenrijke Elzen-Essenbossen in Vlaanderen (zie o.a. HERMY, 1978) en in Engeland (zie o.a. PETERKEN, 1977 b). Het betreft hier telkens hakhout- en/of middelhoutbossen op voedselrijke bodem die eeuwenlang hetzelfde beheer hebben gehad. Deze voorbeelden suggereren dat allerlei activiteiten van de mens, o.a. kappen, op zichzelf niet goed of slecht zijn in ecologisch opzicht, maar dat goed of slecht afhangen van de intensiteit waarmee, de oppervlakte waarover, en de continuïteit waarmee de activiteiten plaatsvinden.

We kunnen besluiten dat de mens zowel in het verleden als in het heden een enorme invloed heeft uitgeoefend op het bos. Deze invloed is overal duidelijk waarneembaar: zowel de structuur als de kwantitatieve soortensamenstelling van de huidige bossen zijn grondig gewijzigd. In ecologisch opzicht betekent dit meestal een duidelijke verarming (dus een negatieve invloed). Het streven naar meer natuurlijkheid in onze bossen en bijgevolg het instellen van natuurlijke en bijna-natuurlijke bossen is dus dringend gewenst (zie ook VAN DER VEKEN, 1974). In sommige gevallen hebben waardevolle boscossystemen, weliswaar met gewijzigde structuur, zich ontwikkeld en/of gehandhaafd. Deze ecosystemen dienen mede omwille van hun cultuurhistorische waarde behouden te worden.

3. Natuurtechnisch bosbeheer

Op basis van de bovenvermelde analyse kunnen we nu het streefdoel van het natuurtechnisch bosbeheer omschrijven.

Het natuurtechnisch bosbeheer streeft in de eerste plaats naar het behoud en, indien mogelijk, het vergroten van de ecologische verscheidenheid in het bos. Onder ecolo-

gische verscheidenheid verstaan we de variatie in spontaan gevestigde levensgemeenschappen (inclusief structurele variatie) zoals die zich al of niet onder invloed van bepaalde beheersmaatregelen ontwikkelen (vgl. LONDO, 1977; HESSELS, 1978). In tegenstelling tot het bosbouwkundig beheer, waar de nadruk ligt op de boomlaag, schenkt men bij het natuurbeheer evenveel aandacht aan de ondergroei. De activiteiten bij het natuurbeheer zijn dus gericht op de totaliteit van de levensgemeenschap bos. Natuurlijke en oernatuurlijke bossen hoeven geen beheer (« niets doen »). De natuur treedt zelf regulerend op, aangezien al haar componenten nog aanwezig en functioneel zijn.

De huidige bossen zijn reeds honderden jaren intensief beïnvloed. Met dit beheer plots ophouden zou leiden tot monotone bossen met gesloten bladerdek en soortenarme ondergroei. Op basis van het inzicht in vroegere menselijke invloeden en verdere ervaringen bij het natuurbeheer kan men stellen dat de diverse menselijke activiteiten op zichzelf niet gunstig of ongunstig inwerken op de biologische verscheidenheid in het bos, maar dat dit afhangt van de mate waarin, de schaal waarop (LONDO, 1977) en de continuïteit waarmee deze worden toegepast.

In principe heeft een beheersmaatregel in ecologisch opzicht pas een biologisch verrijkend en differentiërend effect, als deze lokaal (kleinschaligheid), gradiëntgewijs (isolatie door afstand) en constant (stabiliteit van de methodiek) ingrijpt (VAN LEEUWEN, 1966; LONDO, 1977).

Het behoud van kleine beekbegeleidende bosjes is sterk afhankelijk van externe factoren, zoals beekregularisatie. Olmenbosjes langs de Rivierbeek (W.-VI.)



Lokaal houdt in dat een groot deel van de oppervlakte onttrokken is aan de invloedssfeer van de activiteit: dus slechts kleine oppervlakten worden behandeld.

Gradiëntsgewijs betekent dat er een geleidelijke ruimtelijke overgang aanwezig moet zijn van een hoge intensiteit naar een zeer lage.

De derde voorwaarde vereist dat op iedere plek de intensiteit van de beheersmaatregel gedurende een min of meer lange tijd gelijk moet blijven. Bij de omzetting van hakhout naar een zichzelf regulerend bos is plots niets meer doen dus verkeerd.

Aantastingen van een te behouden ecosysteem kunnen van buiten- en/of van binnen het systeem komen. Ieder natuurbeheer dient daarom tweezijdig te zijn: uit- en inwendig beheer (VAN LEEUWEN, 1966; WESTHOFF, 1971 a).

3.1. Uitwendig beheer.

Het uitwendig beheer bestaat uit isolatie tegen storende invloeden van buiten het bos. Meestal komt het neer op regularisatie door middel van verbodsbepalingen, voorschriften enz... Preventief optreden, hoe moeilijk ook, is in veel gevallen aangewezen; b.v. wanneer de grondwerken voor de aanleg van een autoweg door een klein bos een aanvang genomen hebben, is het al te laat. Het uitwendig beheer van onze (kleine) bossen is heel moeilijk en vaak slechts ten dele realiseerbaar.



Daslook-facies op kalkrijke kwelbodem met zwak nitrofiële, lintvormige bronbosvegetatie (o.a. Bittere veldkers, Reuzenpaardestaart, Kleefkruid, Dotterbloem) nabij Geraardsbergen

Als voorbeelden van storende externe invloeden vermelden we slechts: regularisatie en vervuiling van beken en rivieren, sluisstorting, recreatiedruk, versnippering door wegenbouw en villabouw, luchtvervuiling, ontwatering van het omliggende land,...

Bepaalde storingen zijn omkeerbaar, andere onomkeerbaar. Zonder hier verder op in te gaan kan men stellen dat ontwatering van het omliggende land, bosontginning voor villabouw, landbouw en industrie, storingen die leiden tot de uitroeiing van «zeldzame» soorten, regulari-

satie van beken (rechttrekking, bedijking, kanalisatie) onomkeerbare ingrepen zijn (TÜXEN, 1956; WESTHOFF, 1976), die vanuit natuurbehoudsstandpunt ontoelaatbaar zijn.

3.2. Inwendig beheer

De bedoeling van het inwendig beheer is het behoud en het zo mogelijk vergroten van de ecologische diversiteit. Een zeer belangrijk voorbeeld dat we niet meer hebben is

natuurbos en alle dynamische processen die hiermee samenhangen (zie ook Fig. 1). Streven naar meer natuurlijkheid, zodat uiteindelijk menselijk ingrijpen (hopelijk) niet meer nodig zal zijn, is vanuit natuurbehoudspunt interessant.

Bij bossen gaat het in het kader van het natuurbeheer vooral om drie maatregelen: niets doen, kappen, begrazen (LONDO, 1977) (vergelijk met maatregelen bij het bosbouwkundig beheer: punt 1). Vooral in kleine bossen kan ook een faunabeheer noodzakelijk zijn.

3.2.1. Niets doen.

Bij niets doen maakt het veel uit of men te maken heeft met een oerbos, dat zich in een dynamisch evenwicht bevindt, dan wel met een bos dat bosbouwkundig beheerd is geweest. Bosbouwkundig beheerde bossen hebben meestal een vrij uniforme boomlaag en leeftijdsopbouw. Niets doen resulteert dan in de degeneratie (VAN DER POEL, 1976; VAN DER WERFF & LONDO, 1978).

Er ontstaat dan vaak een betrekkelijk soortenarm en donker, zogenaamd climaxbos.

Het is zeer de vraag of niets doen in het gehele bos als beheersmaatregel ooit mogelijk zal zijn. Het zal immers nog zeer lang duren vooraleer we enige min of meer natuurlijke bosesystemen hebben en opdat alle van nature aanwezige elementen zouden kunnen functioneren binnen een gesloten dynamisch geheel van patronen en processen, is een uitgestrekt woud nodig. In kleine bossen kunnen niet alle natuurlijke processen van een oerbos functioneel zijn. Bijsturen door althans plaatselijke toevoeging van dynamiek (één of andere actieve beheersvorm) zal nodig blijven.

3.2.2. Kappen.

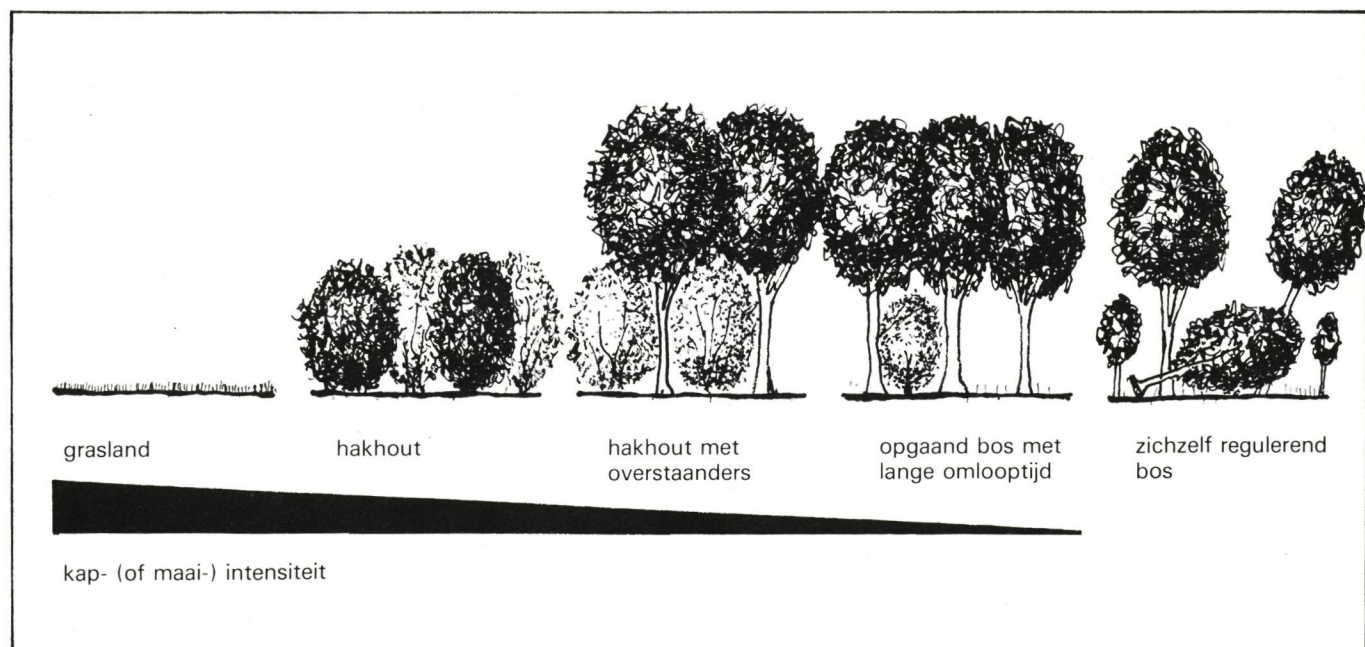
3.2.2.1. Algemene gegevens.

Over de effecten van verschillende kapregimes op de ondergroei is nog veel onbekend. Er is behoefte aan wetenschappelijk onderzoek op dit vlak. Enige aanwijzingen kunnen we nochtans vinden in SEIBERT (1962); RACKHAM (1967); TÜXEN & BRUN-HOOL (1975).

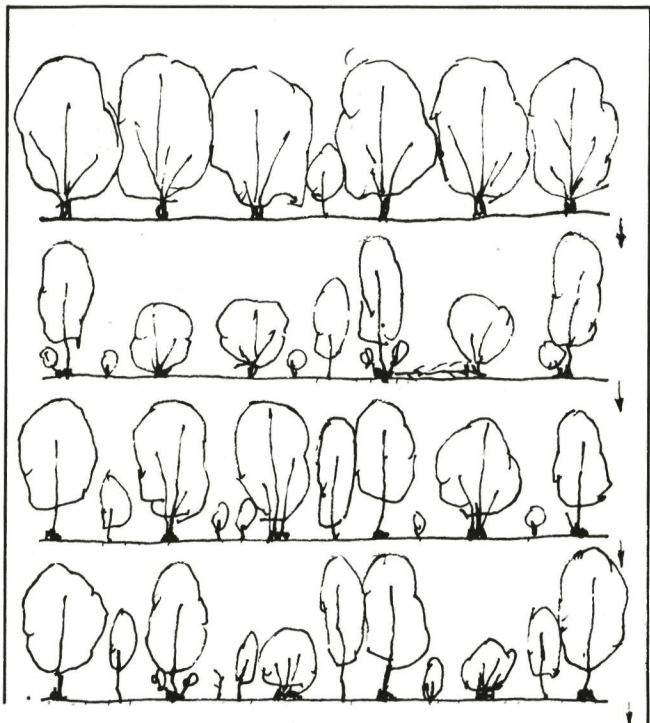
Kappen kan slechts verrijkend werken, wanneer er een geleidelijke ruimtelijke overgang bestaat van plaatsen met frequente kap naar geen kap, b.v. de reeks hakhout met overstaanders (= middelhout) - opgaand bos met lange omlooptijd - zichzelf regulerend bos (Fig. 2). Een dergelijke ruimtelijke variatie in het beheer kan nooit nivellerend werken. Wel moeten we hierbij rekening houden met de (mogelijk) reeds aanwezige milieugradiënten (LONDO, 1977), de oppervlakte van het bos, en het huidig en voormalig bosbeheer.

De kapgradiënt dient in principe loodrecht te staan op de milieugradiënt, opdat in elk van de uitgangsmilieus verdere differentiatie zou optreden (LONDO, 1977). Hoe groter een bosgebied hoe beter een dergelijke kapgradiënt realiseerbaar is (oppervlakten in de grootteorde van 15 ha of meer). In kleinere bossen is slechts een beperkt gedeelte (bv. hakhout en middelhout of hakhout en opgaand bos) van de kapgradiënt uitvoerbaar, omdat voor elk type een minimum oppervlakte vereist is. Het instellen van een kapgradiënt vergt een lange periode.

Vanuit het natuurbehoud kunnen we wat betreft het hakhout twee standpunten innemen: in stand houden en/of omvormen. Daar continuïteit bij het natuurbeheer van primair belang is (zie hoger), ligt het min of meer voor de hand om slechts daar hakhout te exploiteren, waar het



Figuur 2. — Een ruimtelijke variatie in het kapbeheer leidt tot een gevarieerd milieu (LONDO 1977).



- a. kapping van het hakhout + het op telgen zetten + spontane ontwikkeling
 b. voornamelijk spontane ontwikkeling
 c. kapping van het hakhout + het op telgen zetten + spontane ontwikkeling
 d. geleidelijke vermindering van de menselijke activiteiten.

Figuur 3. — Bij de omvorming van hakhout naar zichzelf regulerend bos wordt door middel van kappingen en natuurlijke verjonging gestreefd naar meer ecologische verscheidenheid.

ook vroeger werd toegepast. Hetzelfde geldt ook voor middelhout.

Vooral op plaatsen waar het voormalig bosbouwkundig beheer geleid heeft tot waardevolle begroeiingen (zie hoger) dient deze beheersvorm voortgezet, mits over te schakelen naar kleinschaligheid van de beheersactiviteit. Het kappen dient dus over kleine oppervlakten te gebeuren: 2500 à 3500 m² (minimaal 1000, maximaal 5000).

Niet al het hout wordt afgevoerd, enkele stammen mogen blijven liggen. Plotseling veel hout laten liggen geeft storingseffecten. Op een beperkt aantal plaatsen in het bos kunnen we open plekken maken. Hier kunnen grazige vegetaties (door jaarlijks maaien) en struikvegetaties behouden worden.

Door een dergelijke spreiding van het kapbeheer in ruimte en tijd ontstaan meerdere structureel verschillende regeneratiestadia. Structurele variatie, ook in het natuurlijk bos ruim aanwezig, heeft een positieve invloed op het aantal soorten en op de samenstelling van de avifauna (NILSSON 1979).

Achterwege blijven van een kapbeheer in waardevolle

(meestal oude) hakhoutbossen leidt (zeker aanvankelijk) tot degradatie (b.v. verarming van de kruidlaag, uitbreiding van storingsvegetaties, uitwaaien van stobben omdat de telgen te zwaar worden).

Omvorming van het hakhout kan overwogen worden bij een grote oppervlakte hakhoutbos (zie Fig. 2 + kapgraad), bij recent op cultuurgrond aangelegd hakhout en bij exoten-hakhout (zie Fig. 3). In de laatste twee gevallen zijn de vegetaties eerder ruderaal en niet bepaald waardevol. Bovendien is een kapbeheer duur en arbeidsintensief. Omvorming brengt een verandering van beheer met zich mee. Is er sprake van een extensivering van de menselijke activiteiten, zoals bij de omzetting naar een zichzelf regulerend bos, dan is een geleidelijke beheersverandering nodig. Willen we een intensiever beleid gaan voeren, zoals bij de omzetting naar heide of grasland, dan hoeft het nieuwe beheer in principe niet geleidelijk ingesteld te worden. Het lijkt ons nochtans beter om ook hier te opteren voor een geleidelijke verandering, omdat de precieze effecten op het milieu en op ondergroei vaak nog onvoldoende gekend zijn. In landen met een klein bosareaal is de intrinsieke waarde van een bos bovendien zo groot dat omzetting, zeker over grotere oppervlakten, onaanvaardbaar is.

Omzetting tot opgaand (en later zichzelf regulerend bos) (Fig. 3) — in het verdere verloop van de tekst wordt alleen deze einddoelstelling aangegeven — vergt een intensieve begeleiding en moet zeer geleidelijk gebeuren. De periodieke lichtstelling mag niet meteen opgeheven worden. Naast het normale hakhoutbeheer worden een aantal perceeltjes (verspreid) in het bos gekapt en hierbij spaart men levenskrachtige telgen uit van soorten die van nature in het climaxbos voorkomen. Jonge bomen

Hakhoutbeheer door vrijwilligers. In principe voert men het hout af



afkomstig van natuurlijke verjonging kunnen vrijgesteld worden.

Bij de omzetting van gelijkvormig hooghout (naald- of loofbos) en middelhout tot een zichzelf regulerend bos moet d.m.v. dunningen aangestuurd worden op meer variatie in het milieu en op grotere spreiding in de leeftijdsopbouw (Fig. 4). Perioden van 50 tot 100 jaar zijn hierbij nodig (LONDO 1977).

In geval van recente hakhoutsoorten, al of niet met exoten, moet geopteerd worden voor omzetting naar zichzelf regulerend bos, hierbij inspeland op de natuurlijke verjonging. Vanuit strikt natuurbehoudsstandpunt is verwijdering van exoten gewenst. Door het vaak massaal verwilderen van exoten zoals de Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) zijn we immers geneigd ze eerder als ontregelaars van levensgemeenschappen op te vatten dan als waardevolle nieuwe componenten daarvan (VAN DER WERF & LONDO, 1978). Vertrekken we echter van de gedachte dat een natuurreservaat enige inkomsten kan gebruiken, om het beheer toch min of meer te financieren, dan kan het behoud van een perceel exoten voor houtopbrengst zinvol zijn. Blijkt in de toekomst dat hakhout van inheemse soorten natuurtechnisch geëxploi-

teerd financieel rendabel wordt, dan kan behoud van meer hakhout overwogen worden.

3.2.2.2. Praktische gegevens.

Omlooptijden.

Afhankelijk van houtsoort, groeiomstandigheden, doelstelling en streek kan de omlooptijd voor hakhoutbossen variëren van 2 tot 60 jaar (zie SEIBERT, 1962; LUST, 1975 en VAN MIEGROET 1976).

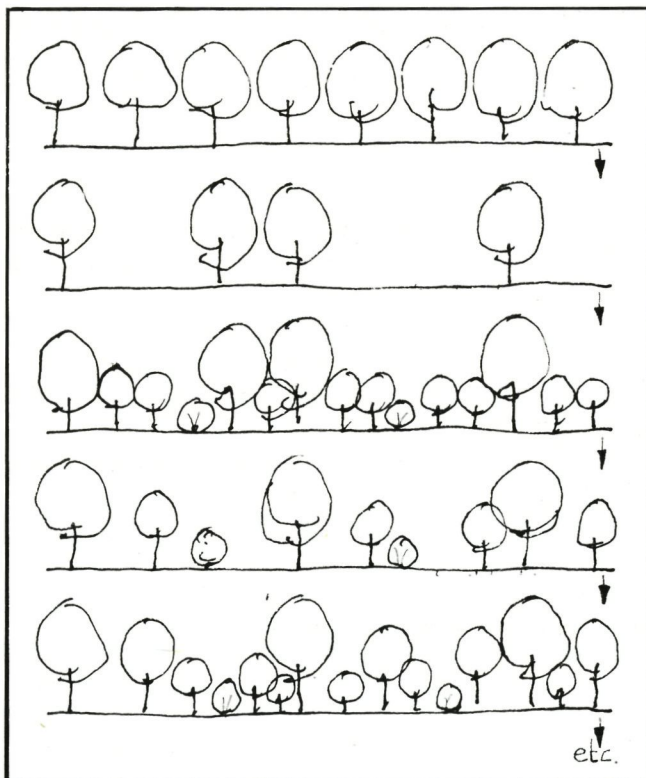
Wilgenbossen: 1-6 jaar.

Akkermaalsbossen (Eikbossen voor schorswinning): 15-20 jaar; werden in mei gekapt omdat de schors dan het gemakkelijkst los kwam (zie WALTER 1927).

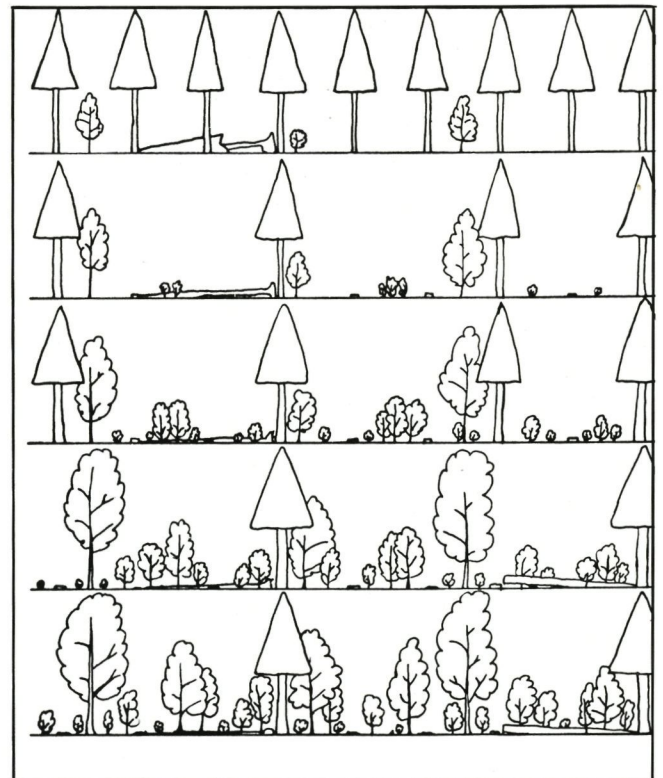
Essen-Elzenbossen, lepenrijke Eiken-Essenbossen, Eiken-Haagbeukenbossen, Eiken-Berkenbossen: 8-15 (25) jaar.

Elzenbroeken: 40-60 jaar volgens SEIBERT (1963).

Het laatste cijferpaar is vermoedelijk aan de hoge kant. Als de telgen te zwaar worden, kan de stobbe scheuren of omwaaien. In Elzenbroeken zijn vaak juist de stobben het waardevolst: vele planten, o.a. Elzenzegge (*Carex elongata*) vinden hier een geschikte groeiplaats.



- a. 1ste dunning + spontane ontwikkeling
- b. spontane ontwikkeling
- c. 2de dunning + spontane ontwikkeling
- d. spontane ontwikkeling, indien nodig dunning loofhout
- e. 3de dunning + spontane ontwikkeling



Figuur 4. — Bij de omvorming van loofhoutcultuurbos (links) of naaldhoutbos (rechts) naar zichzelf regulerend loofbos wordt door middel van dunningen en natuurlijke verjonging gestreefd naar een toename van de verscheidenheid in het milieu.



Omgewaaide bomen scheppen nieuwe ecologische niches

Regeneratie.

Niet alle boomsoorten lopen even goed uit. De regeneratie hangt bovendien af van de leeftijd van de stobbe en van de wijze van kappen (zie verder). Zeer goed uitlopend: b.v. Elzen (*Alnus* sp.), Wilgen (*Salix* sp.).

Goed uitlopend: vb. Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Eiken (*Quercus*, sp.), Esdoorn (*Acer*, sp.), Tamme kastanje (*Castanea sativa*), Es (*Fraxinus excelsior*), Olmen (*Ulmus* sp.), Berken (*Betula* sp.), Hazelaar (*Corylus avellana*).

Zeer slecht uitlopend; v.b. Beuk (*Fagus sylvatica*).

Soorten die goed uitlopen zijn uiteraard bevoordeligd. Is een verschuiving naar gemakkelijk regenererende soorten minder gewenst, dan zal dus bij het uitstippelen van het kapregime hiermee rekening gehouden moeten worden. Vooral de Beuk kan slecht tegen kappen.

Materieel en kapwijze (zie ook VAN MIEGROET, 1976).

Bijl, hakmes of scherpe zaag zijn de aanbevolen instrumenten; bij verwijdering van bomen of zware telgen kan een touw nuttig zijn om de valrichting te bepalen. Enige ervaring met kappen van bomen is erg handig.

De manier van kappen en zagen is van groot belang.

Op het zaag- of kapvlak mag geen water stagneren. Een schuin aflopend of kegelvormig oppervlak is goed. Bij het zagen kan een sponsachtig zaagvlak ontstaan, wat aanleiding geeft tot inrotten van de stobbe en verminderde regeneratie. De schors mag bij het kappen niet inscheuren en de stobbe niet openbarsten. Door een inkeping te maken aan de tegenovergestelde zijde van de hoofdkerf voorkomt men inscheuren. De hoogte waarop



Ook dode bomen behoren tot het bosecosysteem

de telgen worden afgekapt is afhankelijk van het voormalig beheer (meestal tussen 10-50 cm.). Voor gegevens i.v.m. boomverzorging verwijzen we naar TEN CATE - VAN ELSLAND (1976) & BERNATZKY (1978).

Tijdstip van kappen.

Het kappen gebeurt bij voorkeur aan het einde van de rustperiode van de vegetatie: nawinter of vroeg voorjaar (vóór maart).

Bij strenge vorst bestaat er gevaar voor openbarsten van schors en stronk, terwijl in de vegetatieperiode de schors gemakkelijk losscheurt (zie ook LUST, 1975; VAN MIEGROET, 1976).

De opgegeven vegetatie-eenheden zijn ontleend aan WESTHOFF & DEN HELD (1969).

Enkele voorbeelden

Gemengd oud hakhout op voedselrijke bodem.

b.v. Elzen-Essenbossen en Iepenrijke Eiken-Essenbossen, bronbossen.

Kan net als de volgende categorie botanisch en cultuurhistorisch zeer waardevol zijn. Behoud van het voormalig beheer lijkt zinvol, vooral bij kleine oppervlakte (± 5 ha.). Beschikken we over een grotere oppervlakte dan kunnen we opteren voor een geleidelijke omvorming via een kapgradiënt (Fig. 2 en 3). Hoe groter het bos, hoe meer typen in de reeks van hakhout tot zelfregulerend bos realiseerbaar zijn. Bij recente bossen opteren we voor omvorming tot zelfregulerend bos.



Voorjaarsaspect (o.a. Bosanemoon, Speenkruid) in beekbegeleidend essenbos te Ruiselede (Vorte bossen). Op de achtergrond een omgewaaide Amerikaanse eik

Gemengd oud middelhout op voedselrijke bodem.

b.v. Elzen-Essenbossen en lepenrijke Eiken-Essenbossen, bronbossen.

Zijn meestal hakhoutbossen waarin vrij recent Canadese populier is ingeplant. Bij een grote dichtheid van de populieren is dunning ervan nodig. Op lange termijn lijkt verwijdering van deze exoten gewenst.

Soorten die een zuurder bladstrooisel produceren, b.v. Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), dienen op vrij korte termijn verwijderd te worden.

Middelhout en hakhoutbossen op relatief voedselarme gronden.

b.v. Beuken-Eikenbossen en Eiken-Berkenbossen.

Afhankelijk van de oppervlakte en de vitaliteit van het hakhout kan gekozen worden voor behoud of geleidelijke omvorming. Door de lange exploitatie is de bodem vaak

verarmd (ELLENBERG, 1963), zodat het huidige bos erg kreupel aandoet. Bij grote oppervlakte, geleidelijk invoeren van een kapgradiënt. Beschikken we over een klein bos dan kunnen we naargelang de botanische, cultuurhistorische en esthetische waarde kiezen voor behoud (indien waardevol) of (indien minder waardevol) voor omvorming tot opgaand bos, rekening houdend met de omstandigheden ter plaatse: indien er gevaar is voor eutrofiëring van buitenuit (b.v. inwaaien van kunstmest), dan moet in de bosrand een strook met struiken en/of hakhout behouden blijven. Bij omvorming: op telgen zetten van het kaphout en gebruik maken van de natuurlijke spontane opslag.

Mengtypen van de bovenvermelde

b.v. Elzen-Essenbossen en lepenrijke Elzen-Essenbossen in de valleien en Eiken-Berkenbossen of Eiken-

Beukenbossen op het « plateau ». Afhankelijk van de oppervlakte en de natuurbehoudswaarde: behoud of omvorming. Bij kleine oppervlakten oud bos: behoud van het voormalig beheer. Bij grote oppervlakten: kapgradiënt, rekening houdend met milieugradiënten. Indien ook grasland en/of heidevegetaties aanwezig zijn, is extensieve begrazing toepasbaar.

Exotenbossen: monoculturen of mengvormen (naaldhout & loofhout).

b.v. Bossen met Lork (*Larix* spp.), Douglas den (*Pseudotsuga menziesii*), Grove den (*Pinus sylvestris*), Zwarte den (*Pinus nigra*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Tamme kastanje (*Castanea sativa*), Acacia (*Robinia pseudoacacia*). In de meeste gevallen geleidelijke omvorming tot opgaand en, later, zichzelf regulerend bos (Fig. 4). Eventueel gedeeltelijk behouden (inkomsten). Meestal slaat na dunning heel wat inheems loofhout op (aanvankelijk pioniersoorten, later ook soorten van de climaxvegetatie). Het verder beheer moet inspelen op deze spontane verjonging.

3.2.3. Begrazing

De meningen ten aanzien van de voordelen of nadelen van begrazing van bosvegetaties lopen sterk uiteen. Het is dan ook een maatregel die, afhankelijk van de intensiteit, geheel tegengestelde effecten kan hebben (OOSTERVELD, 1977): van volledige ontbossing tot spontane bosopslag. Vooral vanuit houtteeltkundig oogpunt wordt over begrazing negatief geoordeeld omdat diervraat aan bomen schade oplevert. Bovendien is in het recente verleden sprake geweest van een toenemende intensieve beweidingdruk op het bos (zie o.a. ELLENBERG 1963). Beweiding van bossen was tot in de 19e eeuw een belangrijk agrarisch gebruik (LINDEMANS 1952, SISSINGH 1976); vooral de bossen van de arme zandgronden hadden het erg te verduren: ontbossing volgde.

Hetzelfde wat voor begrazing van vee geldt, is ook van toepassing op de invloed van wild in bossen. Een overmatig hoge wildstand ten behoeve van de jacht leidt tot achteruitgang of verdwijnen van de natuurlijke verjonging (WESTHOFF 1967). Aantalsregularisatie door middel van jacht kan alleen dan zinvol zijn.

Opdat beweiding tot veel variatie in het bos zou leiden is een zeer geringe begrazingsdruk vereist: 1 rund, paard of pony per 10 of meer ha. en 1 schaap per 3 ha. (OOSTERVELD, 1977). Bovendien wordt begrazing van bossen slechts zinvol wanneer het om oppervlakten gaat van minimaal 30 ha en wanneer er naast bos ook grasland en/of heide voorhanden is (LONDO, 1977). Er zijn dan steeds plaatsen in het bos waar de herbivoren niet komen. Onder invloed van het gedrag van de dieren ontstaat vanzelf een beïnvloedingsgradiënt: op bepaalde plaatsen wordt de productie voortdurend afgegrazen (grasgebieden), op een beperkt aantal plaatsen worden voedingsstoffen aangevoerd (rustgebieden) (OOSTERVELD, 1977).

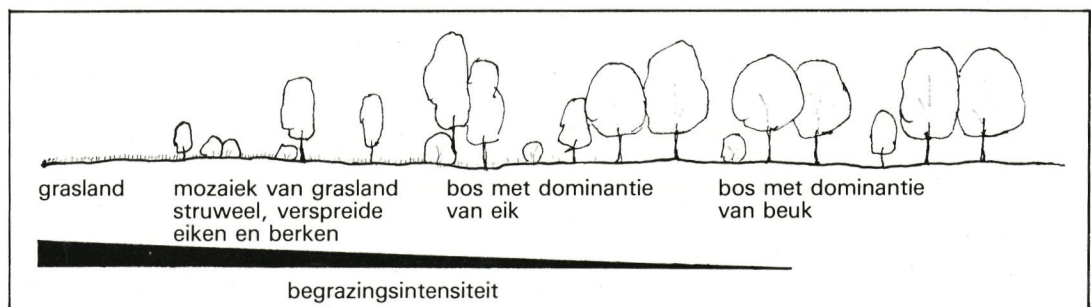
Vooraf Runderen en Paarden of Pony's komen in aanmerking als herbivoren. Reïntroductie van grote herbivoren (b.v. Wisent) en carnivoren (b.v. Wolf) lijkt ons slechts zinvol, als we een volledig, op zichzelf functionerend bosesysteem willen instellen. Daarvoor is een oppervlakte bos vereist van minimaal enkele duizenden ha. (COSIJN & VAN DER LANS, 1978).

Een extensief grasbeheer heeft in eerste instantie effecten op de structuur van de vegetatie. Binnen een begraasd gebied ontstaan er gradiënten van min of meer intensief begraasd grasland naar zoomvegetaties, struweel, menging van bos en struweel, en gesloten bos (Fig. 5). Ook de effecten van een grasbeheer op de andere faunaelementen (vogels, insecten, enz...) verlopen primair via de vegetatiestructuur. Ontstaat hierin grote variatie, dan ontstaan er nieuwe mogelijkheden voor verschillende soorten dieren.

Bij toepassing van een grasbeheer is, met uitzondering van een kuddebeheer met herder, altijd een afrastering nodig. Een afrastering voor tamme herbivoren hoeft geen belemmering te zijn voor de van nature aanwezige fauna. T.o.v. recreanten blijkt een omheining remmend te werken.

Een bord met « vrije toegang op eigen risico in verband met wilde paarden, stieren, enz... » kan effectief zijn om nieuwsgierigen buiten te houden (OOSTERVELD, 1977). Nadeel van een extensief grasbeheer is de vereiste van grote terreinen. In Vlaanderen behoren uitgestrekte bossen tot de zeldzaamheden. Voor verdere gegevens in verband met begrazing verwijzen we naar OOSTERVELD (1975, 1977).

Figuur 5.
Extensieve begrazing leidt tot een grote verscheidenheid in milieu (LONDO 1977)



4. Indeling van de bossen naar de mate van antropogeen toegevoegde dynamiek in relatie tot de maatschappelijke doelstelling.

Bossen kunnen op basis van zeer uiteenlopende criteria ingedeeld worden in verschillende typen. Zo bestaan er classificaties op basis van de fysiognomie, de totale floristische samenstelling, de voorgeschiedenis, de bedrijfsvorm en allerlei combinaties van criteria.

Naar analogie met de reeks van natuurlijkheden van landschappen (WESTHOFF, 1971 b; DOING & WESTHOFF, 1976) en rekening houdend met de gegevens bekomen door PETERKEN (1974, 1977 b); HERMY (1978) hebben we een indeling van de bossen voorgesteld naar de natuurlijkheden van deze ecosystemen. In het verleden was er een toevoeging (steeds toenemende intensiteit) van menselijke invloed (anthropogeen toegevoegde dynamiek) aan de mate van onrust of veranderlijkheid (dynamiek) die in het milieu van nature reeds aanwezig was. Door veranderingen in de vorm en graad van antropogeen toegevoegde dynamiek ontstonden verschillende vormen van natuurlijkheid, gaande van volledig door de mens beheerste systemen tot volledig natuurlijke, onbeïnvloede boscosecosystemen. De 7 bekomen hoofdtypen worden op grond van de voornaamste drie maatschappelijke bosfuncties verder opgesplitst, zodat een systeem ontstaat van 19 bostypen. In tabel 1 worden per type de doelstelling, de beheersmaatregelen die bij de verschillende doelstellingen horen, en de realiseerbaarheid in ons land weergegeven. De voorgestelde natuurbeheersmaatregelen gelden slechts na het instellen van het bostype. Aanvankelijk zal in vele gevallen een tussentijds, meestal actiever beheer noodzakelijk zijn om spontane, natuurlijke processen (terug) op gang te brengen en om de neveneffecten van het voormalig beheer te onderdrukken. Hoe meer het te beheren bos afwijkt van het beoogde meer natuurlijke bostype, hoe langer een bijsturing door middel van een tussentijds beheer noodzakelijk zal zijn.

Uit een aantal studies (PETERKEN, 1977b; HERMY & STIEPERAERE, 1980) blijkt dat door middel van spontane processen een boscosecosystem, b.v. rest-natuurlijk bos, op 200 jaar niet te vervangen is. In de praktijk komt dit neer op onvervangbaarheid. Hieruit volgt onder meer dat de functiekeuze, vanuit ecologisch opzicht, afhankelijk moet zijn van de huidige natuurlijkheden van het bos. Rest-natuurlijke, bijna-natuurlijke en oernatuurlijke bossen komen daarom meer in aanmerking om natuurreservaat te worden dan de andere bostypes. Deze voorkeursfunctie(s) is (zijn) telkens onderstreept in tabel I. Het type oernatuurlijk bos werd in de tabel slechts opgenomen ter volledigheid. Oerbos is in ons land sinds lang verdwenen en onvervangbaar. Natuurlijke, bijna-natuurlijke en rest-natuurlijke zijn in theorie vervangbaar maar praktisch meestal slechts onder een min of meer onvolledige vorm en dan nog slechts na een zeer lange tijd. Voor een beschrijving van een natuurlijk bos verwijzen we naar punt 2. Een dergelijk bos hoeft geen beheer :

de natuur werkt zelf omdat alle natuurlijke elementen, inclusief herbivoren en predatoren, functioneel zijn. Een natuurlijk bos, dat in een dynamisch evenwicht verkeert, vereist een zeer grote oppervlakte (meer dan 100 km²). De kansen op realisatie in ons land zijn erg klein. Alleen de Ardennen zouden hiervoor in aanmerking kunnen komen. Instellen van een natuurlijk bos zou niet alleen veel tijd vergen, maar talrijke problemen geven, o.a. re-introductie van soorten (zie BRADSHAW, 1977).

In **bijna-natuurlijk bos** zijn zowel flora als fauna inheems en min of meer spontaan. De structuur van het bos lijkt sterk op die van het natuurlijk bos. De van nature voorkomende herbivoren en predatoren zijn slechts voor een beperkt deel aanwezig. Hun invloed op het boscosecosystem kan benaderd worden door een extensief graasbeheer met tamme herbivoren en door faunabeheer om de populatieaantallen te reguleren. Aangezien niet alle natuurlijke elementen functioneel zijn is de vereiste oppervlakte kleiner dan bij het voorgaande type (\pm 500 - 5000 ha).

De **rest-natuurlijke bossen** (Engels: past-natural) vertonen naast duidelijke menselijke invloeden (b.v. artificiële structuur, zoals hakhout of middelhout) ook kenmerken van het oorspronkelijk bos: de soortensamenstelling van de ondergroei is weinig veranderd (PETERKEN, 1977 b). Het zijn o.a. oude hakhout- en middelhoutbossen (PETERKEN, 1977b; HERMY & STIEPERAERE, 1980). Vanuit cultuurhistorisch en natuurwetenschappelijk standpunt betreft het waardevolle boscosecosystemen die een min of meer actief natuurbeheer vergen. De « productie » van telgen is hier slechts een middel om de ecologische verscheidenheid te behouden.

Matig tot sterk beïnvloed cultuurbos omvat inheems loofhoutbos op voormalig cultuurland (op akkers, weiland, heiden). De bodemprofielen en vaak ook de horizontale structuur van het bos verraden duidelijke menselijke ingrepen, b.v. akkerbouw en/of aanplant op regelmatige afstanden. De ondergroei heeft vaak een ruderaal karakter en soorten van oude bossen ontbreken. Plaatselijk kan de ondergroei afwezig zijn.

Tot **sterk beïnvloed cultuurbos** rekenen we exotische bossen met een min of meer goed ontwikkelde ondergroei, met vooral soorten die voor een groot deel thuis horen in de inheemse bosplantengemeenschappen. Het zijn bossen die een intensief beheer hebben ondergaan maar waarin toch reeds enige spontane processen plaatsvonden: b.v. Grove dennenbos met ondergroei homoloog aan die van het Eiken-Berkenbos, oudere Douglasbossen met ondergroei.

In tegenstelling tot de voorgaande bostypen kan het **ontginningsbos** of **plantage** nog nauwelijks een bosgemeenschap genoemd worden. Het is eigenlijk beperkt tot een verzameling van exotische bomen. De ondergroei ontbreekt volledig of behoort vegetatiekundig niet tot de bossen. Vaak zijn de bomen te dicht aangeplant, zodat de ondergroei geen kans krijgt. In andere gevallen gaat het om weiland waarin populieren zijn aangeplant.

Hakhoutbossen waarin vrij recent populieren zijn aange-

Tabel 1.

Indeling van de bossen naar de mate van anthropogeen toegevoegde dynamiek in relatie tot de maatschappelijke doelstelling.

BOSTYPES	Realiseerbaarheid	FUNCTIES				BEHEERSMAATREGELEN																
		Natuurbehoud	Recreatie x actieve x passieve	Houtproductie	Niets doen	Natuurbeheer			Sociaal- recreatief beheer					Bosbouw S.S.								
					Extensieve begrazing	Kleinschalig kappen	Fauna-beheer	Aanleg/onderhoud wandelpaden	Educatieve voorzieningen	Zitbanken	Sanitaire voorzieningen	Afvalbakken	Jacht als recreatie	Speel-, pick-nick- en ligweiden	Planten/zaaien inheemse boomsoorten	Bemesting	Gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen	Gebruik van zware machines	Planten van exotische boomsoorten	Grondbewerking	Ontwatering	
(Oernatuurlijk)																						
— (strict natuurreservaat)	—	x	x
Natuurlijk																						
— natuurreservaat	(+)	x	x
Bijna-natuurlijk																						
— natuurreservaat	+	x	(x)	x	(x)	(x)
— meer-doelen-bos	+	x	(x)	x	(x)	(x)	x
Rest-natuurlijk																						
— natuurreservaat	+	x	.	(x)	.	.	(x)	x	(x)	(x)	(x)	(x)
— meer-doelen-bos	+	(x)	(x)	.	x	(x)	.	(x)	x	(x)	x	x	.	.	.	(x)	(x)
— recreatiebos	+	(x)	(x)	.	x	(x)	.	.	x	(x)	x	x	x	.	.	(x)	(x)
— productiebos	+	(x)	(x)	.	x	x	.	.	(x)	(x)	x	x	.	.	.	x	(x)
Matig/sterk beïnvloed cultuurbos																						
— natuurreservaat	+	x	(x)	.	(x)	.	.	(x)	x	(x)	(x)	(x)
— meer-doelen-bos	+	(x)	(x)	.	x	(x)	.	.	(x)	(x)	x	(x)	x	.	.	(x)	x
— recreatiebos	+	.	x	x	x	(x)	.	.	.	(x)	x	x	x	x	(x)	x	x	.	(x)	.	.	.
— productiebos	+	.	(x)	.	x	x	.	.	.	(x)	(x)	(x)	(x)	x	.	x	x	x	x	x	x	x
Sterk beïnvloed cultuurbos																						
— natuurreservaat	+	x	(x)	.	(x)	(x)	.	(x)	x	(x)	(x)	(x)	.	.	.	(x)
— meer-doelen-bos	+	(x)	(x)	.	x	(x)	.	.	(x)	(x)	x	(x)	x	(x)	(x)	x	x
— recreatiebos	+	.	x	x	x	(x)	.	.	.	(x)	x	x	x	(x)	x	x	x	(x)	(x)	.	x	.
— productiebos	+	.	(x)	.	x	x	.	.	.	(x)	(x)	(x)	(x)	.	x	x	x	x	x	x	x	x
Ontginningsbos of plantage																						
— meer-doelen-bos	+	(x)	(x)	.	x	(x)	.	.	(x)	(x)	x	(x)	x	.	.	(x)	x	x	(x)	.	x	.
— recreatiebos	+	.	x	x	x	(x)	.	.	.	(x)	x	x	x	(x)	x	(x)	x	x	(x)	x	(x)	(x)
— productiebos	+	.	(x)	.	(x)	x	.	.	.	(x)	x	x	x	x	x	x	x

x : optimale functies (resp. beheersmaatregelen).

(x) : functies (resp. beheersmaatregelen) onder één of andere beperkte vorm. Geen maximaal resultaat.

plant horen thuis in rest-natuurlijke bossen en in matig tot sterk beïnvloede cultuurbossen.

Als de functie van een bos **natuurreservaat** is, dan moeten er restricties zijn wat betreft toegang. De toegang is in principe niet vrij. Alleen bij zeer grote bosnatuurreservaten kan het minst kwetsbare deel van het bos wel beperkt toegankelijk zijn op de paden. In alle gevallen dienen er geleide wandelingen georganiseerd te worden (educatieve en didactische excursies). Het multiple-use **meer-doelen-bos** wordt vanuit bosbouwkringen (zie o.a. VAN MIEGROET, 1976; SISSINGH, 1977) vaak als ideaal vooropgesteld.

Veelal vertrekt men heerbij van bij de optie dat de geringe oppervlakte bos in Vlaanderen en Nederland een ruimtelijke en functionele spreiding niet toelaat en dat het dus beter is te streven naar een «bostype» waar alle functies enigszins aan hun trekken komen. M.a.w. men opteert voor een bos dat niet optimaal is voor houtproductie (o.a. langere omlooptijden), niet erg geschikt voor recreatie en evenmin voor natuurbehoud (HEYBROEK, 1978).

Het meer-doelen-bos kan twee of meer maatschappelijke functies vervullen. In het eerste geval wordt een beperkte vorm van recreatie toegelaten (passieve recreatie), waarvoor een aantal voorzieningen kunnen getroffen worden). Aangezien de meeste bossen reeds een basisontsluiting hebben (drevenpatroon) dienen er meestal geen paden aangelegd te worden. Wel moeten die onderhouden worden. Educatieve voorzieningen kunnen zijn: bord(en) aan de ingang(en) met de voornaamste bostypes, wandelpaden, didactische bordjes met namen van planten of zelfs borden met uitleg over bepaalde planten en processen. Een meer-doelenbos mag niet de functie hebben van «speelbos» voor de kinderen.

Recreatiebossen (bossen voor maximale recreatie) hebben een uitgesproken recreatieve functie en dienen in de nabijheid van bevolkingscentra te liggen.

Op de tweede plaats kan bosbouw als doelstelling optreden. Aangezien massa-recreatie niet of weinig objectgebonden is, maar voorziening-gebonden (VAN DER WERF & LONDO 1978) kunnen marginale landbouwgronden, vergraven terreinen, al of niet bebost, voldoen aan deze ontspanningsbehoeften.

OP het natuurlijk milieu werkt deze intensieve vorm van recreatie ontwrichtend.

Bij **productiebos** ligt de nadruk op houtproductie, houtoogst. De hier genomen bosbouwkundige beheersmaatregelen verzekeren een hoge houtproductie. Op het natuurlijk milieu werken ze net zoals actieve recreatie sterk verarmend.

Uit de aard van de doelstellingen en typen volgt dat een ruimtelijke integratie tussen natuurbehoud enerzijds en bosbouw en recreatie anderzijds moeilijk, zometert onmogelijk is. Voor uitgestrekte bossen kunnen nochtans meerdere functies realiseerbaar zijn op voorwaarde dat er een zonering bestaat tussen de functionele typen (= ruimtelijke scheiding). Hierbij hoort de ligging van de onderscheiden bostypen bepaald te worden door de ligging van de meest waardevolle bosvegetaties, aangezien

deze op korte en middellange termijn onvervangbaar zijn. Bij een analyse van de opgesomde beheersmaatregelen (zie tabel 1) wordt het onmiddellijk duidelijk dat alleen natuurtechnisch en bosbouwkundig bosbeheer kunnen instaan voor het bosbehoud. Het sociaal-recreatief-beheer is niet specifiek gericht op het bos, maar op de mens en zijn ontspanningsbehoeften.



In onze bossen bereikt de Zomereik als gevolg van bosbouwkundig beheer zelden deze afmetingen. Kasteelpark te Loppem.

Hierbij willen we Drs. F. De Raeve en Prof. Dr. P. Van der Veken danken voor hun kritische bemerkingen bij het lezen van het manuscript en Mw. C. Colpaert voor het typen van de tekst.

5. Referenties

- BERNATZKY, A., 1978. Tree ecology and preservation. Elsevier Sc. Publ. Comp. Amsterdam. 357 p.
- BRADSHAW, A.D., 1977. Conservation problems in future. Proc. R. Soc. London 197: 77-96.
- COSIJN, R. & H. VAN DER LANS, 1978. Bossen, bosbouw en natuurbeheer. Ned. Bosb. Tijdschr. 50: 13-21.
- DOING, H., 1976. Bosoecosystemen en landschapssuccesie in gematigde klimaatsgebieden. Ned. Bosb. Tijdschr. 48: 77-85.
- DOING, H. & V. WESTHOF, 1976. Begripsbepalingen ten behoeve van de pre-adviezen voor de studiekringdag 1975. Ned. Bosb. Tijdschr. 48: 56-57.
- ELLENBERG, H., 1963. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 943 p. Stuttgart.
- HARPER, J.L., 1977. Population biology of plants. Academic Press, London. 892 p.
- HENDRIKS, J.L.J., 1977. Vegetatiekundige typologie van loofbossen op jonge, voedselrijke en vaak door menselijke ingrepen beïnvloede gronden. Ned. Bosb. Tijdschr. 49: 79-88.
- HERMY, M., 1978. De Fagitalia ten zuiden van Brugge, een ecologische en fytosociologische studie. Onuitgegeven licentieverhandeling. R.U.G., Gent. 103 p.
- HERMY, M. & H. STIEPERAERE, 1980. An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodland to the south of Bruges (in druk).
- HESSELS, E.P.L., 1978. Uitgangspunten voor het beheer van het Nederlands bos. Ned. Bosb. Tijdschr. 50: 257-261.
- HEYBROEK, H.M., 1978. Het gelijk en ongelijk van Kritisch Bosbeheer. Ned. Bosb. Tijdschr. 50: 94-100.
- LINDEMANS, P. 195. Geschiedenis van de landbouw in België. DL. 1, De Sikkel, Antwerpen.
- LONDO, G., 1977. Bossen en natuurbeheer. Ned. Bosb. Tijdschr. 49: 219-228.
- LUST, N., 1975. Het hakhout. Groene band 19: 1-30.
- LUST, N. & M. VAN MIEGROET, 1977. Bosbouw en recreatie. In: Groenvoorziening en openluchtrecreatie naar een openluchtrecreatieplan voor Vlaanderen, p. 291-338, 2e Vl. Wet. Congr. voor Groenvoorz. Leuven: Ver. Groenvoorz.
- MEIJER DREES, E., 1936. De bosvegetatie van de Achterhoek en enkele aangrenzende gebieden. Proefschrift. Veenman & Zonen, Wageningen. 171 p.
- NILSSON, S.C., 1979. Effect of forest management on the breeding bird community in Southern Sweden. Biol. Conserv. 16: 135-142.
- OOSTERVELD, P., 1975. Beheer en ontwikkeling van natuurreservaten door begrazing. Natuur en landschap 29: 161-171.
- OOSTERVELD, P., 1977. Welk bosbeheer heeft wat met natuurbeheer te maken? Ned. Bosb. Tijdschr. 49: 163-170.
- PETERKEN, G.F., 1974. A method of assessing woodland flora for conservation using indicator species. Biol. Conserv. 6: 239-245.
- PETERKEN, G.F., 1977a. General management principles for nature conservation in British woodlands. Forestry 50: 27-48.
- PETERKEN, G.F., 1979b. Habitat conservation priorities in British and European woodlands. Biol. Conserv. 11: 223-236.
- RACKHAM, O., 1967. The history and effects of coppicing as a woodland practice. 3th. Scient. Staff Symp. Monks Wood Experiment. Station: 16 p.
- SEIBERT, P., 1962. Der Einfluss der Niederwaldwirtschaft auf die Vegetation. Ber. Int. Symp.: « Anthropogene Vegetation ». Stolzenau (Weser) 1961: 336-346.
- SISSINGH, G., 1976. Betekenis en gevolgen van menselijke ingrepen voor de samenstelling en instandhouding van bossen, speciaal onder Nederlandse omstandigheden. Ned. Bosb. Tijdschr. 48: 86-96.
- SISSINGH, 1977a. Bosbouw en natuurbeheer. Ned. Bosb. Tijdschr. 49: 229-238.
- SISSINGH, 1977b. Optimal woodland development on sandy soils in the Netherlands. Vegetatio: 187-191.
- TEN CATE-VAN ELSLAND, M., 1976. Individuele boomverzorging. Rijksinst. bos- en landschapbouw « De Dorschkamp » Wageningen, Meded. Nr. 159: 15 p.
- TEN HOUTE-DE LANGE, S.M., 1979. Bossen. In: Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen, p. 215-225. Rijksinst. voor Natuurbeheer; Pudoc, Wageningen.
- TÜXEN, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau, Weser) 13: 5-42.
- TÜXEN, R. & J. BRUN-HOOL, 1975. Impatiens nolitangere-Verlichtungsgesellschaften. Mitt flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 18: 133-155.
- VAN DER POEL, A.J., 1976. Biologische en ecologische criteria bij het beheer van natuurlijk bos. Ned. Bosb. Tijdschr. 48: 97-99.
- VAN DER VEKEN, P., 1974. Natuurbehoud en natuurbeheer. In: Naar een groenstrategie voor Vlaanderen, p. 71-90., 1e Vl. Wet. Congr. voor Groenvoorz. Gent; Ver. Groenvoorz.
- VAN DER WERF, S. & G. LONDO, 1978. Beheeraspecten van de levensgemeenschap bos. Ned. Bosk. Tijdschr. 50: 103-111.
- VAN LEEUWEN, C.H., 1966. Het botanisch beheer van natuurreservaten op structuur-ecologische grondslag. Gorteria 3: 16-28.
- VAN MIEGROET, M. Van bomen en bossen. 2 dln. 1116 p. Story-Scientia, Gent.
- WALTER, H., 1927. Einführung in die allgemeine Pflanzengeographie Deutschlands. 458 p. Fischer, Jena.
- WESTHOFF, V., 1967. Invloed van het wild op de vegetatie. Ned. Bosb. Tijdschr. 39: 218-232.
- WESTHOFF, V., 1971a. Botanische criteria. In: A.P.A. Vink (Ed.), Criteria voor milieubeheer pp. 28-42, Oosthoek, Utrecht.
- WESTHOFF, V., 1971b. The dynamic structure of plant communities in relation to the objectives of conservation.