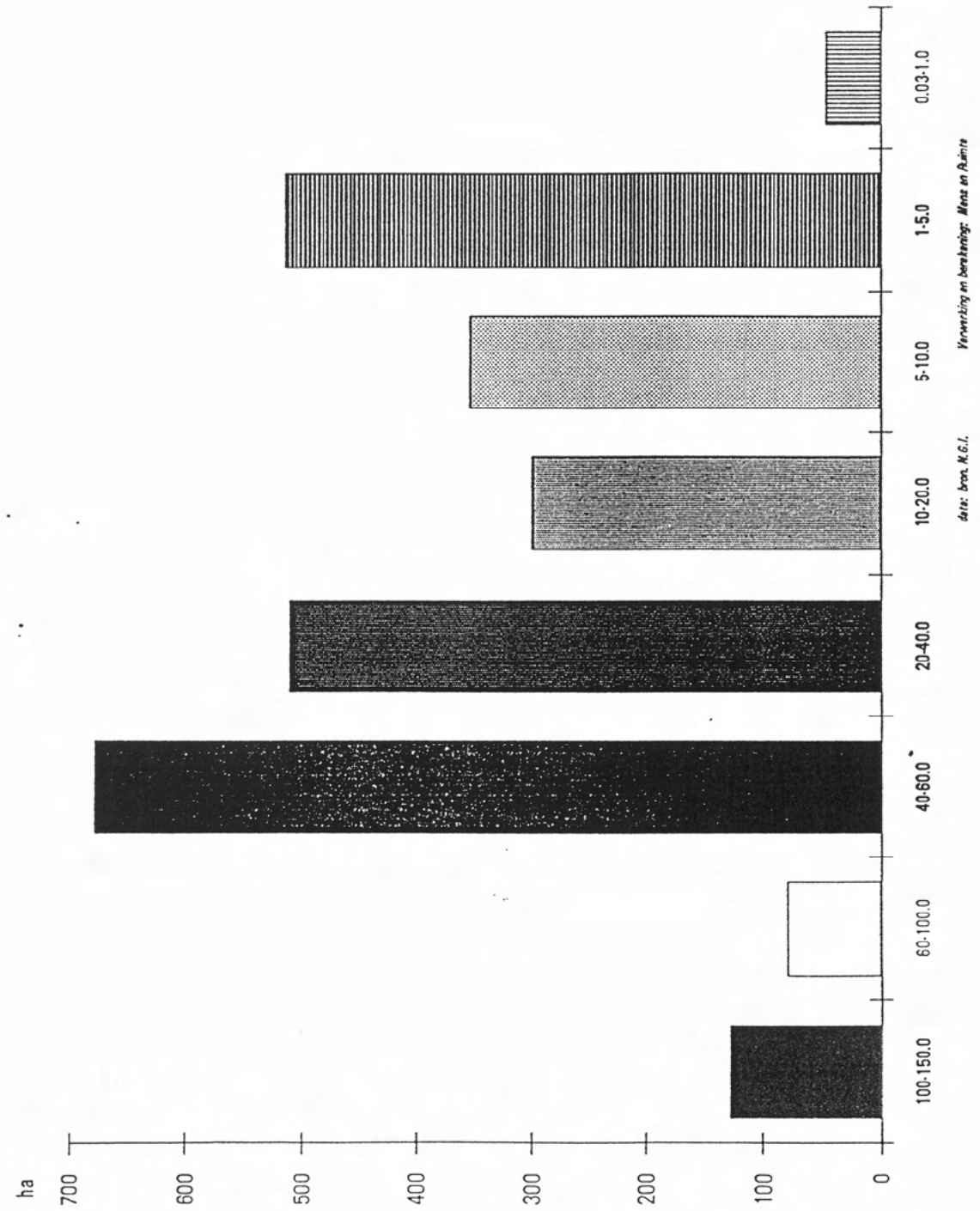
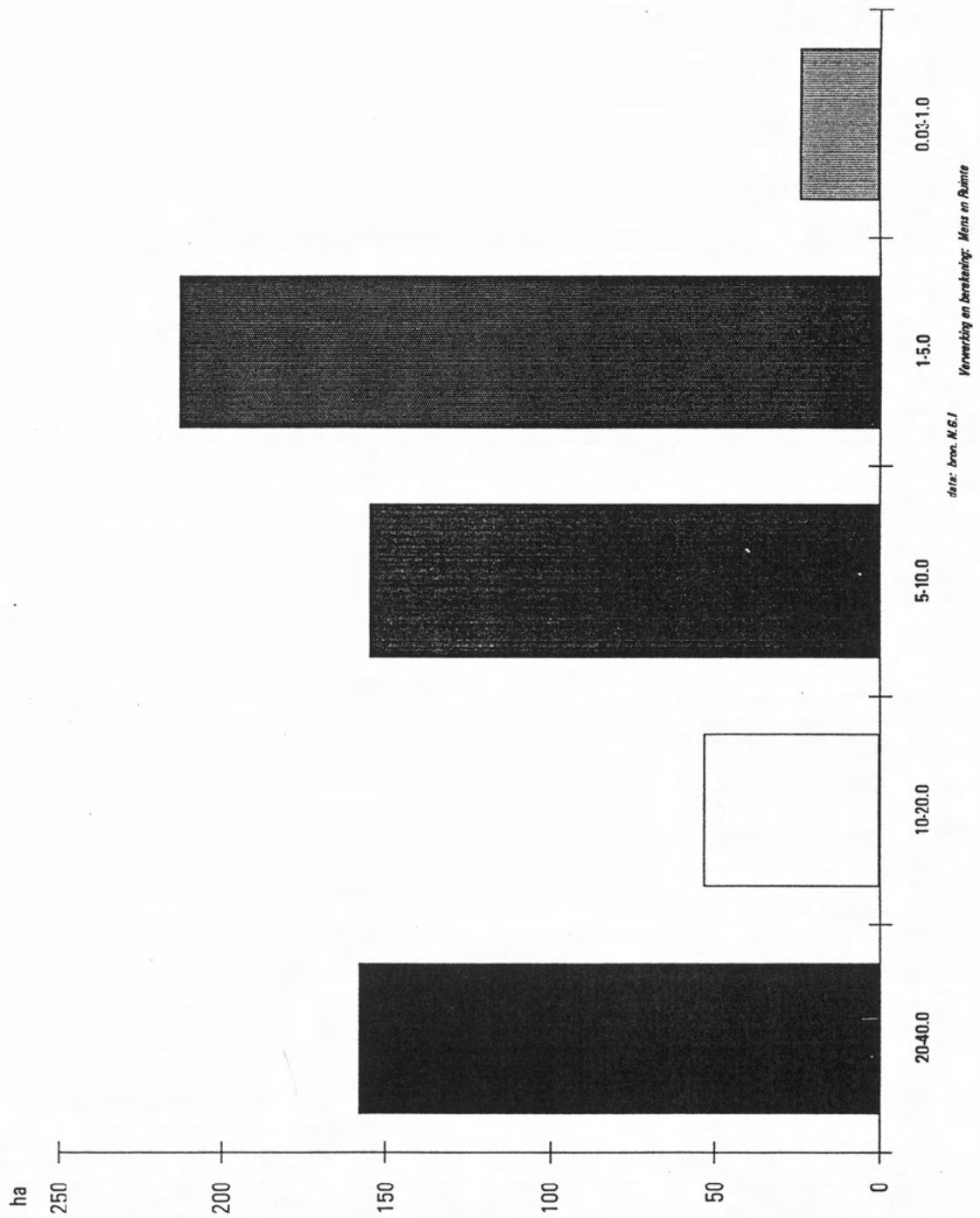
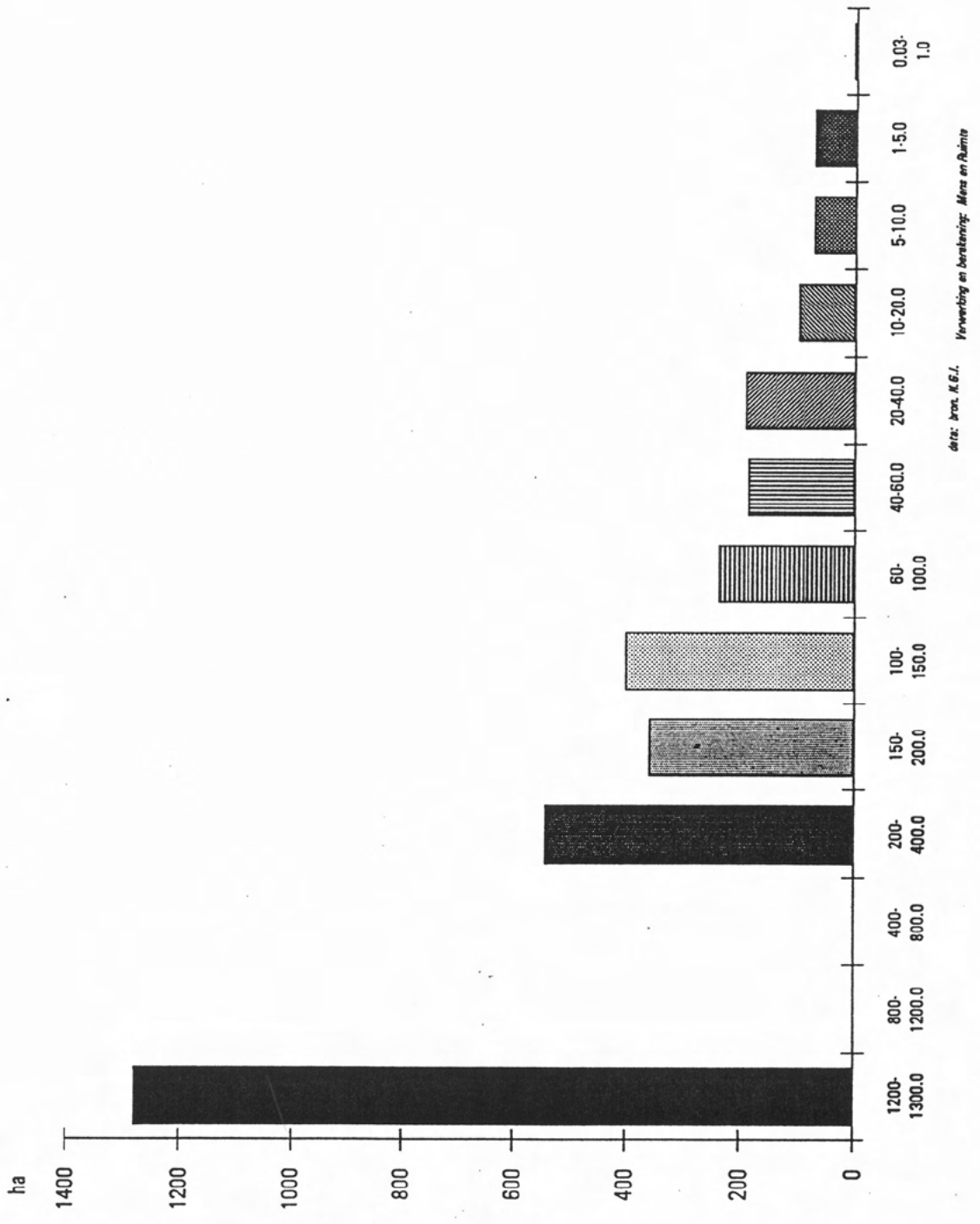
figuur 1.17 : OCMW bossen : verdeling naar oppervlakteklassen



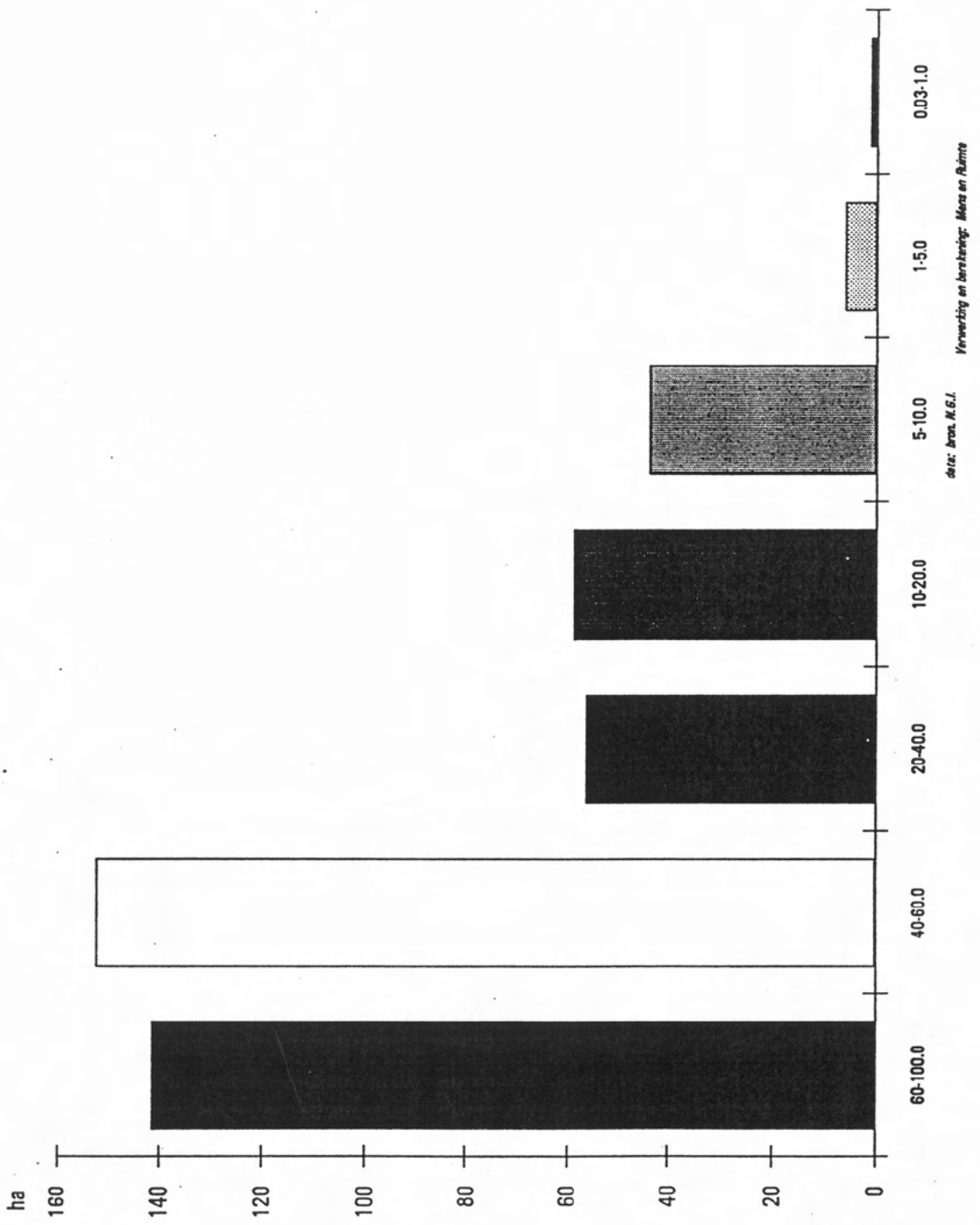
figuur 1.18 : Andere openbare bossen : verdeling naar oppervlakteklasse



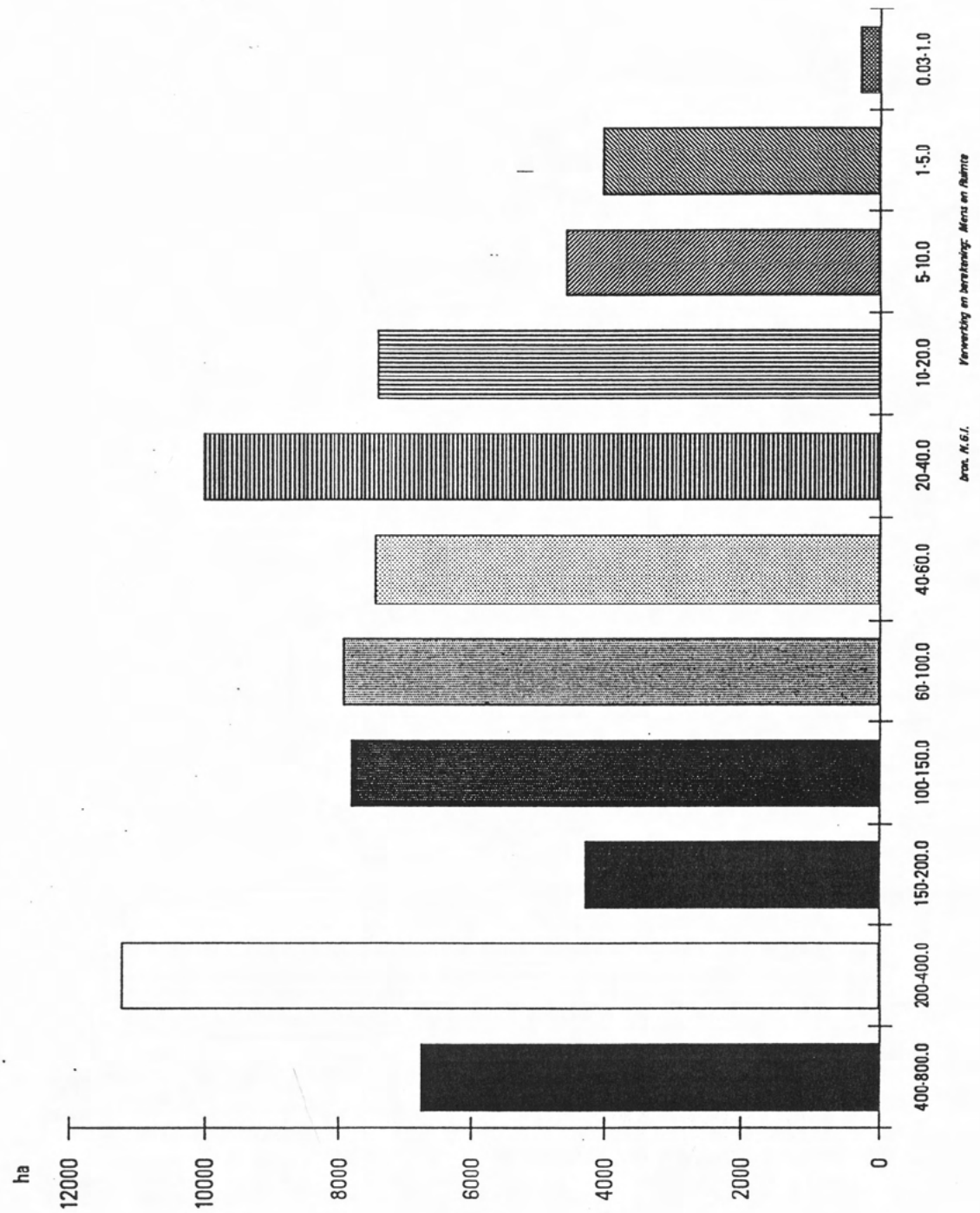
figuur 1.19 : Militaire domeinen : verdeling naar oppervlakte

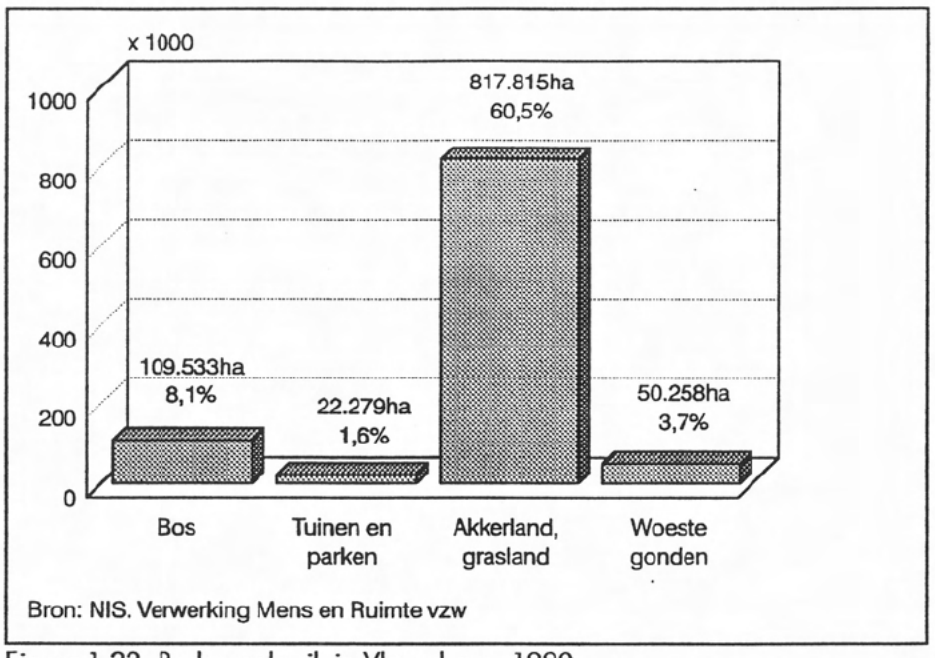


figuur 1.20 : Natuurreservaten in bosgebied : verdeling naar bosoppervlakte

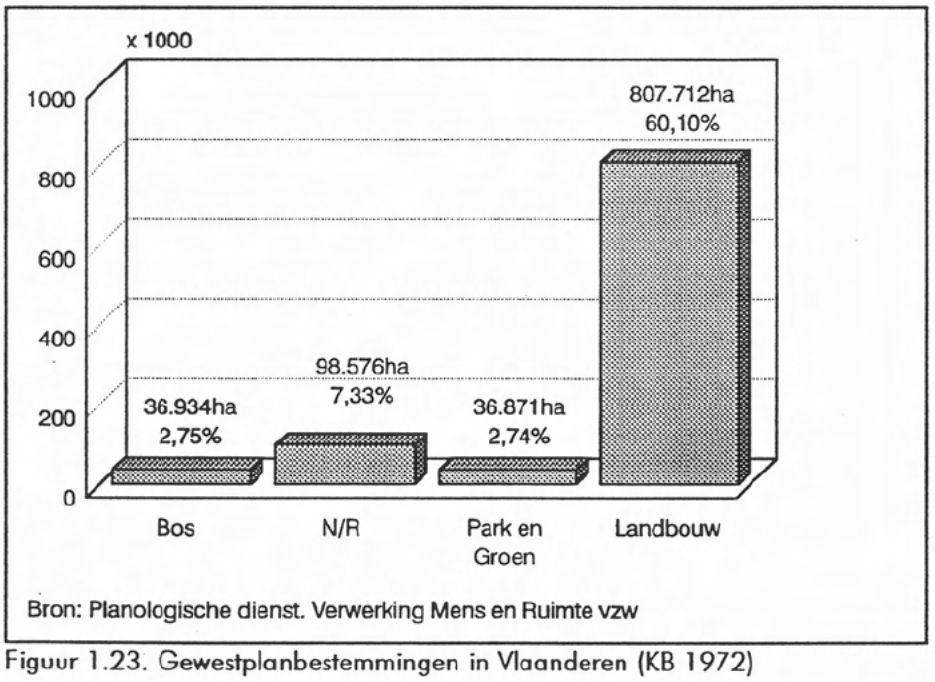


figuur 1.21 : Privébossen : verdeling naar bosoppervlakte

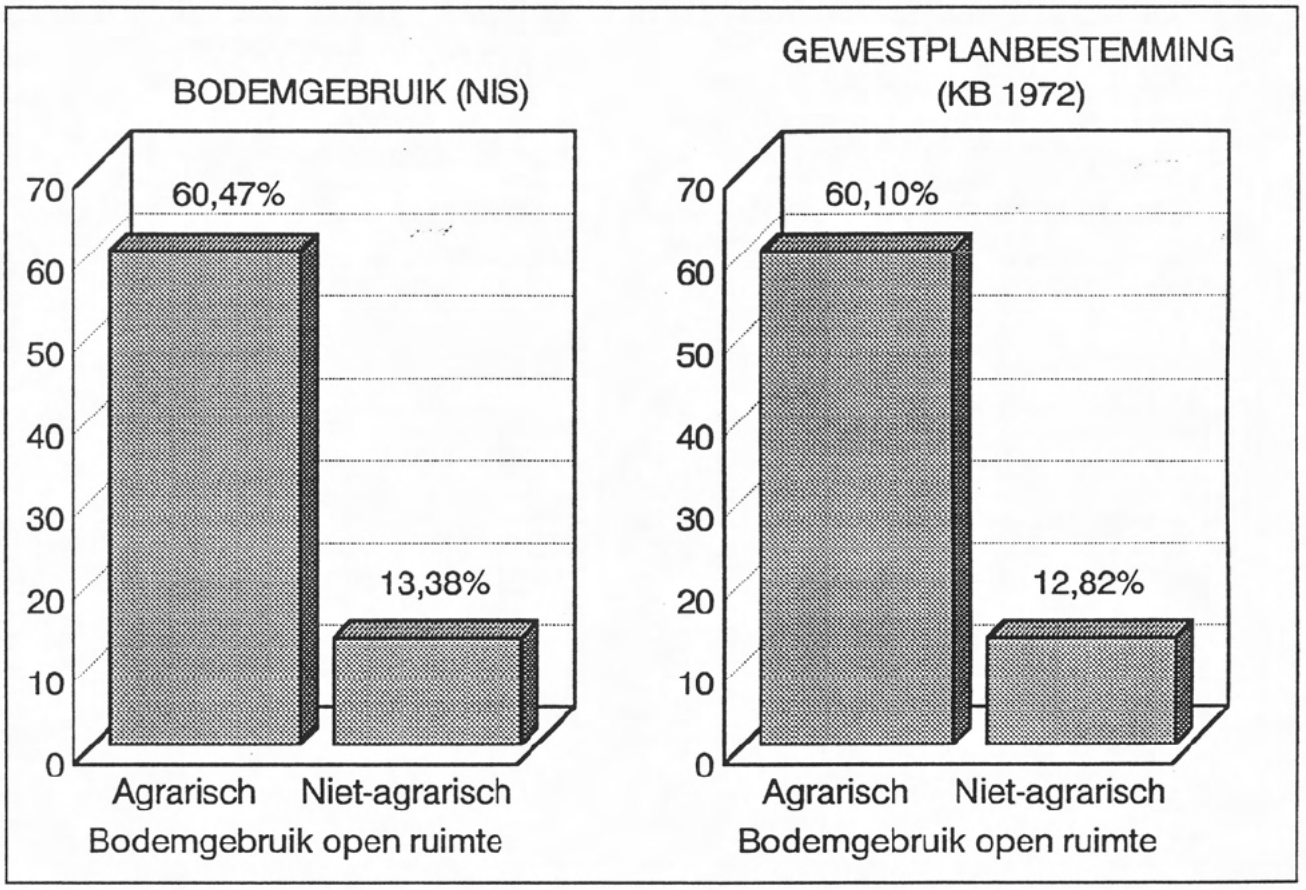




Figuur 1.22. Bodemgebruik in Vlaanderen, 1990



Figuur 1.23. Gewestplanbestemmingen in Vlaanderen (KB 1972)



Figuur 1.24.

b. conclusies

- 68% van de vlaamse bossen zijn eigendom van privépersonen, 15% zijn eigendom van het Gewest en/of de Staat en 17% van openbare eigenaars, waarbij de gemeenten 12,7% voor hun rekening nemen.

- Opmerkelijk zijn de eigendomsverhoudingen bij de openbare eigenaars. Het Vlaams Gewest en de Gemeentebesturen zijn de voornaamste bezitters. Militairen en OCMW's volgen en op de laatste plaats komen andere openbare eigenaars (kerkfabrieken,..) en de provinciebesturen. De provincie heeft van de overheden minst interesse voor bosbezit.

- Het gemiddelde boscomplex bedraagt 19,2 ha. Met boscomplex wordt hier een aaneengesloten bos bedoeld. Dit gemiddelde geeft dus niet de versnippering per individuele eigenaar weer.

- De mediaan van de versnipperingsgraad naargelang het eigenaarstype wordt weergegeven in tabel 1.17. Een mediaan is een getal waarvoor 50 % van de gemeten grootheden ofwel groter, ofwel kleiner zijn. Bij de berekening van de versnipperingsmediaan naar eigenaarstype werden alle boscomplexen in rekening gebracht die op de kaart van 1/250.000 konden worden gedigitaliseerd. In praktijk

betekent dit dus boscomplexen van ongeveer 0,5 ha. Uit tabel 1.17 blijkt dat de helft van alle Vlaamse boscomplexen, ongeacht hun eigenaarstype, kleiner zijn dan 60 à 100 ha. Vooral de categorie 'andere openbare bossen' en ook de OCMW bossen bestaan voor minstens de helft uit kleine bossen. De helft van de bossen in eigendom van gemeenten is groter dan 100 ha, van domeinbossen is de helft groter dan 200 ha en van militaire domeinen is de helft groter dan 400 ha.

Tabel 1.17: versnipperingsmediaan naar eigenaarstype

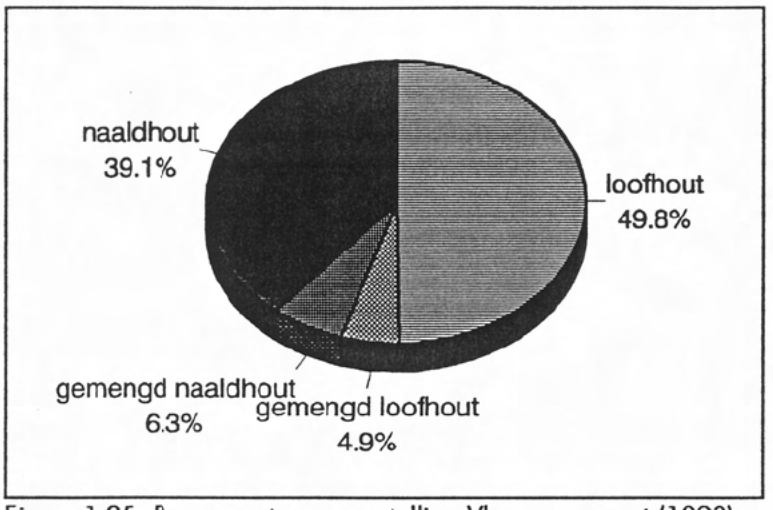
Eigenaar	versnipperingsmediaan
Militaire domeinen	400 ha
Vlaams Gewest	200 ha
Gemeenten	100 ha
Provincies	60 ha
Privé	60 ha
OCMW	20 ha
Andere openbare	tussen 5 en 10 ha
Alle bossen	tussen 60 en 100 ha

Bron N.G.I., Waters en Bossen, Mens en ruimte

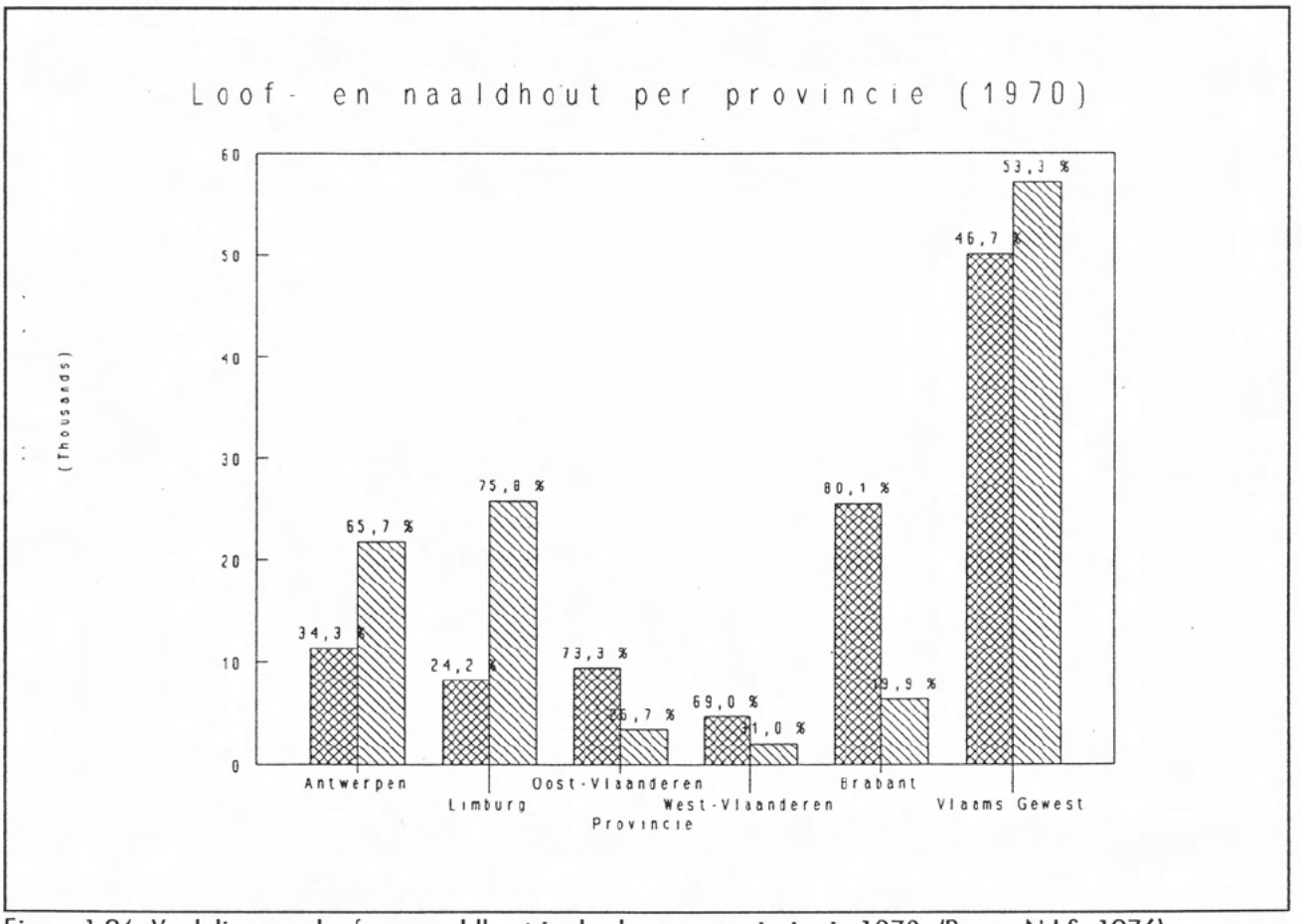
1.1.5.3 Boomsoortensamenstelling

Hiernavolgende cijfers en de figuren 1.25 en 1.27 tot 1.31 zijn gebaseerd op de voorlopige resultaten van de boskartering uitgevoerd in opdracht van het Dienst Waters en Bossen (april 1993). Aangezien deze cijfers nog onvolledig zijn en er gezien de onvermijdelijke interpretatiefouten eigen aan teledetektie nog onvoldoende terreincontrole is gebeurd, wordt in de planning (boekdeel 1) nog steeds gebruik gemaakt van de 'officiële cijfers' van de bostelling uit 1970. Indien duidelijk is wat nu de werkelijke bosoppervlakte in Vlaanderen is, kan deze planning eenvoudig worden bijgesteld.

De bossen in het Vlaams Gewest bestaan voor 49.8 % uit loofhout en 39.1 % uit naaldhout, 6.3% wordt gevormd door gemengd naaldhout en 4.9% door gemengd loofhout. Het zijn overwegend de provincies Antwerpen en Limburg die de boomsoortenbalans naar naaldhout doen doorslaan (figuur 1.26).



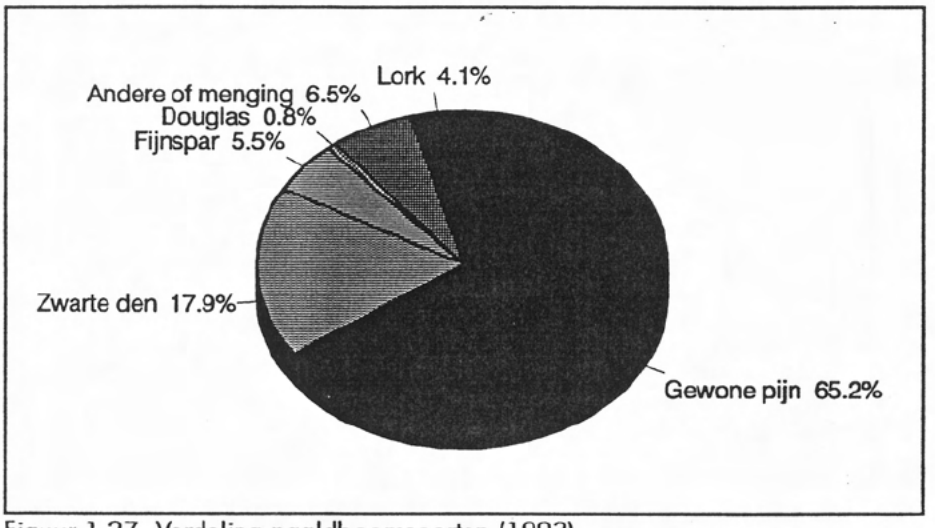
Figuur 1.25. Boomsoortensamenstelling Vlaamse gewest (1993)



Figuur 1.26. Verdeling van loof- en naaldhout in de vlaamse provincies in 1970. (Bron : N.I.S.,1976).

Vooral de laatste decennia is het relatieve aandeel van loofbossen aan het stijgen. In 1970 besloegen de naaldbossen nog 53.3% van de beboste oppervlakte in Vlaanderen (figuur 1.26).

Figuur 1.24 geeft de boomsoortensamenstelling weer van de naaldbossen. De meerderheid bestaat uit Gewone pijn, meestal met een bijmenging van loofhout die kleiner is dan 20 % (figuur 1.31).



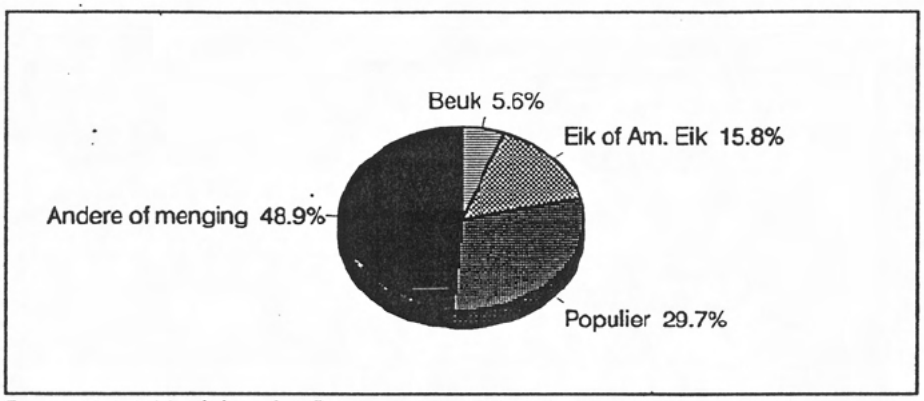
Figuur 1.27. Verdeling naaldboomsoorten (1993)

Figuur 1.28 geeft de samenstelling van de loofbossen weer. De helft van de Vlaamse loofbossen zijn mengbestanden met verschillende soorten, bijna 30 % van de loofbossen zijn populierenbestanden en de rest bestaat uit Eik of Beuk.

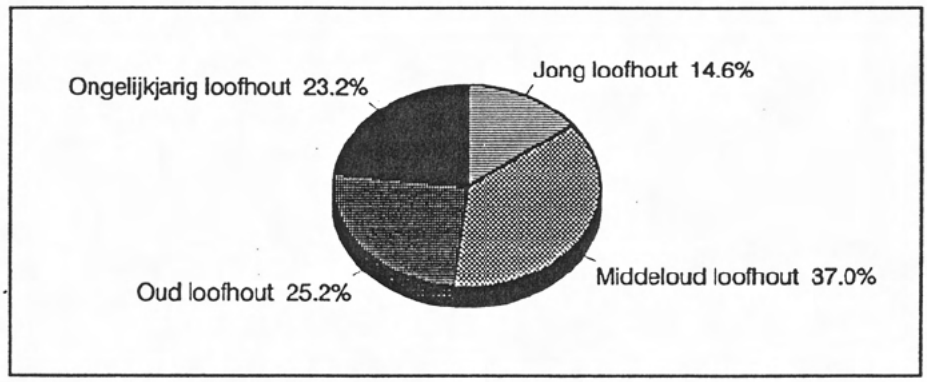
Ongeveer de helft van de loofbossen zijn oude bestanden of zijn ongelijkjarig (fig. 1.29). Middeloude bestanden vormen het grootste aandeel (37 %) terwijl jonge bestanden iets minder dan 15 % beslaan.

Bij de leeftijdsverdeling van het naaldhout (fig. 1.30), is duidelijk dat de stap naar langere bedrijfstijden nog maar vrij 'recent' is genomen. Ongeveer 70 % van de bestanden bevindt zich in de leeftijdscategorie van 20 tot 60 jaar. Toch zijn al ongeveer 17 % van de bestanden ouder dan 60 jaar. Het aandeel ongelijkjarig naaldhout is nog gering (4,5 %).

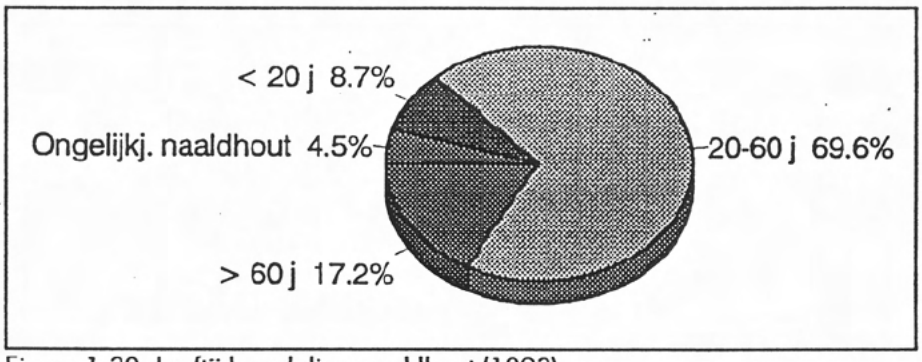
In figuur 1.31 tenslotte wordt de volledige boomsoortenverdeling weergegeven met vermelding van het aandeel bijmenging van loof- of naaldhout. Slechts een kleine fractie van de verschillende categorieën vertoont een bijmenging van 20 tot 50 % naald- of loofhout, waarvan de belangrijkste Gewone pijn en overig loofhout zijn.



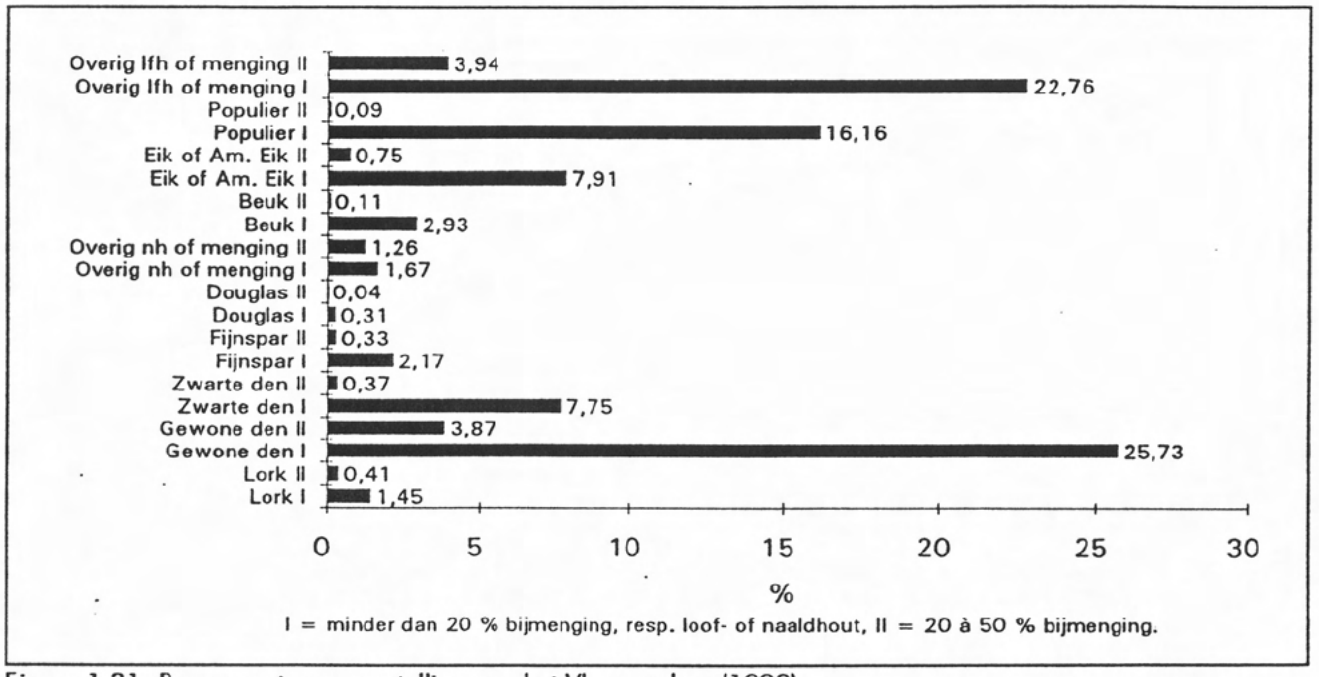
Figuur 1.28. Verdeling loofboomsoorten (1993)



Figuur 1.29. Leeftijdsverdeling loofhout (1993)



Figuur 1.30. Leeftijdsverdeling naaldhout (1993)



Figuur 1.31. Boomsoortensamenstelling van het Vlaamse bos (1993)

1.2 DE BOSVITALITEIT

De gezondheidstoestand van een bos wordt bepaald door een ingewikkeld complex van factoren die versterkend op elkaar kunnen inwerken. Hierbij spelen zowel abiotische factoren (weersomstandigheden, bodemeigenschappen en luchtverontreiniging), als biotische factoren (insekten,schimmels, bacteriën,..een rol. Bovendien speelt het toegepaste beheer, huidig maar meer nog het beheer en gebruik van het bos doorheen de geschiedenis een voorname rol, ten goede of ten kwade.

1.2.1 BEDREIGINGEN

Bossen zijn bestendig blootgesteld aan biotische en abiotische gevaren. Het bosbeheer en bosbeleid heeft de taak de gevaren te beperken of het buffer vermogen van de bossen te verhogen en het bos in goede gezondheidstoestand te houden. In dit hoofdstuk wordt dieper ingegaan op die factoren die de kwaliteit en overleving van het bos bedreigen.

Het bosecosysteem bezit enerzijds het vermogen om perturbatie op te vangen. Dit buffervermogen is een gevolg van zijn potentie om :

- dode en levende biomassa te accumuleren
- aanzienlijke hoeveelheden water op te bergen
- de stroom van voedingselementen en bodempartikels te regelen.

Het bos is anderzijds bestendig onderhevig aan min of meer negatieve invloeden. De mogelijkheden tot herstel worden bepaald door

- de graad van destabilisatie
- beschikbaarheid van nieuwe opbouwelementen
- de veroorzaakte standplaatswijziging

De stabiliteit van het bos wordt verhoogd door soortenmenging, ongelijkjarigheid (menging van verschillende leeftijden, al dan niet in leeftijdsklassen) en ongelijkvormigheid (een goede verdeling van de verjonging in ruimte en in tijd).

1.2.1.1 Weersinvloeden

Extreme omstandigheden kunnen opvallende en grote gevolgen hebben. De gevoeligheid voor schade door weersinvloeden hangt af van de boomsoort, het getroffen orgaan, de gezondheid van de boom, het jaargetijde, de standplaats (vooral bodem), de leeftijd en de ontwikkelingstoestand van het bos. De meest voorkomende schade wordt veroorzaakt door : vorst, droogte, hitte, bliksem, neerslag, zowel regen als sneeuw, hagel maar vooral door de wind.

Volgens LUST, 1990 mag gesteld worden dat in het geheel van de weersinvloeden stormschade één van de belangrijkste factoren is die een bos kunnen bedreigen en zelfs vernietigen. Hierin spelen drie elementen mee : de frequentie van voorkomen, de getroffen oppervlakte en het beschadigde volume. Voor België alleen al zien we in 1990 zware storm met 700.00m3 schade alleen in Vlaanderen (4 miljoen m3 in Wallonië), dit is 1,5 tot 2 keer het jaarlijks kapquantum.
In 1983, 1984, 1986 kwamen ook belangrijke stormen voor.

Uiteraard heeft men geen greep daarop. Een aantal factoren spelen echter mee in de gevoeligheid van het bos voor stormschade.

- Bodems met een hoge graad aan waterverzadiging of als gevolg van hoge watercapaciteit van de bodem, of door een ondiepe grondwatertafel, of onder invloed van stuwwater bemoeilijken een goede beworteling.

- Hakhout en middelhoutbossen zijn zelden aangetast maar ook bij hooghout kan de schade beperkt zijn naarmate het bos de plenterstructuur benadert of op femelslagmanier beheerd wordt.

- De grootste schade komt voor in gelijkjarige, homogene bestanden en verouderde bestanden.

- De invloed van de dunningen is afhankelijk van de toestand van het bestand. Bestanden met een sterke windschade worden gekenmerkt door : te lage ontsluiting waardoor te slanke bomen opgroeien, te late ontsluiting, te plotse en te sterke ontsluiting.

Om de stabiliteit te bevorderen kan men preventief volgende maatregelen treffen :

- aangepaste en gemengde boomsoortenkeuze
- bos- en bestandsstructuur : kleinschalige, gemengde, goed gestructureerde bestanden; mozaïekstructuur, op basis van ongelijkjarigheid en ongelijkvormigheid
- vroegtijdige bestandsbehandeling : maatregelen in de jonge bestanden zijn van doorslaggevende betekenis voor de toekomstige bestandsstructuur.
- matige, maar vroegtijdige en regelmatige dunningen
- windsingels
- exploitatie tegen de overheersende windrichting in

1.2.1.2 Klimaatswijziging

Volgens de actueel wetenschappelijk gebruikte modellen (Modèles de Circulation Globale) zal het broeikaseffect leiden tot een opwarming met 3°C +/-1,5°C tegen 2030-2050.

De verhoging van de CO2 concentraties zal op twee manieren op de bossen inspelen : direct , en indirect door de verwachte klimaatsverandering (HALDIMANN F., 1989). Bovendien stelt hij dat door dergelijke fenomenen ongekende en ongecontroleerde successieketens in gang worden gezet en dat het wel eens zou kunnen dat de bossen naar samenstelling en distributie zeer grondig wijzigen.

a) direct

- invloed op de fotosynthese : in serres is al lang bekend dat een verhoogde CO2 concentratie tot versnelde fotosynthese leidt.
- afgeleid daarvan is het logisch om te veronderstellen dat dit tot hogere produktiviteit zou leiden, dit is echter nog nooit gekwantificeerd en kan enkel voorkomen waar het water geen beperkende factor is.
- invloed op de transpiratie en het waterverbruik : er bestaan twee tegengestelde berekeningen. De ene leidt tot vermindering van de waterreserve, de andere tot vermeerdering. Het is wel zeker dat de potentiële evapotranspiratie met 200 mm per jaar zou stijgen (N.H. LE HOUEROU, 1990).

b) effect van de klimaatsverandering

- verschuiving van de vegetatiezones
- verhoging van de produktiviteit vooral op hogere liggingen.
- de bosgrens kan zowel naar het noorden verschuiven, als in de hoogte.
- De stijging van de zeespiegel
- men verwacht geen onmiddellijke invloed op de mortaliteit van de bomen, wel is er een indirecte invloed mogelijk door de veranderingen in populaties van de insekten, schimmels, en andere ziekteverwekkers.
- aangezien vooral jonge planten gevoelig zijn zou men juist in de regeneratie de eerste veranderingen kunnen voelen.

1.2.1.3 Bosbranden

Overal ter wereld worden de meeste bosformaties periodisch door bosbranden geteisterd. Met uitzondering van de coniferenbossen van continentale en mediterrane klimaatstreken waar natuurlijke bosbranden waarschijnlijk noodzakelijk zijn voor de regeneratie van een in vervalfase verkerende bosvegetatie, worden deze branden als negatief beschouwd.

Bosbranden zijn dus een factor die de samenstelling en het karakter van de bossen meebepalen (DE CUYPER, 1990). Zij leiden niet enkel tot boomvernietiging maar ook tot een globale degradatie van het bosecosysteem o.a. door de schade aan fauna en flora en door secundaire aantastingen.
Het brandgevaar is in Vlaanderen het grootst in de periode maart-april-mei.

De oorzaken van bosbranden zijn voor 70% onbekend. Voor de gekende oorzaken geldt volgende indeling :

- Toevallige oorzaken : bliksem, spoorwegen, uitlaten,..
- Vrijwillig menselijke oorzaken : vandalisme, pyromanie
- Onvrijwillig menselijke oorzaken : recreatie, gebruik van vuur bij bos en landbouwwerkzaamheden.
- Andere oorzaken

Er moet wel opgemerkt worden dat het aandeel van de recreant in het veroorzaken van bosbranden beperkt is.

Statistieken van Eurostat van 1975 tot 1983 tonen aan dat er in België weinig bosbranden voorkomen of beter gezegd weinig oppervlakte daaraan verloren gaan (gemiddeld 68,6 ha per jaar , 1976 niet ingerekend). Met uitzondering van het jaar 1976 waar 2674 ha in vlammen opgingen (uitzonderlijk droog jaar). Als we 1976 wel inrekenen brandde gemiddeld 358 ha bos per jaar af tussen 1975 en 1983. Tussen 1985 en 1990 beloopt het gemiddelde bijna 189 ha (zie tabel 1.17).

Tabel 1.17: Aantal en oppervlakte bosbranden in België (1985 - 1990).

Jaar	1985	1986	1987	1988	1989	1990	'85-'90
I. Aantal	39	79	46	24	103	82	74,60
II. Oppervlakte (ha)	66,58	103,44	45,87	22,07	686,80	19,82	188,92
Bos	15,56	43,83	30,24	7,91	32,82	19,69	30,01
Niet bebost	51,02	59,61	15,63	14,16	653,98	0,13	158,91
Openbaar bos	64,51	88,23	28,42	20,76	72,00	10,25	56,83
Privé bos	2,07	15,21	17,45	1,31	614,80	9,57	132,08

Bron : EEG/FAO

Preventief kunnen volgende maatregelen getroffen worden :

- Voorlichting en educatie.
- Bij bebossing en herbebossing : boomsoortenkeuze, voldoende hoeveelheid loofhout, eventueel aanleg van loofhoutsingels, geen te hoge plantdichtheid.
- Bij de bestandsbehandeling : door dunning de structuur en dichtheid regelen, verwijderen van al te brandbaar kreupelhout, bestandsomvorming.
- goede bestandsontsluiting (wegennet)
- brandwegen

1.2.1.4 Luchtverontreiniging

a) verband luchtverontreiniging, bosgezondheidstoestand

Sinds het begin van de jaren '80 worden in vele Europese landen symptomen van bosvitaliteitsvermindering vastgesteld. Deze symptomen werden van bij de aanvang in verband gebracht met de luchtverontreiniging, vooral om volgende redenen.

- de gelijkenis van sommige symptomen met sinds lange tijd bekende beschadigingen door luchtverontreiniging in de onmiddellijke nabijheid van emissiebronnen;
- de stijgende concentratie van bepaalde polluenten in grote delen van Europa, ook in gebieden op aanzienlijke afstand van industriegebieden;
- de snelle ontwikkeling van de vastgestelde fenomenen in gebieden met uiteenlopende standplaatskarakteristieken.

De eigenlijke werkingsmechanismen en oorzaak-gevolg relaties zijn echter nog niet achterhaald. Zowel uit vlaamse onderzoeksresultaten (Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer) als uit gegevens uit het buitenland blijkt dat er geen monocausaal verband bestaat tussen luchtverontreiniging en bosvitaliteitsvermindering. De gezondheidstoestand van het bos wordt bepaald door een ingewikkeld complex van factoren die versterkend op elkaar kunnen inwerken. Hierbij speelt luchtverontreiniging een rol naast schimmels, bacteriën, bodemeigenschappen,...

Bossterftefenomenen, zoals zij o.m. in Duitsland bekend zijn, komen in Vlaanderen tot op heden niet voor. Toch sporen de recente 'eikensterfte' en de vitaliteitsvermindering bij Corsicaanse pijn ook hier aan tot extra waakzaamheid. Met betrekking tot dit laatste fenomeen werd een duidelijk verband vastgesteld met de stikstoftoevoer (RONSE et al., 1986)

Opvallend is wel dat het verzwakkingsverschijnsel bij alle boomsoorten voorkomt en op het niveau van de individuele boom. Meestal gaat het over predominante - en randbomen.
Rechtstreekse beschadiging van, blad- en naaldweefsel door polluenten wordt meestal in West-Europa niet meer als directe oorzaak beschouwd (SUMNER et al., 1991), behalve in de onmiddellijke omgeving van belangrijke pollutiebronnen.
Meer belang wordt gehecht aan de indirecte werking via de bosbodem (VAN DEN BERGE et al., 1992), daarom werd geopteerd om in het bestaande net van permanente proefvlakken, in het kader van de E.E.G. verordening 3528/86, aangevuld met 2 extra-proefvlakken in Vlaanderen , een gedetailleerde monitoring van de bosbodem uit te voeren.

Gezien de complexiteit van deze problematiek werd in 1990 door de Dienst Waters en Bossen het initiatief genomen om een interne werkgroep ad hoc bodemonderzoek op te starten, bestaande uit bodem-en bosbouwdeskundigen uit diverse wetenschappelijke instellingen alsook uit ambtenaren van de Dienst.
Door deze werkgroep werd een modelproject inzake bodemmonitoring opgesteld. Dit samenwerkingsprogramma, het "International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests" (ICP) is gekaderd in de "Conventie betreffende grensoverschrijdende luchtverontreiniging over lange afstand" (Genève, 1979). Deze conventie werd door 35 landen ondertekend waaronder België.

b) Aantastingsrisico's

Een aantal bestandsparameters beïnvloeden het aantastingsrisico.

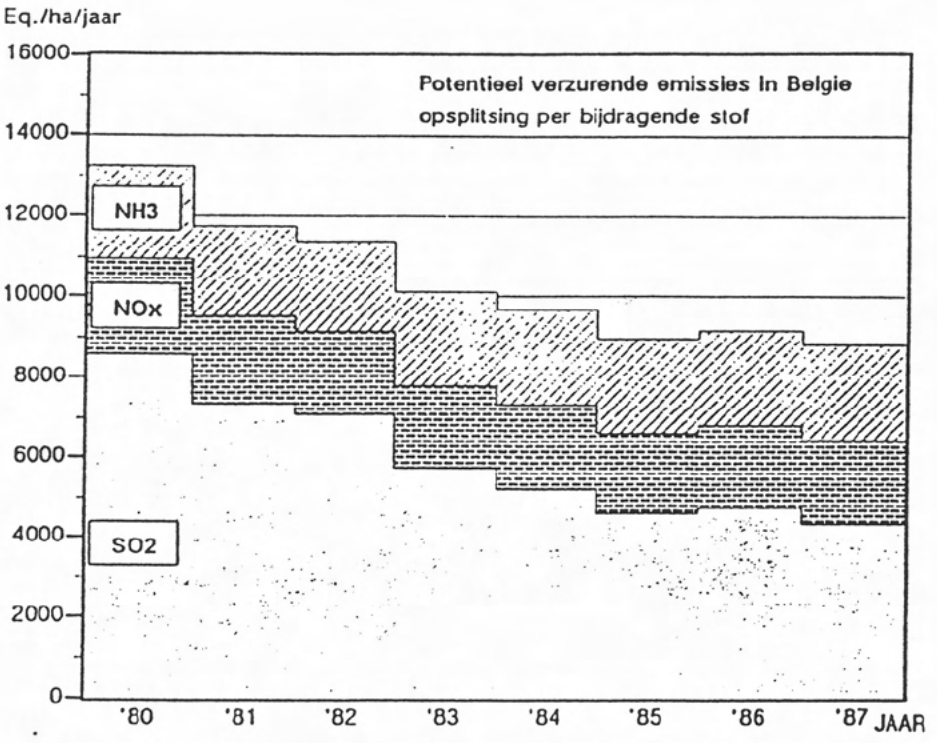
- De boomsoortensamenstelling : tot nu toe komt het verschijnsel vooral bij de fijnspar, zilverden, pijn (samen goed voor 80%) (LUST,1990), eik en beuk voor.
- Over de bestandsstructuur zijn de wetenschappers het niet eens.
- De leeftijd : er is meer schade in bestanden van meer dan 60 jaar.
- De standplaatsfactoren : bestanden op arme standplaatsen worden meer bedreigd.
- Hoogteligging en expositie : niet rechtstreeks door de hoogte maar onrechtstreeks door de meteorologische omstandigheden. REICHELT komt tot de bevinding dat vooral het Middengebergte (800 tot 1100m) lijden door de mistlagen waar een hoge concentratie van polluenten voorkomt (occulte depositie).
- Beheer in het verleden, bv. strooiselroof, onaangepaste boomsoortenkeuze,...

Bossen op zure standplaatsen worden als risicozones beschouwd. Minder kwetsbaar zijn: de kalkrijke standplaatsen, sterk door grondwater beïnvloedde ecosystemen.

c)Voornaamste verontreinigende stoffen met invloed op het bos

De voornaamste verontreinigende stoffen in dit verband zijn : SO_2, NOx en NH_4+ en O_3. In de figuren kunnen de concentraties en evoluties van uitstoot zoals ze opgetekend werden door het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie voor België geanalyseerd worden.

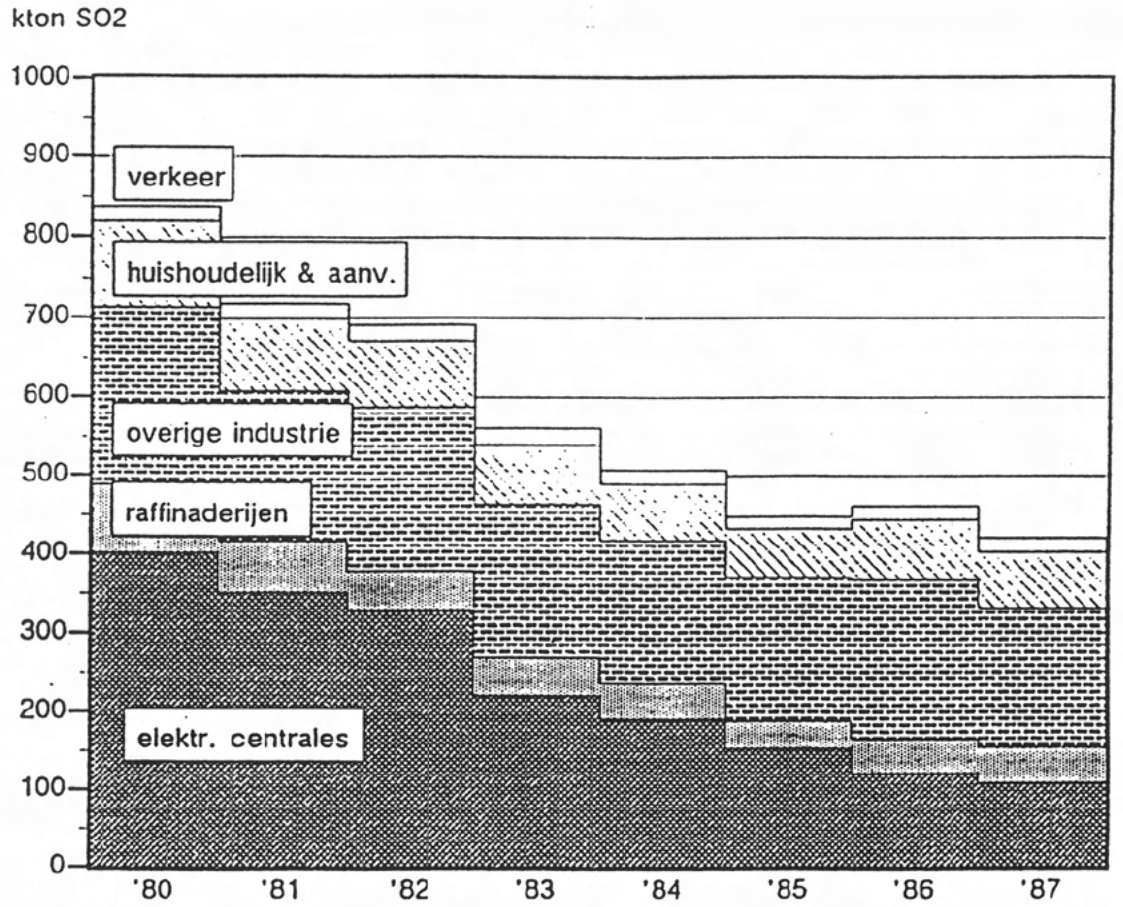
Figuur 1 geeft een overzicht van de potentieel verzurende emissies.



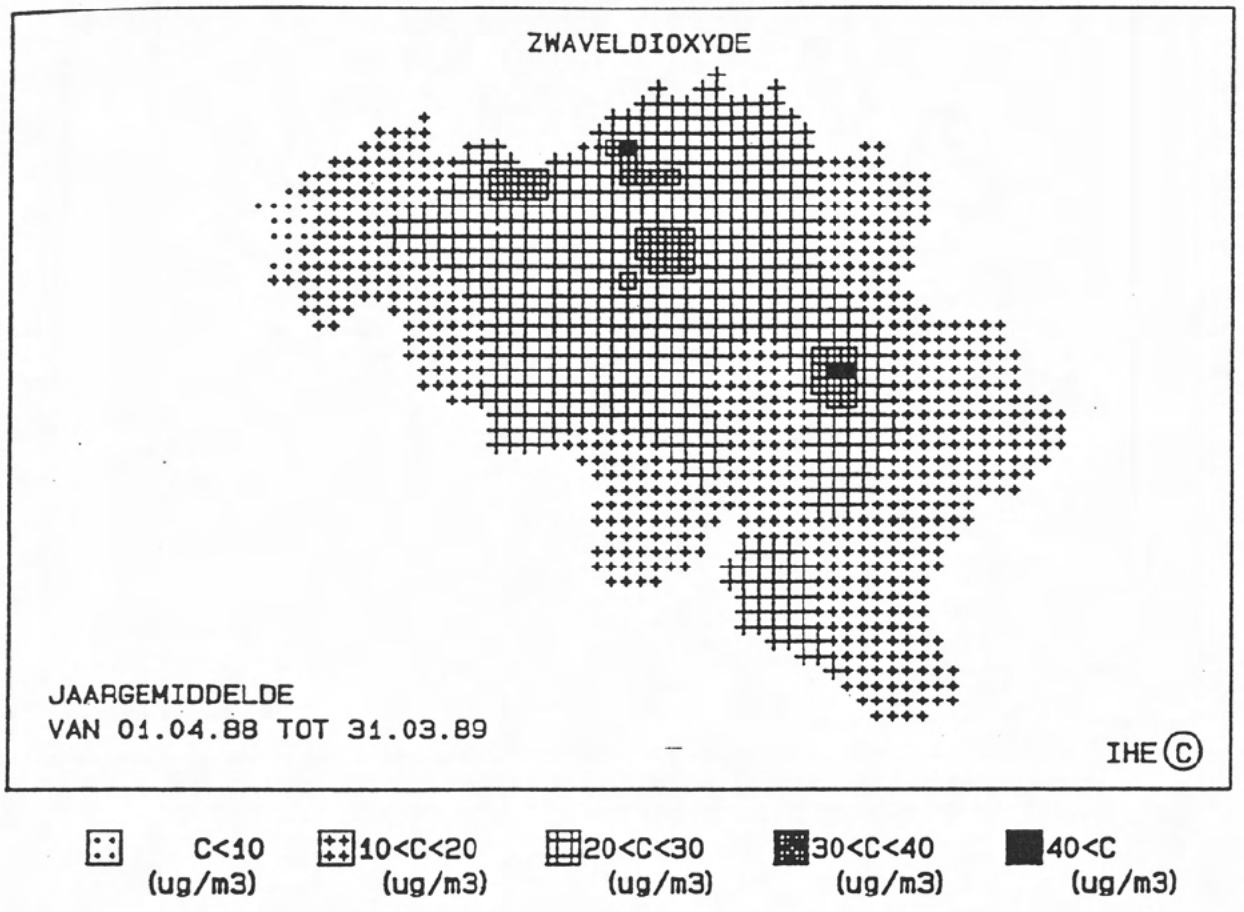
Figuur 1.32. Evolutie van de totale potentieel verzurende uitstoot in België (in zuur equivalenten per hectare en per jaar)

SO^2

De SO2 emissies vertonen een dalende trend maar zijn ongeveer op hetzelfde peil gebleven sinds 1985. De gemiddelde zwaveldepositie bedroeg in de periode '87-'88 : 41 kg S per ha en per jaar (natte depositie: 16 kg, droge: 25 kg; emissies 240kton/ j in 1988), (ROSKAMS P., 1993). De gezamenlijke bijdrage van alle industriële activiteiten bedroeg 79% in 1987, deze van gebouwenverwarming 17% en die van het wegverkeer 4%.
SO^2 wordt omgezet tot H2SO4 (natte depositie) en als SO2-gas en H2SO4 aërosol bij droge depositie. De inwerking gebeurt vooral langs de stomata.



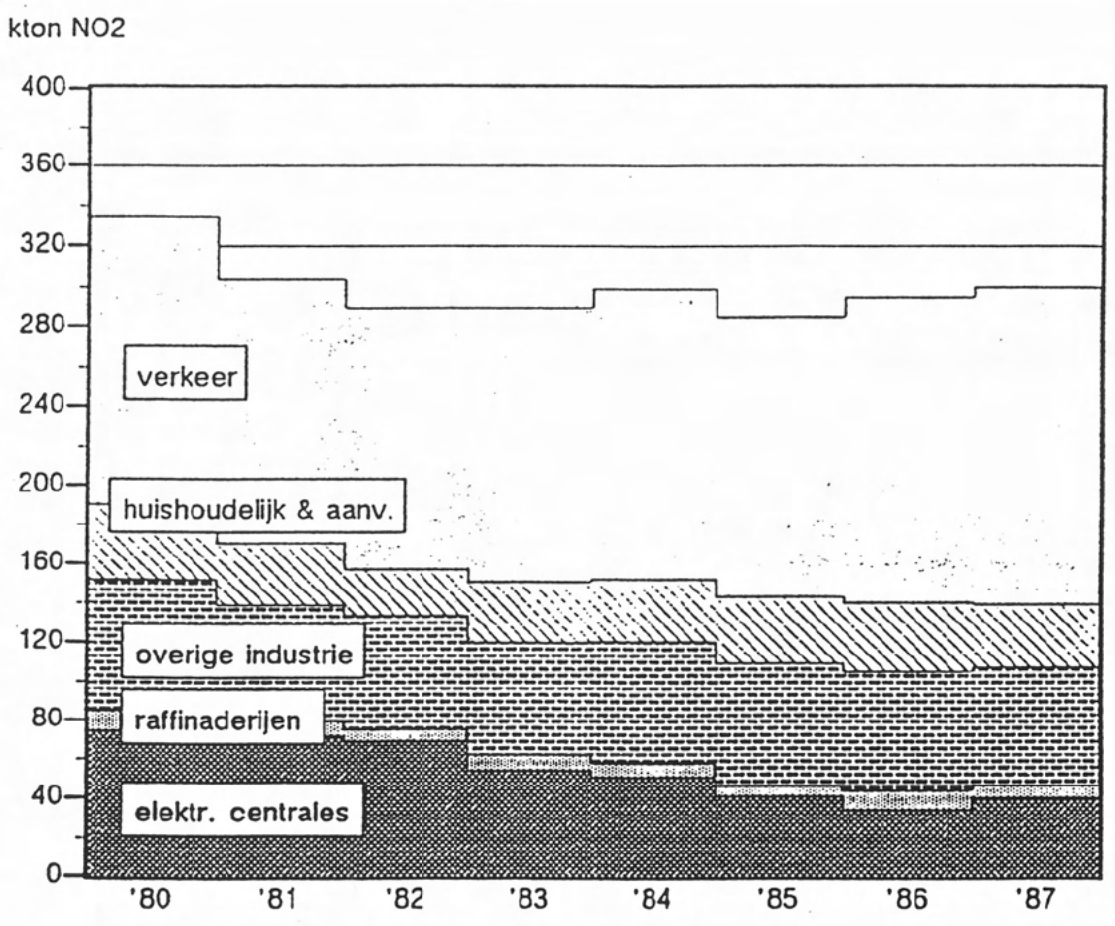
Figuur 1.33. Evolutie van de SO2-uitstoot in België. Bron: Min. Volksgezondheid Dienst Milieuhinder (officiële gegevens)



Figuur 1.34. Situering en concentratie van de SO2 uitstoot in België. Bron: Instituut voor Hygiëne en epidemiologie.

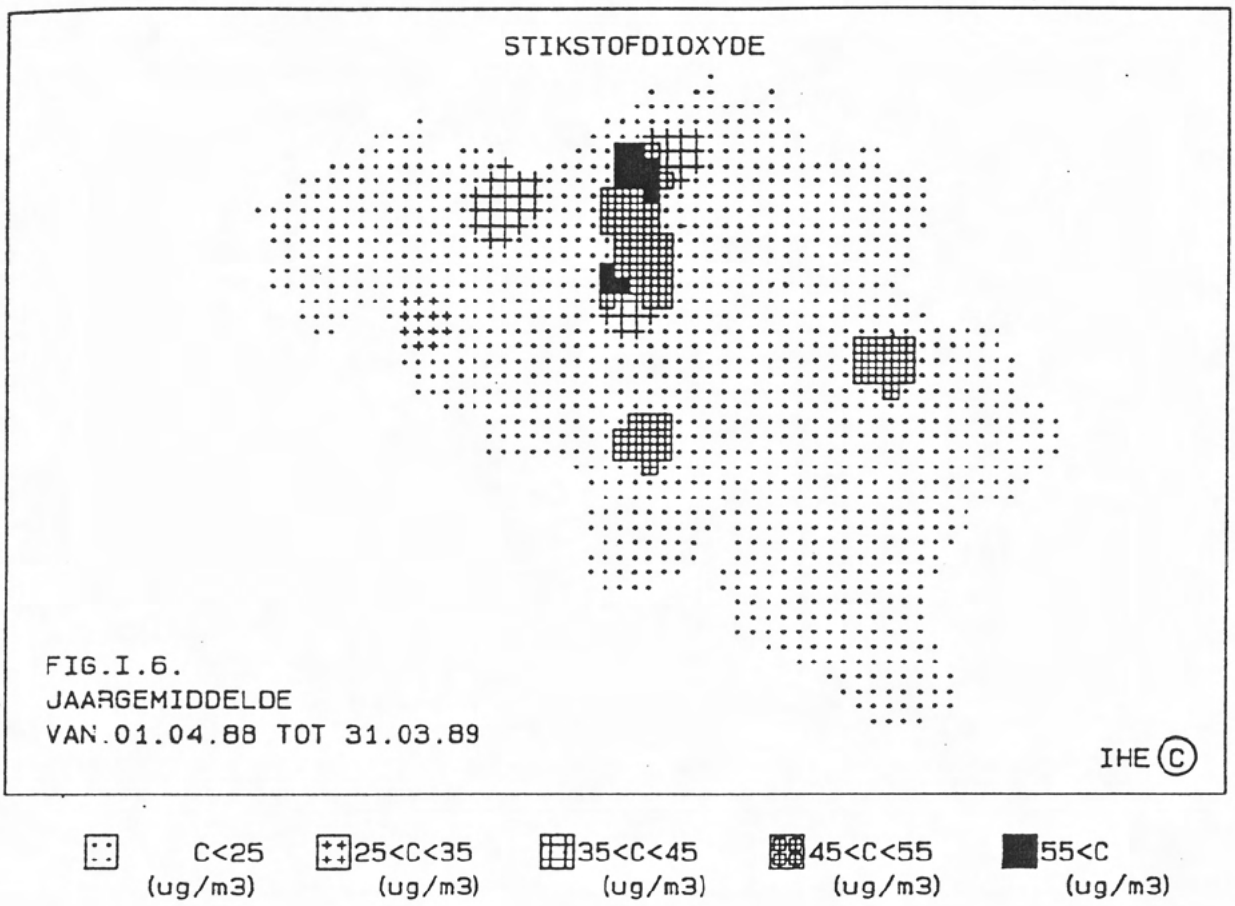
NOx

De totale stikstofdepositie in Vlaanderen bedroeg in '87-'88 gemiddeld 38 kg N per ha en per jaar, 170 kton per jaar (1988).
De bijdrage van het wegverkeer aan de totale NOx-emissies in België in 1987 bedraagt 53%. De industriële activiteiten vertegenwoordigen 37% en de gebouwenverwarming 10%(IHE, 1990). In 1988 bedroeg de bijdrage van het verkeer aan de NOx-uitstoot reeds 63% van het totaal (bron EIVR-RUG). Het effect van de katalysator is tenietgedaan door de stijging van het autoverkeer.
NOx wordt over grote afstanden getransporteerd en wordt omgezet in HNO3



Figuur 1.35. Evolutie van de NOx-uitstoot in België. Bron: Min. Volksgezondheid Dienst Milieuhinder (officiële gegevens)

Figuur 1.36. Situering en concentratie van de stikstofdioxide emissies. Bron: Instituut voor Hygiëne en epidemiologie.



NH3

De NH3-emissie vertonen een licht stijgende trend tussen 1980 en 1988 en zijn goed voor 46 kton per jaar in 1988 in Vlaanderen. De voornaamste bronnen zijn de bio-industrie en enkele industriële processen. De emissie via de mest gebeuren in de stal en bij de opslag, bij het uitvoeren van de mest en bij begrazing. De NH3-emissie hangt af van de veevoedersamenstelling, diersoort, weersomstandigheden, enz..
NH3 wordt slechts over een korte afstand verspreid en wordt snel omgezet in NH4+ in de atmosfeer en tot HNO3 in de bodem.
NH3 stimuleert de groei, voornamelijk de scheutgroei. Daardoor verhoogt de kroon/wortelverhouding en wordt de boom gevoeliger voor droogte en nutriëntentekort. Bij hoge concentraties blijven de stomata meer open waardoor de vorstgevoeligheid verhoogt.

Andere

Bovenop de reeds genoemde verbindingen komt de katalytische werking van de zware metalen: lood, cadmium, zink, ijzer en kwikzilver.
Dezelfde zware metalen tezamen met waterstoffluoride (HF) zijn soms oorzaak van lokale vervuiling van waaruit wel rechtstreeks en vrij gemakkelijk de relatie met vitaliteitsverlies kan worden aangetoond.

Hoewel de metingen van het I.H.E. op een dalende tendens wijzen van een aantal atmosferische polluenten (bv.SO4), liggen de huidige deposities nog ruim boven de kritische ladingen zoals ze gedefinieerd worden voor bos-en natuurgebieden (VAN DEN BERGE et al, 1992).

d) Depositie en werking van de verontreiniging op het ecosysteem

De depositie van de zure componenten in het bosecosysteem gebeurt op twee niveaus:

- directe via de assimilatieorganen nl. via de atmosfeer op de blad- of naaldmassa
- indirecte via de bodem en bijgevolg sterk afhankelijk van het bufferend vermogen van de bodem.

Over de directe effecten bestaat nog weinig zekerheid i.v.m. tot wat dit zal leiden op termijn, wat het accumulatie-effect zal zijn, enz... Op de indirecte effecten wordt verder ingegaan in 2.1.6.3.

Uit een onderzoek van de Werkgroep Sociale en Economische betekenis van het Bos gevoerd tussen 1988 en 1990 blijkt dat de fenomenen als bodemverzuring, het uit evenwicht raken van de voedingsbalansen, de uitloging van voedingselementen, en de vorming van potentieel toxische verbindingen, zich ook in de Vlaamse bossen voordoen.

Deze stellingen zijn gebaseerd op volgende voorlopige resultaten van het langlopend onderzoeksprogramma naar de relatie tussen de bosgezondheidstoestand in Vlaanderen en de problematiek van de luchtverontreiniging (Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer).

- Het verzamelde 'vrije veld-regenwater'(opgevangen buiten het bos) in de 10 onderzoeksgebieden heeft een gemiddelde zuurtegraad van 6.1. Het is echter sterk aangerijkt met verschillende polluenten. Sulfaten vormen de kwantitatief belangrijkste component, gevolgd door chloor en nitraten.
- Een beperkte reeks metingen doen sterke vermoedens rijzen dat immissie van ammoniacale verbindingen aanzienlijk is in de proefvlakken in West-Vlaanderen en Ravels (Antwerpen). In deze streken is de intensieve veehouderij sterk ontwikkeld.
- Regenwater opgevangen onder bosscherm (het doorvalwater) bevat hogere concentraties aan verschillende elementen in vergelijking tot regenwater opgevangen op het vrije veld. Dit is te wijten aan enerzijds verhoogde droge depositie van polluenten in bossen door de grote captatie-oppervlakte van het kronendak en anderzijds aan uitloging van elementen uit schors-en bladweefsel.
  De droge depositie van polluenten is in bossen dus groter dan voor het gemiddelde landschap. Dit leidt tot de vaststelling dat het bos op lange termijn slachtoffer kan worden van zijn eigen luchtfilterende werking.

- Chemische bodemanalyses wijzen in alle proefvlakken op een arme situatie. Het aandeel potentieel beschikbare voedingselementen (minerale reserve) is in alle proefvlakken zeer gering. Uitloging van voedingselementen door inwerking van verzurende componenten speelt hierbij waarschijnlijk een zeer belangrijke rol. Zeer sterke bodemverzuring wordt vastgesteld in Torhout, Ravels en Brasschaat.
  Deze geleidelijke bodemdegradatie is één van de belangrijkste processen die de bosvitaliteit op termijn kunnen hypothekeren.
- Het verzamelde bodemwater vertoont hoge concentraties aan de sterk verzurende sulfaat- en nitraationen, alsook aan magnesium en calcium.
  De nitraatconcentratie bereiken in de meeste proefvlakken zeer hoge waarden die in sommige gevallen ver boven de EG-norm voor drinkwater liggen (50mg/l). In Brasschaat wordt op 50cm diepte een gemiddelde concentratie van 89 mg/l vastgesteld. Het gevaar voor nitraatuitspoeling naar het grondwater is hierbij zeer reëel. Dit geldt evenzeer voor sulfaatuitspoeling.
  Een beperkt aantal metingen geeft ook het belang aan van Aluminium in het grondwater.
- Chemische analyses van bladeren en naalden wijzen op voedingstekorten bij verschillende boomsoorten. Vooral magnesium en fosfor blijken vaak in onvoldoende mate aanwezig te zijn. Door de hoge stikstofconcentraties ontstaan anderzijds onevenwichten in de voedingsbalans. In Brasschaat is vooral de stikstof-magnesium-verhouding ongunstig.

e) Conclusies

Als conclusie kunnen we stellen dat er in wetenschappelijke kringen algemeen aangenomen wordt dat de verminderde vitaliteit van de bossen, die sinds de jaren tachtig in Europa is waargenomen veroorzaakt wordt door een complex van biotische en abiotische factoren, waarbij luchtverontreiniging een zeer belangrijke rol speelt als destabiliserende factor in de bosecosystemen, vooral door de indirecte beïnvloeding van de bodemprocessen.

Verzuring kan de invloed van de traditionele stress-factoren (vorst, droogte, aantastingen) op de bosgezondheid verhogen. Bovendien kan het leiden tot stijgend nutriëntenonevenwicht door tekorten aan Mg, K en P.

De bijdrage van N aan de actuele bodemverzuring bedraagt 35%, van S 65%(P.ROSKAMS, 1993).

In dit verband is het belangrijk te noteren dat de belangrijkste boomsoorten in Vlaanderen (Eik, Beuk, Gewone pijn) precies bekend staan als relatief tolerant t.o.v. arme en zure omstandigheden (HEIJ et al., 1991; BINKLEY et al.,1989).

Op deze tolerantie staat evenwel een grens. Zoals ook ULRICH (1990) het uitdrukt, dient, bij gelijkblijvende zuurdepositie, in dit verband niet meer de vraag gesteld te worden of algehele verzuring met zijn onvermijdelijk nefaste consequenties (bodemwatercontaminatie) wel zal optreden, dan wel wanneer. NYS (1991) bv. toonde met een experimentele N-bemesting een zeer sterke afname aan van de beschikbare hoeveelheden aan Ca (-45%), Mg (-28%) en K (-31%) in de bovenste horizont van een Ardens fijnsparbestand, waarbij de bomen zeer duidelijke symptomen van vitaliteitsverlies vertoonden.

Uit studies naar de oorzakelijke verbanden kan worden afgeleid dat de door het bosecosysteem ondervonden stress in drie effectklassen kan worden opgedeeld

- veroorzaken van schade
- bijdragen tot schade
- verhogen van de vatbaarheid voor schade

f) Maatregelen

Om te voorkomen dat bossen nog verder achteruitgaan moeten de emissies verminderen. Een opvoering of voortzetting van de emissies zal het voortbestaan van de bossen in vele regio's van Europa in gevaar kunnen brengen. Door een verlaging van de vervuilingsniveaus zal niet alleen de vitaliteit van de bossen verbeteren maar ook hun resistentie tegen de veel voorkomende biotische en abiotische schadeoorzaken. In vele gevallen zal echter alleen een drastische verlaging van de emissie van de polluenten voldoende zijn om de aan gang zijnde verzuringsprocessen ten gunste te keren.

Monitoring geeft de noodzakelijke gegevens voor het opvolgen en ingrijpen in de evolutie. Zowel monitoring van de emissies, immissies als van de gezondheidstoestand van de bossen zelf zijn nodig.

Voornamelijk in Duitsland wordt bekalking aanvaard als een middel om op korte en middellange termijn, de vitaliteit te behouden (ZOTTL & HUTTL, 1989, ULRICH, 1991, LANDMANN, 1991, WEISSEN, 1990). Dit zijn zgn. onderhoudsbekalkingen met als doel een verdere bodemverzuring tegen te gaan waarbij wordt gebruik gemaakt van 3 ton dolomietkalk per ha, gemiddeld om de zeven tot tien jaar. Om effectief de pH te doen stijgen zoudenn bekalkingen van 40 tot 50 ton per ha nodig zijn. Tot nu toe wordt dit nergens toegepast.

Op betere standplaatsen heeft bekalking enkele negatieve gevolgen :

- moeilijkheden bij verjonging door verruiging
- verhoogde stikstofuitspoeling naar het grondwater

In Vlaanderen bestaan deze maatregelen enkel in experimentele fase. Bekalking dient met de nodige omzichtigheid te gebeuren gezien op poreuze bodems het gevaar voor uitspoeling van elementen naar het grondwater reëel is.

1.2.1.5 Verstoring van de voedingsbalans

Onvoldoende voorziening van één of meerder minerale voedingsstoffen veroorzaakt fysiologische storingen. Als gevolg daarvan ontstaan gebreksverschijnselen (veranderingen in vorm, kleur en vitaliteit van blad, naalden, twijgen en takken) en vertraagde groei.
Bij foutieve bemesting, hoog gehalte aan zware metalen, hoge NH3 emissies en een te hoog zoutgehalte in de grond kunnen ook fysiologische verstoringen optreden en vertraagde groei.

1.2.1.6 Biotische factoren

Voornamelijk de **schimmelziekten** spelen een rol in de bosbouw. We kunnen ze in vier groepen onderscheiden : de wortelziekten,tak- en twijgziekten, kankers en schorsbranden, blad en naaldaantastingen.
Bacteriën en virussen zijn minder belangrijk maar komen wel voor, zij het dikwijls als secundaire besmetting.
Bij de **insekten en mijten** zijn het vooral de Coleoptera (kevers) en Lepidoptera (vlinders) en in mindere mate de Homoptera (bladluizen en verwanten) die schade veroorzaken.

De beschadiging aangebracht door **zoogdieren** bevindt zich op een ander niveau. Niet te onderschatten is evenwel het ree, het konijn, in veel mindere mate de haas, dat elke bosverjonging onmogelijk kan maken.
De schade aangebracht door de zoogdieren is meestal een gevolg van een te hoge bevolkingsdichtheid. Sinds de konijnen in toenemende mate immuun worden voor myxomatose is het in voldoende grote aantallen optreden van predatoren (vos, bunzing,...) de enige echt doeltreffende remedie.
Overbevolking van andere boszoogdieren is eveneens een gevolg van kunstmatig in stand gehouden situaties ten behoeve van de jacht of bij gebrek aan jacht en het ontbreken van voldoende grotere predatoren in het bosecosysteem.
Dit tekort aan grotere predatoren is een gevolg van een complex aantal factoren. Naast jacht spelen de bosversnippering en milieuhygiënische aspecten, naast anderen, een belangrijke rol.
Alhoewel **beweiding** in het bos steeds minder toegepast wordt blijft het bestaan in Centraal Europa, Afrika, Latijns Amerika, het Middellandszeegebied en leidt het tot zware bosdegradatie en zelfs vernietiging.
Andere bos en boomzoogdieren veroorzaken slechts sporadisch schade in de zin van destabilisering van het ecosysteem bij overbevolking.

1.2.1.7 Directe gevolgen van menselijke activiteiten

Deze verstoring is tot nu toe de meest belangrijke geweest :

- De bosindex is op wereldvlak teruggevallen tot 30% (FAO)
- Minder dan de helft van de bossen hebben een **bedekkingsgraad** van 70% of meer. Bij 1/4 van het bosareaal is de bedekkingsgraad lager dan 40%. Slechts bij een gedeelte van de bossen is dit aan natuurlijke beperkingen te wijten (bossavanne bv.).
- De **economisch gerichte bosbouw** heeft het bos grondig gewijzigd :
  * homogenisering van het bos
  * verdwijnen van autochtone boomsoorten, vooral de secundaire
  * verkorten van de natuurlijke rotatie
  * vervangen van de natuurlijke door de kunstmatige verjonging
  * introductie van snelgroeiende exoten
  * conditionering van de standplaats (grondbewerking, drainage, bemesting)
  * mechanisering van de bosarbeid

Dit heeft geleid tot een algemene bos- en standplaatsverarming en een verhoging van de aantastbaarheid van het bos door exogene verstoringen.

- **Slechte uitvoering van beheersmaatregelen** leidt dikwijls tot schade. Het meest opvallende is de slecht uitgevoerde exploitatie met een maanlandschap tot gevolg en zware moeilijkheden voor een herbebossing.
- Minder spectaculair maar op termijn even nefast zijn **de strooiselroof, verbranden van kapresten, wijziging van de grondwaterstand,...**
- **Beweiding** is in onze streken lang één van de belangrijkste bosbedreigende handelingen geweest. Bewijs daarvan zijn de artikelen in het Oude Boswetboek daaraan gewijd. Regelingen werden getroffen voor de varkens en het vee, schapen en geiten waren verboden.

1.2.1.8 Aantasting van de bossen door ozon

In een aantal streken waar bossterfte voorkomt en waar metingen van de luchtkwaliteit op zeer lage concentraties van polluenten wijzen is men het verband met de ozonconcentraties gaan onderzoeken. De kennis van de problematiek van de aantasting door ozon is onvoldoende om het werkingsmechanisme en de belangrijkheid ervan exact te kunnen inschatten. Niettemin is volgens het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie (1990) voldoende gebleken dat het aandeel van het pollutietransport van fotochemische oxidantia (waaronder ozon) over lange afstanden niet te verwaarlozen is.

Wat men tot nu toe kon vaststellen is dat de ergste schade voorkomt bij bossen op hoogtes boven de 500m, ook op plaatsen waar weinig of geen polluenten voorkomen tenzij een verhoogde concentratie aan ozon tijdens de middaguren (10 tot 18uur).

SMITH koppelt de bossterfte aan de verhoogde ozonconcentratie in de lagere luchtlagen, met maximale concentraties tussen de 900 en 1000m hoogte, wat net overeenkomt met de meest aangetaste zone in Europa.
Verder onderzoek is bezig in het Laboratoire de Biologie Vegetale des Facultés agronomique de Gembloux in samenwerking met het IHE.

1.2.2 DE SITUATIE INZAKE BOSVITALITEIT

1.2.2.1 De bosvitaliteit in de wereld

Het is moeilijk een overzicht te geven van de situatie van de bossen in de wereld omdat er eigenlijk maar in de geïndustrialiseerde landen systematisch onderzoek op gebeurd. In die zin moeten we ons dus beperken tot die streken waar gegevens over bestaan.
Aangezien we in de volgende delen uitgebreid ingaan op Europa beperken we ons tot de Verenigde Staten en Canada.

Niettegenstaande de graad van pollutie in Canada lager ligt dan in West-Europa werd eind de jaren zeventig een onderzoeksprogramma opgestart per stroomgebied. De twee doelstellingen zijn :

- onderzoeken hoe polluenten zich in het bosecosysteem bewegen
- opzetten van monitoring systeem op lange termijn op drie vaste plaatsen met weergaven van de invoer en uitvoer van polluenten en andere elementen

Sinds 1984 is de ARNEWS opgestart : The Acid Rain-National Early Warning System. De specifieke doelstelling is :

- zicht krijgen op de schade die niet door natuurlijke oorzaken of beheerspraktijken veroorzaakt is.
- opzetten van een monitoring systeem dat zowel de vegetatie als de bodem over een lange periode opvolgt en toekomstige veranderingen, veroorzaakt door luchtverontreinigingen stress in representatieve bossen opspoort.

De voornaamste schade is vastgesteld bij de berken en esdoornbossen.

In de Verenigde Staten is vooral de beuk aangetast. Bij 13% van de beuken werd een kroonsterfte van meer dan 20% vastgesteld.
Slechts 4% van de bekeken bomen vertonen een lagere kroondichtheid dan normaal. Als er echter per boomsoort gekeken wordt zijn vooral de kruinen van de Yellow Birch, beuk en rode eik (North Red Oak) aangetast.

1.2.2.2 De bosvitaliteit in Europa

Het effect van de luchtverontreiniging op de gezondheidstoestand van de bossen varieert naargelang de aard en concentratie van de vervuiling. Voor Midden en Oost-Europa wordt luchtverontreiniging gezien als de oorzaak met doorslaggevend effect voor de gezondheidstoestand van de bossen. De regeringen van Duitsland, Oostenrijk, de Tjechische en Sloveense Republieken, Liechtenstein en Polen erkennen de luchtverontreiniging als de belangrijkste factor in de aantasting van de bosvitaliteit.
Op andere plaatsen in Europa waar de luchtverontreiniging minder erg is beschouwd men deze als een factor die de bossen vatbaar maakt voor achteruitgang.

De 'Report of the 1990 forest damage survey in Europe' komt tot volgende conclusies, op basis van een onderzoek in 25 landen van Europa en grote delen van Canada en de V.S.

- In alle landen werd schade, gezien als blad of naaldverlies, aan het bos geobserveerd

- Verschillende landen signaleren dat de hoger gelegen bossen meer aangetast zijn. Verschillende duizenden hectaren bos op de bergtoppen van Duitsland zijn stervende of zeer zwaar aangetast. Dezelfde situatie doet zich voor in Bulgarië, de Tsjechische en Sloveense Federale Republieken en Polen. De oudere bossen zijn meestal meer aangetast maar toch merkt men zelfs in jonge bossen zware ontbladeringsverschijnselen.

- Oude bossen van pijn, spar en eik zijn het meest aangetast. Meer dan 15% van alle sparren van meer dan 60 jaar oud vertonen een ontbladeringsgraad van meer dan 25% en dit in 17 van de onderzochte landen, alle dennen in 10 van de onderzochte landen en alle eiken in 16 van de onderzochte landen. Dat veronderstelt dat in ongeveer twee derde van de onderzochte landen de oude bomen van deze drie soorten zeer zwak staan.

1.2.2.3 De bosvitaliteit in de EEG

a) Stand van zaken

Sedert 1987 wordt, in het kader van de EEG-Verordening 3528/86, de vitaliteit van de bossen in de EEG systematisch geïnventariseerd. Elk jaar maakt men aldus een balans op over de gezondheidstoestand. Door verordening 1696/87 werd overeengekomen een gemeenschappelijke methodiek toe te passen. De methodiek is bovendien gebaseerd op de richtlijnen van de "Convention on Long Ranch Transboundery Air Pollution" verschenen in 'Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Hamburg/Geneva : Programme Coordinating Centres/UN-ECE 1986, (revised 1989), 97p.

In de samenvatting van de resultaten van het inventarisatiejaar 1990 schetst het Directoraat-Generaal Landbouw van de Commissie van de Europese Gemeenschap het volgende .

> Uit de over 1990 verzamelde gegevens blijkt dat een aanzienlijk deel van de bossen in de Gemeenschap lijdt aan naald-of bladverlies en/of verkleuring van naalden of bladeren. De vitaliteit van de bossen varieert van jaar tot jaar, maar de conditie van sommige soorten is aanmerkelijk verslechterd. Om meer inzicht te krijgen in de grote verschillen in de gezondheidstoestand van de bossen naargelang van plaats en tijdstip, moet meer onderzoek worden gedaan naar de ecologische factoren op de gezondheid van de bossen.

Voor de over 1990 opgemaakte inventaris zijn op 2.005 waarnemingspunten in de Gemeenschap gegevens verzameld. Bij 15,1% van de bomen was sprake van een duidelijk naald- of bladverlies (meer dan 25%). Bij 14,4% van de in de steekproef opgenomen bomen werd meer dan 10% verkleuring van naalden of bladeren waargenomen.
Bij de in de Gemeenschap meest voorkomende boomsoorten, Picea sp. (sparren), Pinus sp. (pijnen), de bladverliezende Quercus sp. (eiken) en Fagus sp. (beuken), waren 10 à 20% van de bomen aangetast. Bij Eucalyptus sp. werd het laagste percentage aangetaste bomen geconstateerd. Het meest aangetast was de Quercus suber (kurkeik).

Vergelijking van 1990 met 1989 leert dat de gezondheidstoestand van de bossen in de hele Gemeenschap iets is achteruitgegaan. De vitaliteit is voor alle soorten licht afgenomen. Alleen de gezondheidstoestand van de Quercus Ilex bleef constant. De vitaliteit van de Quercus suber is duidelijk verslechterd.
Bij de cijfers merken we op dat het hier eerder om onderschattingen dan overschattingen zal gaan daar sommige proefvlakken in een normale bedrijfsregeling opgenomen zijn en bijgevolg tijdens de dunningen dode of aangetaste bomen kunnen weggenomen worden.

TABEL 1.18: Evolutie van de vitaliteit tussen 1987 en 1990 in de Gemeenschap

		1987	1988	1989	1990
>	25% naald/bladverlies	14,3	10,2	9,9	15,1
	naaldbomen				15,4
	loofbomen				14,9
>	10% verkleuring	13,5	13,2	16	14,4
	naaldbomen				12,5
	loofbomen				16,2

Bron : Commissie van de Europese Gemeenschappen, 1991

De veranderingen in de vitaliteit van de bossen van 1987 tot en met 1990 zijn voor de meeste boomsoorten niet steeds hetzelfde. Picea sitchensis blijkt achteruit te gaan. De toename van het naaldverlies is voor een groot deel toe te schrijven aan de omvangrijke schade door insekten in het Verenigd Koninkrijk en Ierland na de zachte winters van 1988/1989 en 1989/1990. Ook bij Quercus pubescens was sprake van achteruitgang.

Bij de bomen die zowel in 1989 als 1990 onderzocht werden steeg het percentage met duidelijk naald/bladverlies van 8,2% in 1989 tot 13,4% in 1990. De schade steeg het sterkst in het Middellands Zeegebied bij Quercus suber, namelijk van minder dan 10% in 1989 tot meer dan 40% in 1990. voor deze sterke toename werd geen reden opgegeven.

Bij het grootste gedeelte van de bomen die in de hele onderzoeksperiode (1987-1990) waren opgenomen, werden geen significante veranderingen in vitaliteit waargenomen.
Bij Quercus ilex leek de vitaliteit zich gunstig te ontwikkelen, maar bij Quercus pubescens en Picea sitchensis is een duidelijke achteruitgang geconstateerd. Het grote naaldverlies bij Picea sitchensis is hoofdzakelijk toe te schrijven aan de schade door de grote sparreluis (Elatobium abietinum) in het Verenigd Koninkrijk en Ierland. De oorzaak van de verslechterde gezondheidstoestand van Quercus pubescens is onbekend.

b) Verbanden

Op basis van de resultaten van de inventaris van 1990, kan een duidelijk verband gelegd worden tussen de mate van het blad/naaldverlies en de **hoogteligging** van het waarnemingspunt en de gemiddelde leeftijd van de opstand.
Naarmate de hoogte toeneemt, blijkt het percentage aangetaste bomen af te nemen. In de lagere hoogteliggingsklassen was het naald- of bladverlies het grootst.

Ten aanzien van het verband tussen naald-of bladverlies en de gemiddelde **leeftijd** van de bomen blijkt het totale percentage bomen zonder naald- of bladverlies duidelijk af te nemen naarmate de bomen ouder worden, terwijl tegelijkertijd de percentages met licht en matig/sterk naald-of bladverlies stijgen. De jaarlijkse schommelingen van naald-of bladverlies blijken zeer hoog te zijn zodat vele bomen, ook als ze deel uitmaken van een betrekkelijk gezonde opstand, met de jaren één of meer klassen voor- of achteruitgaan.

Bij een eerste analyse van een beperkt aantal gegevens over het **bodemtype** bleken bij de bomen op

verschillende bodemtypes grote verschillen te bestaan in de mate van naald- of bladverlies. Door het gebrek aan systematisch opname van dit gegeven kan men nog geen conclusies trekken maar wel wordt ten zeerste aanbevolen om in de toekomstige onderzoeken het bodemtype op te nemen.

Met de andere geregistreerde kenmerken (expositie, beschikbaarheid van water, humustype) kon geen verband worden aangetoond.

In alle lidstaten zijn de loofbomen gezonder dan de naaldbomen voor de factor naald/bladverlies. Wat de verkleuring betreft is het precies omgekeerd en zijn de naaldbomen gezonder dan de loofbomen. Bekeken per **soortengroep** lag het bladverlies het laagst bij Eucalyptus sp. en Quercus ilex. Bij Quercus suber en Picea sp. waren zowel bladverlies als verkleuring hoog.
Verkleuring trad bij de loofboomsoorten het meest op bij Quercus suber (meer dan 50% van de bomen) en het minst bij Quercus ilex (minder dan 3% van de bomen). Dergelijk grote verschillen waren er niet bij naaldbomen. Bij Abies sp. en Pinus sp. lag het percentage bomen waarbij verkleuring optrad relatief hoog (20% van het totale aantal bomen).

Het resultaat van de inventaris wordt uitgedrukt aan de hand van het percentage beoordeelde bomen dat onder een van de naald/bladverlies- en verkleuringsklassen valt zoals in tabel 1.19 geschetst.

Tabel 1.19

klasse	mate van naald/of bladverlies of verkleuring	percentage van naald/of bladverlies of verkleuring
0	geen of te verwaarlozen	0 tot 10%
1	licht	11 tot 25%
2	matig	26 tot 60%
3	sterk	> 60%
4	dood	

Bron : Commissie van de Europese Gemeenschap, 1991

TABEL 1.20: Percentages bomen met naald/bladverlies en verkleuring ten opzichte van alle beoordeelde bomen in de EG in de inventaris van 1990

	naald/bladverlies	verkleuring
0-10%	59,8	85,6
11-25%	25,1	10,9
0-25%	84,9	96,5
26-60%	13,0	2,3
>60%	1,5	1,2
dood	0,6	

Bron : Commissie van de Europese Gemeenschap, 1991

Als we de opsplitsing maken naargelang de klimatische zones komen we tot volgende tabel.

Tabel 1.21: Percentages bomen met naald/bladverlies ten opzichte van alle beoordeelde bomen in de EG in de inventaris van 1990

regio	naald/bladverlies					
	0-10%	11-25%	0-25%	26-60%	>60%	dood
Atlantisch	62,1	21,9	84,0	12,4	2,5	1,1
Sub-atlant	50,4	31,4	81,8	16,7	1,4	0,1
Mediterraan	64,8	22,0	86,8	11,2	1,3	0,7
Berggebieden	69,6	22,6	92,2	6,3	0,4	1,1
TOTAAL	59,8	25,1	84,8	13,0	1,5	0,6

Bron : Commissie van de Europese Gemeenschap, 1991

c) Gemakkelijk te herkennen en /of mogelijke oorzaken van de schade

Als mogelijke oorzaken worden gesignaleerd: het weer, insekten, schimmels, bosbranden en luchtverontreiniging.
Voor 1990 stipt men de droge zomermaanden, de winterstormen (1989/1990) en de late voorjaarsvorst aan.

Bij bijna een derde van de bomen in de volledige steekproef zijn een of meer herkenbare oorzaken van schade genoteerd. De meest voorkomende schade was veroorzaakt door insekten. Zowel in België, de Bondsrepubliek Duitsland, Spanje en Nederland werd de Quercus sp. aangetast. De Pinus in Spanje, de Picea sitchensis in het Verenigd Koninkrijk en de Fagus sp. en Picea abies in Nederland ondergingen hetzelfde lot.

Alle schadetypes waarvan men de oorzaak kon herkennen hadden een zekere negatieve invloed op het aantal en de kleur van naalden en bladeren.
Het percentage bomen echter waar naald/bladverlies optrad en de schadeoorzaak gekend was lag slechts een fractie hoger dan het percentage bij de bomen zonder herkenbare oorzaak van schade.

Wat naald/bladverkleuring betreft, bleken de bomen waarvoor een schadetype werd herkend, aanzienlijk zwaarder beschadigd te zijn dan bomen zonder enige herkenbare oorzaak van schade.
Bij bomen waarvan het schadetype niet is vastgesteld, is het percentage met naald/bladverlies (klassen 2+3+4 van tabel) het hoogst. Ook bij de bomen die schade hadden opgelopen door brand, de mens, wild, begrazing en lokale of regionale vervuiling trad een relatief hoge mate van naald-/bladverlies op. Het ging bij deze schadetypes echter om een klein aantal gevallen. Uit de cijfers kunnen daarom geen algemene conclusies worden getrokken.
Vooral bij lokale of regionale vervuiling zijn er bomen met verkleuringsverschijnselen.
Bij meer dan 50% van de bomen die te lijden hebben van dit schadetype trad verkleuring op.

In Griekenland constateerde men overbegrazing in de maquis en in de omgeving van de bevolkingscentra.
In Denemarken constateerde men het afsterven van de toppen van de Piceabomen. De oorzaak legt men bij de combinatie van drie opeenvolgende zachte winters, droogte, nogal hoge ozonconcentratie in de bossen in 1988/1989 en depositie van zeezout.

d) de bosbranden

Vooral het zuiden van de EEG wordt zeer regelmatig geteisterd door bosbranden.
Ongeveer 35.369.000 ha bos, dit is 65% van de beboste oppervlakte, heeft een verhoogd brandrisico branden per jaar gemiddeld 554.411 ha af (Commissie van de Europese Gemeenschap, 1989).

Tabel 1.22: Bosbranden in het zuiden van de EEG

Griekenland	37.000 ha
Frankrijk	70.000 ha
Italië	170.000 ha
Spanje	175.000 ha
Portugal	122.000 ha
Totaal	574.000 ha

Bron : Commissie van de Europese Gemeenschap (1990)

1.2.2.4 De bosvitaliteit in België

In de Belgische bossen duiken vegetatieveranderingen op tengevolge van door lucht- en waterverontreiniging verhoogde stikstofconcentraties. Andere niet uit te sluiten mogelijke medeoorzaken voor de uitbreiding van stikstofminnende planten zijn de accumulatie van strooisel door het niet langer exploiteren van de onderbegroeiing (bv. oogsten van braamstruiken voor broodovens).

- Pinus sylvestris (gewone pijn) bestanden worden door Prunus serotina (Amerikaanse vogelkers) of Deschampsia flexuosa (bochtige smele) geïnvadeerd
- Dryopteris dilatata (brede stekelvaren) palmt de Corsicaanse pijnbestanden in op de arme zandgronden
- overgroeiing van Rubus sp. (braam) en Pteridium aquilinum (adelaarsvaren)in de loofbossen op base-arme substraten
- Voorkomen van Corydalis claviculata (rankende helmbloem) aan de bosranden op zandige substraten
- Het overgroeien met Galium aparine (kleefkruid) van de rijke loofbossen.

Aangezien het vitaliteitsonderzoek in België per gewest uitgevoerd werd beperken we ons hier tot de resultaten van Wallonië.

Wallonië heeft 486.900 ha bos waarvan 248.300 ha naaldbos (80% Picea abies, fijnspar) en 238.600 loofbos.

Tabel 1.23: Percentage naald/bladverlies en verkleuring ten opzichte van alle beoordeelde bomen in Wallonië in de inventaris van 1990

klasse	fijnspar	pijn	beuk	eik
0	44	33,7	54,4	56,5
1	28,9	12,2	30,2	24,4
2				
3	26,7	53,7	15,4	18,5
4	0,4	0,3	-	0,6

Bron : Programme Coordinating Centres, Global Environment Monitoring System, 1991

De fijnspar is voor 44% gezond en 27,1% is beschadigd. De pijnbomen zijn er erger aan toe met 54% beschadigde bomen. De beuk lijkt het gezondst met enkel 19,1% beschadigde bomen.

1.2.2.5 De bosvitaliteit in Vlaanderen

Jaarlijks onderzoekt men in Vlaanderen, in het kader van het EEG verordening 3528/86 de bosvitaliteit.

a) Toestand in 1990

Voor wat het jaar 1990 betreft lijken de meeste boomsoorten met uitzondering van de beuk zich licht te herstellen. Sinds men de jaarlijkse vitaliteitsopnames maakt (1987) is het eerste jaar dat men van een licht herstel in conditie kan spreken voor de eik.
De beuk daarentegen kreeg het zwaar te verduren. Opmerkelijk was dat het ook een jaar was met extra veel zaadzetting bij de beuk.
Niettegenstaande de voorjaarsstormen veel schade veroorzaakten is er niet onmiddellijk veel invloed op de vitaliteit te observeren.

Tabel 1.24: Vitaliteitstoestand in 1990

Bladverliesklasse	% bomen met bladverlies		
	totaal	naaldbomen	loofbomen
0-10%	45,0	34,8	58,8
> 10-20%	39,3	47,0	29,0
> 20-30%	10,9	12,4	8,9
> 30-40%	2,6	3,4	1,4
> 40-50%	1,4	1,4	1,4
> 50-60%	0,6	1,0	0,0
> 60-70%	0,2	0,0	0,5
> 70-80%	-	-	-
Totaal	100	100	100
gemiddelde ontbladering	12,9	14,3	11,0

Bron :Programme Coordinating Centres, , Global Environment Monitoring System, 1991

Bij vergelijking van de gegevens tussen 1989 en 1990 komt ROSKAMS (1991) tot volgende conclusies. Ongeveer 2,7% meer bomen zijn matig tot sterk ontbladerd, daartegenover steeg het aantal gezonde bomen met 4,7% terwijl de verkleuring steeg met 10,4%.

Er blijken zich grote verschillen voor te doen alnaargelang de boomsoort.

Bij de **beuk** steeg de ontbladering, 71,4% van de beuken verloor meer dan 10% van zijn bladeren (+ 31,4%) en matige tot sterke ontbladering kwam voor bij 17,1% (+14,2%).Het totale aantal bomen met verkleuringsverschijnselen bleef gelijk.

Bij de **eik** verminderde het aantal bomen met meer dan 10% bladverlies met 18,8% tot 40,6%. De verkleuringssituatie bleef min of meer gelijk.
Voor alle loofboomsoorten samen vertonen 41,2% meer dan 10% bladverlies in 1990 (-6,7%).
49,1% van de **Corsicaanse pijnen** verloren meer dan 10% van hun naalden (-21,8%), terwijl er een stijging met 5,8% was in de hoeveelheid verkleurde bomen.
Bij de gewone den steeg het percentage bomen met meer dan 10% naaldverlies met 0,6% tot 68,9%, en met verkleuringsverschijnselen tot 59,4% (+22,3%)
Voor alle naaldbossen samen daalde het aantal bomen met meer dan 10% naaldverlies tot 65,2% (-3,2%) en steeg met 18,9% het aantal naaldbomen met verkleuringsverschijnselen tot 63,7%.

b) Toestand in 1991

Bron : Roskams P. 1991, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Tabel 1.25: Situatie 1990/1991 : Percentverdeling van de steekproefbomen over blad-/naaldverliesklassen

	Gezond		Risicobomen		Beschadigd						Beschadigd Totaal	
					Middelmatig		Sterk		Dood			
	Klasse 0 (%)		Klasse 1 (%)		Klasse 2 (%)		Klasse 3 (%)		Klasse 4 (%)		Klasse 2-4 (%)	
	1990	1991	1990	1991	1990	1991	1990	1991	1990	1991	1990	1991
Beuk	28,6	26,2	54,3	45,2	17,1	26,2	0,0	2,4	0,0	0,0	17,1	28,6
Populier		13,1		72,8		14,1		0,0		0,0		14,1
Zomereik	58,8	37,6	37,3	50,0	2,9	11,8	1,0	0,6	0,0	0,0	3,9	12,4
Am. eik	64,9	52,8	33,3	31,5	1,8	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	15,7
Andere lfbs	95,0	68,6	5,0	27,5	0,0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9
Totaal lfbs	58,8	37,7	36,0	48,4	4,7	13,5	0,5	0,4	0,0	0,0	5,2	13,9
Gewone pijn	31,1	27,1	59,7	61,8	9,2	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	9,2	11,1
Cors. pijn	46,6	28,3	36,7	55,9	16,7	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	15,8
Totaal nldbs	34,8	27,8	54,5	60,2	10,7	12,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,7	12,0
Totaal alle sp.	45,1	32,2	46,6	54,9	8,1	12,7	0,2	0,2	0,0	0,0	8,3	12,9

Uit de resultaten van de inventaris van 1991 blijkt dat de gezondheidstoestand van de vlaamse bossen ongunstig geëvolueerd is ten opzichte van 1990. Vooral bij de loofboomsoorten werd een achteruitgang vastgesteld.
In 1991 werd 12,9% van de bomen als duidelijk beschadigd genoteerd, dit betekent een stijging met 4,6% in vergelijking met 1990.

Vooral bij de loofbomen werd meer bladverlies waargenomen dan in het voorgaande jaar. In deze groep was 13,9% van de bomen duidelijk beschadigd, tegenover 5,2% in 1990.
De toestand was het slechtst bij de beuk, waar bij 28,6% van de bomen meer dan 25% bladverlies werd vastgesteld. Bij de Zomereik en Amerikaanse eik bedroeg dit respectievelijk 12,4% en 15,7%. Bij al deze soorten werd in vergelijking met 1990 een toename van het aandeel beschadigde bomen genoteerd. Deze bedroeg respectievelijk 11,5% bij Beuk, 8,5% bij Zomereik en 13,9% bij Amerikaanse eik.

Bij de naaldboomsoorten werd slechts een geringe toename van het aandeel duidelijk beschadigde bomen vastgesteld: 12,0% in 1991 tegenover 10,7% in 1990.
Bij de Corsicaanse pijn was 15,8% duidelijk beschadigd, bij de Gewone pijn 11,1%. Dit betekent respectievelijk een afname met 0,9% en een toename met 1,9% ten opzichte van 1990.

1.3 PROSPECTIEVE BEHOEFTENRAMING

Zowel op wereldschaal, als op europees niveau en op vlaams niveau is er een toenemend tekort aan bos. Niet alleen de afzonderlijke functies lijden daaronder, bijvoorbeeld de ecologische onder de het recreatief gebruik, maar ook de globale functievervulling.

Vanuit een holistische benadering van de behoeften aan bos, vanuit de verschillende functies, en vanuit het ecosysteem bos op zich in relatie tot de andere ecosystemen wordt **30% beboste oppervlakte** in de laaglanden en 50% in berggebieden zowel door wetenschappers (Hasel,1971) als door internationale organisaties (UNEP, WWF en IUCN in Caring for the Earth, Second Draft, 1990) als noodzakelijk naar voor geschoven voor de lage landen. Bovendien ondersteunen de eigen bevindingen in het onderzoek ter voorbereiding van de lange termijnplanning deze stelling.

Zowel de analyse van de situatie van het areaal (1.1.) als van de vitaliteit (1.2.) wijzen op een neergaande spiraal van bevoorrading en kwaliteitsverlening. Resultaat is na en naast een lokale bosinkrimping, de constatatie dat de bossen systemisch aangetast worden. Enkel een trendbreuk kan deze spiraal omdraaien.
Naast de milieuhygiënische maatregelen zullen vooral de uitbreiding van de snippers bos tot boscomplexen de vraag naar bos, ecosysteem bos en leefkwaliteit beter voldoen.

Vanuit het multifunctionaliteitsprincipe komt in kaart 7 een prioriteitenlokalisering naar voor.
Naast de aangegeven prioriteiten geeft deze kaart aan dat er op ongeveer 50% van het vlaamse grondgebied vanuit 3 functies vraag naar bos bestaat.

1.4 POTENTIES

Een uitbreiding van het bosareaal is enkel mogelijk door inkrimping van de andere ruimtegebruikers. Gemakshalve worden deze in de twee meest gebruikte categorieën opgesplitst : de landelijke gebieden met een overwicht van de open-ruimtefuncties en de steden met als voornaamste functies industrie en wonen.

1.4.1 DE LANDELIJKE GEBIEDEN

De volgende drie ontwikkelingen zullen van invloed zijn op de kwantiteit en de kwaliteit van de landelijke gebieden.

- Enerzijds de groeit de belangstelling bij de bevolking voor de kwaliteit van het milieu, van de natuur, aan de ruimtelijke kwaliteit en aan de verscheidenheid van landschappen.
- Een tweede ontwikkeling groeit vanuit de toenemende aandacht voor de niet-agrarische functies binnen het landelijk gebied (recreatieve, ecologische, esthetische).
- De derde en de belangrijkste factor is de ontwikkeling binnen de grootste ruimtegebruiker: de agrarische sector.

1.4.1.1 Uitstoot van landbouwgrond

De vlaamse landbouw is zeer verscheiden. Wanneer we vandaag praten over 'de landbouwer' dan praten we zowel over de melkveehouder als over de bedrijfsleider op een gespecialiseerd groentebedrijf, de kleine landbouwer met een zeer gemengd bedrijf, de varkenskweker die onder contractteelt produceert.
Vanuit de relatie landbouw en ruimte zijn voornamelijk de melkveehouderij, de rundveebedrijven en de akkerbouw van belang, omwille van de belangrijke ruimtebehoefte van deze sectoren. Meer dan 95% van het landbouwareaal wordt aangewend voor blijvend grasland (35%), voedergewassen (13%), graangewassen (25%), suikerbieten (8%), aardappelen (3%). Opvallend is de geringe grondgebondenheid van de intensieve veehouderij. Eén derde tot de helft van deze bedrijven bezit bijna geen cultuurgrond. Het aandeel van de gespecialiseerde varkens- en pluimveebedrijven bedraagt amper 1% van het totale landbouwareaal.
De diverse tuinbouwteelten benutten 3% van het nationaal agrarisch areaal.
Verder dient benadrukt te worden dat het hier produkten betreft die onder zware marktordening vallen van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid.

Hiermede wordt reeds de belangrijke invloed aangetoond die hervormingen binnen het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid zullen hebben op de ruimtelijke structuur van de landbouw en op het uitzicht van de landelijke gebieden.
Duidelijk zal blijken dat de diverse alternatieve ontwikkelingen in het Europees landbouwbeleid kunnen resulteren in verschillende, deels tegenstrijdige effecten op het agrarisch grondgebruik. Afhankelijk van de wijzigingen in het GLB zullen de ruimtelijke effecten verschillen.

Het verleden werd gekenmerkt door een toename van de produktiviteit, technologische vooruitgang, een meer rationele ontwikkeling van de landbouwproduktie, optimaal gebruik van de productiemiddelen.
Dit had tot gevolg : een sterke intensivering, een toename van de arbeids- en grondproduktiviteit, schaalvergroting, uitstoot van arbeidskrachten, afnemende grondgebondenheid, structurele onttrekking van grond en verschuivingen binnen het agrarisch grondgebruik.

Tijdens de periode 1960-1989 verminderde het landbouwareaal met één vijfde in België. De gemiddelde jaarlijkse uitstoot bedroeg in de onderzoeksperiode bijna 10.500 ha per jaar.
Alhoewel het verlies aan landbouwgrond blijft voortduren, is de afname de laatste jaren verminderd. In de laatste tien jaar bedroeg het afnamepercentage 0,4% tegenover 0,8% in de periode 1960-1970. Indien de tendensen die zich in het verleden hebben voorgedaan in de toekomst ongestoord verder gezet worden kan tot het jaar 2010 nog jaarlijks 10.000 ha aan de landbouwsector onttrokken worden. Dit indien de lange termijn trend 1960-1988 zich verder zet. Zoals reeds eerder aangehaald is het areaalverlies de voorbije jaren afgenomen. Extrapolatie van de korte termijn trend 1980-1988 resulteert in een jaarlijkse afname van 5.600 ha op belgisch niveau. Extrapolatie naar Vlaanderen, op basis van de het aandeel van de uitstoot aan landbouwgrond per provincie geeft een gemiddelde van 2.800 ha per jaar.

Tevens is het duidelijk dat het ruimtelijk een sterk gedifferentieerd proces is. Er treden verschillen op tussen de verschillende gewesten, op provinciaal niveau en in functie van de verstedelijkingsgraad. Zo blijken de provincies Oost-Vlaanderen en Brabant relatief gezien de grootste uitstoot van landbouwgrond, gevolgd door West-Vlaanderen en Antwerpen.

Welke zijn nu de bestemmingen van de gronden die uit de landbouw onttrokken werden?

- Een belangrijk deel van het landbouwareaal werd ingenomen ten behoeve van woningbouw, industrie, verkeer. Het betreft hier een structurele component, met een niet-reversibele inname van landbouwgronden en een verlies aan open ruimte.

- Het onttrekken van landbouwgronden vindt deels haar oorsprong in verschuivingen binnen het agrarisch ruimtegebruik. Onderzoek heeft uitgewezen dat ruim één vierde van de gronden, die aan de landbouwsector onttrokken werden bestemd zijn voor 'eigen gebruik'. Het omvat gronden aan de landbouw onttrokken ten behoeve van niet-landbouwtelplichtigen en gronden van landbouwers die geen produkten meer telen voor de verkoop en zodoende niet meer in de landbouwtelling opgenomen worden. Hier gaat het om een reversibele component, het betreft gronden die hun open ruimte functie behouden hebben.

Weze tevens opgemerkt dat in de gewestplannen 60% van de oppervlakte een agrarische bestemming heeft gekregen. Vergelijking van het aandeel van de agrarisch bestemde oppervlakte met de oppervlakte cultuurgrond wijst op een discrepantie van 15 procent-eenheden. Dit zou inhouden dat voor het Vlaamse Gewest meer dan 200.000 ha landbouwgrond, als dusdanig voorbestemd in de gewestplannen, niet door de agrarische sector benut wordt of kan worden. Op heden bestaat geen duidelijk inzicht in de mate waarin de gronden, die in de gewestplannen voorbestemd zijn als landbouwgrond ook werkelijk door de landbouwsector ingenomen zijn en in hoeverrre op heden landbouwactiviteiten uitgeoefend wordt op gronden, met een niet-landbouwbestemming.

1.4.1.2 De Gemeenschappelijke Landbouwpolitiek

De richting waarin het GLB zal ontwikkelen is tot nu toe niet duidelijk, en spijts de laatste Mac Sharry verordeningen staat het GLB nog volop ter discussie.
De productiequota die sinds 1984, uitgebreid in 1992 worden toegepast in de zuivelsector zijn in principe grondgebonden. Door de koppeling van quota aan de grond ontstaat dus een nieuwe vorm van grondgebondenheid. De afname van de grondgebondenheid van de veehouderij zou hierdoor verder afgeremd kunnen worden.

De algemene verwachting was dan ook dat contingentering een positief effect zou kunnen hebben op de afstemming van de landbouw op andere functies van de landelijke gebieden of m.a.w. dat het multifunctioneel gebruik van de ruimte zou toenemen.
Voornamelijk graslandactiviteiten bieden belangrijke potenties voor natuur (bebossing, schraalgraslanden, complexen van natte graslanden, stroomdalgraslanden, weide-vogelgebieden). Theoretisch zou men kunnen verwachten dat in gebieden met een lage veebezetting op een deel van het landbouwareaal gezocht wordt naar alternatieve aanwendingen die aansluiten bij de bestaande bedrijfsvoering zoals het houden van schapen, het verkrijgen van neveninkomsten uit natuurbeheer. Dit kan leiden tot een extensivering van het grondgebruik.
Ook vanuit de ruimtelijke ordening biedt een conserveringsbeleid de beste voorwaarde om ruimtelijke kwaliteit te bereiken. Overheid krijgt greep op de situatie, dus ook situeringsmogelijkheden. Voorbeeld, de overheid kan quota opkopen in kwetsbare gebieden en verdelen onder bedrijven met lage inkomens in minder kwetsbare gebieden.

Tot op heden is van deze evolutie nog weinig te merken. De landbouwers hebben een bedrijfsaanpassing doorgevoerd gericht op kostenbesparing en het zoeken van een aanvullende inkomensbron. Echter de aanvullende inkomensvorming werd gezocht in een verhoging van de grasopbrengst en het verbouwen van ruwvoer (omschakeling naar akkerbouw betekent onder andere het scheuren van grasland ...)

Volgende beleidsopties van de EG overeenkomst van juni 1992 kaderen in de versterking van functies van de landbouw ten aanzien van behoud en onderhoud van bos, natuur en landschap.

- De voorstellen van de Commissie voor het behoud en de uitbreiding van het bosbestand en de stimulering van bosaanplantingen, (EG verordening 2080).

- De maatregel ter bevordering van de plattelandsontwikkeling, waarbij voor ons land één zone afgebakend werd nl. het Hageland.

- Het braakleggingsprogramma betreft een vrijwillige maatregel, waarbij aan de individuele landbouwer de keuze wordt gelaten om tegen een bepaalde vergoeding tot braaklegging over te gaan.
  De maatregel heeft tot op dit ogenblik slechts een geringe weerklank. Tijdens de campagne 88-89 werd amper 338 ha braakgelegd verdeeld over 35 landbouwbedrijven, in de campagne 89-90 bedroeg het slechts 87 ha verdeeld over 8 aanvragen. Voornaamste redenen voor de geringe deelname van de landbouwers aan deze maatregel zijn de lage vergoeding en de specifieke eisen die gesteld werden (ten minste één vijfde van het bouwland, voor minstens vijf jaar, met een minimum van 1 ha, ingeval

van bebossing gaat het slechts over snelgroeiende houtsoorten, ingeval van beweiding is een specifieke mengeling van grassen).

- Binnen het Europees structuurbeleid laat verordening 797/85 (artikel 19) aan de afzonderlijke lidstaten toe om milieugevoelige zones aan te duiden en daarbinnen de landbouwers te betalen om milieuvriendelijke maatregelen te treffen.

De tweede ontwikkelingsoptie van het GLB is gericht op een verdere efficiëntie-toename, versterking van de internationele concurrentiepositie en de concentratie van de agrarische produktie op bedrijven en in gebieden met de gunstigste produktievoorwaarden. Een meer marktgericht prijsbeleid betekent nogal wat. Het betekent heel concreet vermindering van de prijsbescherming die de Europese boer tot nu toe heeft genoten, meer marktgericht denken om de produktiecapaciteit op de afzet-mogelijkheden af te stemmen. In deze optie kaderen de Gatt-overeenkomsten. Het betekent in zekere mate een omschakeling in het tot nu toe gevoerde beleid.

Algemeen is het duidelijk dat een restrictief prijsbeleid leidt tot een bijkomende druk op de rentabiliteit van de agrarische bedrijvigheid. Dit resulteert in een *versnelde* sanering van de agrarische sector, een versnelde uitstoot van arbeidskrachten en het versneld vrijkomen van landbouwgronden op europees niveau.
In marginale gebieden of m.a.w. in gebieden met minder goede produktie-omstandigheden zoals bijvoorbeeld de provincie Limburg of gebieden in de nabijheid van steden zal versneld grond uitgestoten worden.
De vrijgekomen grond kan dan enerzijds door andere landbouwbedrijven worden ingenomen. In dat opzicht is het prijsbeleid een belangrijk instrument ter bevordering van de grondmobiliteit met het oog op de hervorming van de landbouwstructuur (bedrijfsvergroting, kostenbesparende maatregelen).
De mate waarin de gronden opnieuw voor de verkoopsactieve landbouwsector beschikbaar gesteld worden zal echter afhankelijk zijn van meerdere factoren (landbouwinterne factoren, vraag vanuit natuurontwikkeling, bosbouw, ...).

1.4.1.3 Commentaar

Wat het uiteindelijk beeld zal zijn is moeilijk in te schatten.
Het **EG-beleid** bestaat uit een mix aan maatregelen, met elk hun eigen specifieke impact op de ontwikkeling van de agrarische sector en aldus op het beeld van de groene ruimte.
Maatregelen in het kader van de 'efficiëntie-optie' resulteren in een meer op scheiding gerichte ontwikkeling, met ruimere ontwikkelingsmogelijkheden voor de functies afzonderlijk. In het kader van deze optie lijkt de realisatie van natuur-, recreatie- of bosgebieden in grotere ruimtelijke eenheden meer waarschijnlijk.
Daarentegen zal de 'conserveringsoptie' meer mogelijkheden bieden voor verweving van functies. De ontwikkeling van nieuwe natuur- en landschapswaarden in de agrarische cultuurlandschappen wordt hierdoor mogelijk. Dit kan onder andere onder de vorm van bijvoorbeeld weidevogelbeheer en het beheer van landschapselementen.
Ook de toename van de houtteelt en van het recreatief medegebruik op de agrarische bedrijven past binnen deze optie.

Een bijkomende factor in het Vlaamse Gewest is het grote aandeel gepachte grondpercelen. Slechts 30% van de landbouwgrond is ook eigendom van de boer in kwestie. Ten gevolge van de huidige strenge pachtwetgeving en de diverse financiële en juridische complicaties die daaromtrent ontstaan zal het zeer moeilijk zijn om hierop in wezenlijke mate te bebossen, tenzij aan de juridisch en financiële regelingen gesleuteld wordt.
Het eventueel instappen van landbouwers in de vooropgestelde "bosbouwmaatregelen in de landbouw", stelt wellicht relatief minder complicaties op deze eigendoms-gronden dan op de pachtgronden.
Bovendien is het permanent karakter van deze bossen niet zeker. De mogelijkheid van "tijdelijke bosaanplantingen " wordt voorzien.

In de praktijk gaan de landbouwers over tot het opnemen van bijkomende functies (bv. hoevetoerisme) waar inpassing in de bedrijfsvoering mogelijk is, gelet op het grondgebruik en op de inzet van arbeid; en waar er behoefte bestaat aan een aanvullend inkomen, dat niet op een andere, produktiegerichte manier kan worden gerealiseerd.
De bedrijven waar verwevingsmogelijkheden liggen zullen aldus gekenmerkt worden door een arbeidsoverschot, een beperkt inkomen, en een geringe intensiteit van het grondgebruik.

Diverse elementen wijzen echter in de richting van een beleid gericht op de verhoging van de efficiëntie en de versterking van de internationale concurrentiepositie of met andere woorden op de 'efficiëntie-optie'.
Ten eerste is er Europa 1992, met het openstellen van de grenzen.
De verdere 'europeanisering' zal leiden tot een grotere efficiëntie en een sterkere concurrentie tussen de verschillende ondernemingen.
Ten tweede zijn er de ontwikkelingen in het kader van een verdere mundialisering.
In het kader van de GATT-onderhandeling voor het vrijmaken van de wereldhandel voor landbouwprodukten heeft de Europese Commissie een voorstel gedaan tot verdere afbouw van de landbouwsubsidies op termijn.

De hervormingen van het Europees landbouwbeleid, de voortdurende produktiviteitsgroei in de landbouw en de ruimtelijke claims van de andere open-ruimte gebruikers stellen de landbouwsector voor een nieuwe uitdaging.
De diverse landbouworganisaties voeren sinds tientallen jaren een beleid tegen de verstedelijking en de verdere afbrokkeling van het landbouwareaal, een beleid dat gericht is op een maximale beveiliging van de landbouwgronden.
Niettegenstaande een te voorspellen uitstoot van landbouwgronden geven zowel de geschiedenis als de actuele evoluties geen onmiddellijke zekerheid over hoeveel gronden kunnen vrijkomen voor bosbouw vanuit de landbouwsector. Het gemiddelde van 2800 ha per jaar kan als een richtcijfer bekeken worden.

1.4.2 DE STEDELIJKE CENTRA

Op het eerste zicht lijkt de situatie in de stedelijke centra nog moeilijker dan in de landelijke gebieden.

De restgebieden zijn beperkt in oppervlakte, de woonbehoeften stijgen, de industrie bestrijkt steeds meer oppervlakte per eenheid arbeidsplaats.
Op korte termijn kan slechts een minimale oppervlakte van gebruikt worden voor bosbouw. Op lange termijn liggen er wel potenties. Het groeiend besef van een tekort aan open ruimte heeft inbreidingsbeleid op de voorgrond gebracht. Vooral in de woonfuncties is er een groeiende aandacht hiervoor.

De potenties voor bebossing zullen nog verhogen bij de invoering van een inbreidingsbeleid voor alle bebouwingen, dus ook voor de industrie. De huidige trend van horizontale bouwtrant in de tewerkstellingssector zou omgevormd kunnen worden tot een geconcentreerde en hogere bouwtrant.

Om deze potenties ten volle aan te boren zijn er naast bewustmaking over ruimtegebruik ook juridische stappen nodig om geleidelijk het ruimtegebruik ten voordele van bos om te buigen.

2. DE BOSFUNCTIES

2. DE BOSFUNCTIES

2.1 DE ECOLOGISCHE FUNCTIE VAN HET BOS

2.1.1 INLEIDING

De ecologische, fauna- en florabeherende en schermfuncties zijn een groep van functies die moeilijk van elkaar te scheiden zijn. Als schermbossen kunnen volgens art. 18 van het bosdecreet bossen worden aangeduid die omwille van hun ligging of hun samenstelling een uitgesproken rol vervullen onder meer voor de bescherming van waterwinningsgebieden, de erosiebestrijding, de regulering van het debiet der waterlopen, de klimaatregeling, de waterzuivering of die zones afschermen die het leefmilieu belasten. Aan de schermfunctie wordt pas relatief recent aandacht besteed. Ze is in praktijk soms moeilijk te definiëren, cfr. de bosenquête waar deze functie weinig werd aangeduid. Uit art. 19 volgt dat in alle bossen moet worden rekening gehouden met de ecologische functie. In art. 18 wordt gesteld dat in de openbare bossen moet rekening gehouden worden met volgende streefdoelen, die in feite de ecologische functie wettelijk definiëren :

- het behoud of herstel van de natuurlijke flora en fauna
- het bevorderen van de inheemse of standplaatsgeschikte boomsoorten
- het stimuleren van natuurlijke verjonging
- het bevorderen van ongelijkjarigheid en de ongelijkvormigheid
- het bevorderen van het ecologische evenwicht.

Laatstgenoemde streefdoelen worden in art. 25 van het bosdecreet ook als doelstellingen vermeld voor de oprichting van bosreservaten. De in art. 5 vermelde fauna- en florabeherende functies worden verder niet meer expliciet vermeld.

Het artikel 16 heeft ongetwijfeld de beste ecologische benadering. Ecologie is immers de wetenschap die de onderlinge wisselwerking bestudeert tussen de biotische factoren en hun omgeving. Volgens Haeckel is ecologie de wetenschap die allerlei relaties tussen een organismen en zijn biotische en abiotische omgeving bestudeerd.

principes van Van Leeuwen nog te vaak ongenuanceerd aangenomen of worden verouderde theorieën gehandhaafd i.v.m. climax en verschraling. Dit is vooral te wijten aan een trage informatiedoorstroming tussen wetenschappelijk onderzoek en praktijk, maar ook aan een te grote terughoudendheid ten opzichte van nieuwe feiten die onzekerheden alleen maar lijken aan te zwengelen in plaats van af te remmen. Uit recent verworven inzichten blijkt dat voor eenzelfde ecosysteem verschillende beheersopties mogelijk zijn. Die verschillende beheersopties hebben telkens een ander type biodiversiteit als resultaat. Deze biodiversiteitstypes kunnen echter evenwaardig zijn. Duurzaamheid en financiële impact kunnen dan mee de keuze tussen de verschillende beheersopties bepalen. Een dergelijke pragmatische benadering van natuurbeheer en -ontwikkeling laat meer mogelijkheden toe voor verweving met andere maatschappelijke functies (o.a. houtwinning en passieve recreatie).

De huidige stand van zaken van het ecologisch onderzoek, dat van toepassing kan zijn voor het natuurbehoud, toont aan dat inderdaad mogelijkheden tot integratie met andere opvattingen over landgebruik bestaan. Wanneer de wetenschappelijke achtergronden van het natuurbehoud een grotere bewegingsvrijheid aangeven, vormen zij immers geen obstakel meer om te komen tot een ruimere integratie, zonder overigens de bestaansredenen van natuurreservaten te ondermijnen. Een voorbeeld hiervan is de recent vaak gebruikte term 'verweving van functies'. Met betrekking tot bosbouw zijn de in 2.1.7.2. weergegeven principes van een natuurgericht bosbeheer een voorbeeld.

Mede uit de vaststelling dat natuurreservaten, ondanks het gevoerde beheer, degraderen onder invloed van de V-milieueffecten (verstoring, verdroging, vermesting, verzuring,....) die worden veroorzaakt door externe factoren, ontstonden in Nederland de theorieën over natuurontwikkeling, geïnspireerd door de ontwikkelingen in de Oostvaardersplassen en de ruimtelijke mogelijkheden in de Hoge Veluwe (Endedijk, Kraal en Roos, 1989). In plaats van de natuur te beheren, wordt de mens als beheerder uitgeschakeld en komt de nadruk op zelfregulerende ecosystemen en ecologische referentie. De sleutelrol dient nu vervuld door structuurvormers als grote grazers.

Natuurbehoud maakt dus een voortdurende evolutie door waarbij sociale omstandigheden sterk trendbepalend zijn (Kuijken, 1989). Er was een romantische fase, een tijd van inventarisatie en wetenschappelijke onderbouwing en een periode van vermaatschappelijking. In de toekomst moet volgens Kuijken (1989) vooral een meer rationele benadering vorm kunnen geven aan zowel de ecologische noden als de sociale functies van een duurzame natuur. Dit vergt creatieve inbreng vanuit diverse disciplines en een brede, constructieve dialoog. Nochtans is van die dialoog t.o.v. de bosbouw weinig merkbaar. Zo was de definitie van een natuurkerngebied in een voorbereidend rapport van het voorstel van een groene hoofdstructuur voor Vlaanderen (Paelinckx & Kuijken, 1990) : "Natuurbehoud en bosbouw zijn de hoofdsectoren die aanspraak maken op het overgrote deel van de bovengeschreven biotooptypen binnen een kerngebied". In een latere brochure (Kelchtermans, 1990) werd dit : "Het is evident dat natuurkerngebieden een hoofdfunctie natuurbehoud vervullen of deze op korte termijn dienen te krijgen".

Het natuurbehoud is immers niet enkel een studie-object van wetenschappers, maar ook een maatschappelijke beweging. Deze beweging is georganiseerd in verenigingen die voor hun beleidsgerichte actie een maatschappelijk draagvlak zoeken door zich via ledenwerving uit te bouwen tot massa-organisaties. Problematisch voor de relatie tussen enerzijds het natuurbehoud als georganiseerde maatschappelijke beweging en anderzijds de bosbouw, is dat sommige stromingen in de natuurbehoudsbeweging, vaak wetenschappelijk ongefundeerd, een op het facet

natuurbehoud gericht monofunctioneel beheer van bossen (en van andere ecosystemen) eist.

In het verleden (en soms nu nog) heeft een deel van de bosbouwkundigen te weinig belangstelling getoond voor andere componenten van het bosecosysteem dan de bomen, of nog voor andere ecosystemen dan de bossen. De stroming voor een natuurgetrouwe bosbouw onder impuls van Pro Silva en het Vlaams multifunctioneel bosbeleid en -beheer pogen hieraan te verhelpen. Deze evolutie wordt echter meestal genegeerd door de natuurbehoudsbeweging, die van de Vlaamse bosbouw een negatief bevooroordeeld beeld ophangt dat is geïnspireerd door de houtteeltpraktijken uit het verleden of uit het buitenland. Anderzijds moet ook worden gesteld dat vanuit de bosbouwsector soms te weinig aandacht wordt geschonken aan een gestructureerd overleg met de overige sectoren (o.a. landbouw) en facetten (o.a. natuurbehoud) die gebruik maken van de open ruimte, wat de positie van de bosbouw bemoeilijkt.

Wegens de moeilijkheid om tot sluitende definities te komen i.v.m. natuur en wegens het risico op verwarring tussen beleidsmatige eisen van een maatschappelijke beweging (natuurbehoud) en de ecologische vereisten van soorten en gemeenschappen, wordt hier gehandeld over het bos als habitat en biotoop. Met habitat (standplaats) wordt het complex van milieufactoren bedoeld dat op een organisme of levensgemeenschap inwerkt. Biotoop is een meer abstract begrip en slaat op een homogeen woon- of leefgebied. Voor wat de vegetatie betreft wordt recent meer en meer gebruik gemaakt van het begrip ecotoop, een ecosysteemconcept waarin vegetatie en abiotische standplaatsfactoren zijn betrokken. Een ecotoop is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn (Witte & van der Meijden, 1990).

2.1.2.2 De bosflora

Een flora is een lijst van taxa aanwezig in een bepaald gebied. Een vegetatie is een ruimtelijke massa van plantenindividuen, in samenhang met de plaats waar ze groeien en in de posities en rangschikkingen, die ze uit zichzelf hebben aangenomen. Een plantengemeenschap is een ruimtelijke groepering van elkaar beïnvloedende planten, die in een zeker evenwicht verkeert en een bepaalde, min of meer homogene standplaats bezet. Ze heeft een zekere indicatorwaarde voor de standplaats. Het potentieel voorkomen van een flora of plantengemeenschap is afhankelijk van klimaat en bodem. Het actueel voorkomen wordt daarnaast ook bepaald door het vroegere en huidige beheer (in ruime zin) van het bos.

De bosflora bestaat uit vier groepen : bomen en struiken, vaatplanten uit de bodemvegetatie, bryofyten en epifyten. De groepen zijn slechts zwak gecorreleerd met elkaar, de bosflora omvat dus niet zozeer één, dan wel verschillende zwak geassocieerde plantengemeenschappen (Mitchell & Kirby, 1989). Volgens een vegetatie-ecologisch onderzoek in Centraal-Europa uitgevoerd door Ellenberg (1988) blijkt geen enkele soort uit de bodemvegetatie geassocieerd te zijn met een bepaalde boomsoort. Voor de flora onder Es en Els spreken verschillende auteurs elkaar tegen (Rackham, 1980; Rodwell, 1986; o.c. Mitchell & Kirby, 1989).

De samenstelling van de bosflora varieert van nature. De verschillende lagen in een bos oefenen een invloed uit op elkaar. Over het algemeen komen twee à drie goed ontwikkelde lagen voor in een gebied : boomlaag en struiklaag met een soms minder ontwikkelde kruidlaag (middelhout), struiklaag en bodemvegetatie (hakhout) of boomlaag en bodemvegetatie (hooghout). Meerdere

goed ontwikkelde lagen kunnen op dezelfde plaats voorkomen als er bijvoorbeeld fenologische verschillen zijn in de bloei en het uitlopen van de bladeren (voorjaarsflora). Variatie in een bosflora wordt veroorzaakt door begrazing, wat bepaalde soorten kan bevoordeligen of volledig doen verdwijnen, extreme weersomstandigheden, de heterogeniteit van de standplaats en de reactiesnelheid van de verschillende lagen op gewijzigde milieuomstandigheden. De interpretatie van de aanwezigheid en abundantie van een bosflora op een bepaalde plaats is dan ook zeer moeilijk. Gedetailleerd voorspellen wat de impact zal zijn van een bepaald beheer, zoals bijvoorbeeld het opnieuw invoeren van een hakhoutbeheer is onmogelijk (Rackham, 1975).

Bosplanten zijn niet in de eerste plaats schaduwplanten, maar wel planten die een afwezigheid van begrazing, bodembewerking en competitie van grote ruigtekruiden vereisen (Rackham, 1980). Een bodembewerking, onzorgvuldige exploitatie of andere plotse verstoringen (drainage), waardoor een vegetatie van ruigtekruiden zich uitbreidt, kunnen dus nefast zijn. Naast deze bosplanten komen een aantal soorten voor die verschijnen na kapping, op bospaden, dreven, langs greppels en in eventuele poelen. Een aantal akkeronkruiden kan zich ook een tijdlang handhaven na het kappen van de hakhoutlaag of de boomlaag. Een andere groep planten, die in bossen voorkomen, zijn de ruderalen. Een laatste, heel zeldzame groep, zijn de soorten van bosgraslanden. De snelheid waarmee bosplanten in een nieuw bos arriveren hangt af van de afstand van relictpopulaties tot nieuwe bossen, van de capaciteit van de soorten om nieuwe sites te koloniseren en van de effecten die het voormalig bodemgebruik gehad heeft op de bodem. Onder 2.1.2.4. wordt hierop verder ingegaan.

In de bodemvegetatie treden veranderingen op als gevolg van ingrepen in de boomlaag of hakhoutlaag.

a) Veranderingen in de bodemvegetatie bij hakhoutbeheer.

Typische omstandigheden onder hakhout zijn : een korte rotatie (kleiner dan 20 jaar), de hakhoutstoven blijven op dezelfde afstand en verschillende leeftijdsklassen komen voor op een relatief kleine oppervlakte omdat jaarlijks slechts een beperkt gedeelte wordt gekapt. Na het kappen van het hakhout breiden de schaduwtolerante planten zich uit en komen ook andere eenjarige en meerjarige planten voor. De toename in vegetatieve groei en de toename in bloei is het grootst in het tweede groeiseizoen na het kappen van het hakhout. De jaren na het kappen van het hakhout treden volgende veranderingen op : het tijdstip waarop de hoeveelheid biomassa maximaal is, vervroegt (juli in het tweede jaar, begin mei in het negende jaar) (Ford & Newbould, 1977; o.c. Mitchell & Kirby, 1989), het maximum aantal soorten vermindert en komt vroeger voor (33 in augustus van het eerste jaar, 10 van april tot juni van het 17de tot 33ste jaar), het aantal eenjarigen neemt onmiddellijk scherp af, het aantal tweejarigen is maximaal in het tweede en derde jaar en neemt nadien scherp af, het aantal schaduwtolerante soorten stijgt van 10 tot 22 soorten na 11 à 16 jaar en neemt nadien geleidelijk af. Op sommige standplaatsen wordt het hakhoutbestand na kappen overwoekerd door een vegetatie van bramen, grassen en ruigtekruiden die kleinere soorten wegconcurreert tot deze zelf wegkwijnt door de groei van het hakhout. Indien de periode met zware schaduw van de hakhoutstoven te kort is door een te wijde stand van de hakhoutstoven, of een te korte cyclus, kan deze vegetatie zich blijven in stand houden. Indien de hergroei van het hakhoutbestand wordt bemoeilijkt door wildvraat kan deze vegetatie het hakhout zelfs overwoekeren. Ook natuurlijke verjonging wordt bemoeilijkt.

b) Veranderingen in de bodemvegetatie onder hooghout.

Zelfs in onbeheerde bossen komen veranderingen voor op latere leeftijd. Bijvoorbeeld in oude eikenbestanden verdubbelt het aantal soorten struiken over een periode van 30 jaar en verzevenvoudigt de bedekking van de bodemvegetatie. Dit laatste is voornamelijk te wijten aan de dominante soorten, zeldzame soorten nemen in aantal af. Dit verschijnsel wordt door verschillende auteurs tegenstrijdig verklaard. Sommige menen dat dit te wijten is aan een afname van beschaduwing door windval van bomen en zware takken, anderen menen dat dit juist komt door een toename van beschaduwing en bladval.

Onder invloed van dunningen verandert de flora nauwelijks, de vegetatie verandert echter sterk. Het globale patroon is dat een lichte dunning leidt tot een toename van bedekking en bloei van aanwezige soorten. Een sterke dunning leidt tot een toename van het soortenaantal.

Geen enkele soort of vegetatietype kan zondermeer worden geassocieerd met een bepaalde boomsoort, of zelfs met naaldhout of loofhout. Het aantal soorten is het laagst onder bomen die veel schaduw geven. Onder bomen met weinig schaduw kan het aantal soorten lager zijn door het effect van bijvoorbeeld bramen. De belangrijkste factor in het voorkomen van soorten onder een bepaalde boomsoort zijn de standplaatskarakteristieken. Verschillen onder boomsoorten zijn het grootst in de staakhoutfase, met een dichte kroonsluiting en hoge bladval. Een aantal soorten is hieraan aangepast en kan overleven onder diepe schaduw. Nochtans kan de staakhoutfase van sommige naaldhoutsoorten hun tolerantie voor schaduw overstijgen. Nadien keren ze moeilijk terug omdat ze heel slechte kolonisatoren zijn en geen zaadbank aanleggen.

Boomsoorten beïnvloeden verder ook de biologische bodemactiviteiten, voornamelijk onder invloed van de chemische samenstelling van het bladstrooisel. Zo is bewezen dat bepaalde boomsoorten, waaronder de fijnspar, podzolisatie veroorzaken of versnellen als gevolg van hun verzurende werking, waardoor kleideeltjes migreren en verweren. Voor de meeste secundaire boomsoorten (Es, Esdoorn, Kerselaar, Linde,..) zijn deze bodems spoedig niet meer geschikt. Het is daarbij niet onlogisch te veronderstellen dat de bodemvegetatie hier even sterk onder lijdt.

Voor het beheer kunnen een aantal richtlijnen worden gegeven om rekening te houden met de aanwezige flora (Mitchel en Kirby, 1989). De beste beheersopties voor de bosflora zijn hakhout en hooghout. In het laatste geval dient gebruik gemaakt te worden van kleine verjongingsgroepen en natuurlijke verjonging met een minimum aan bodembewerking. De bosflora zelf is zeer robuust, tenzij een zware ingreep plaatsvindt op een bepaalde plaats waar juist een geïsoleerde soort voorkomt. Vermindering van het aantal soorten in een bos treedt vooral op door het spontaan evolueren van bosranden en open plekken. De soorten kunnen periodes met diepe schaduw overleven door het aanleggen van een zaadbank, door overvloedige zaadzetting of in vegetatieve vorm. Deze laatste zijn het meest gevoelig voor veranderingen in beheer. De vegetatie is meer aan veranderingen onderhevig. Standplaatsfactoren zijn bepalend voor het voorkomen van een bepaalde gemeenschap, boomsoortenkeuze veroorzaakt lokale veranderingen. De invloed van een boomsoort is het sterkst in de staakhoutfase. Nefast voor de flora is dan ook het verlengen van de staakhoutfase, het vergroten van de oppervlakte in de staakhoutfase of het veranderen naar schaduwboomsoort.

2.1.2.3 Beknopt overzicht van de bosgemeenschappen in Vlaanderen

Er bestaat geen algemeen aanvaarde indeling van de plantengemeenschappen van België. Kaart 8 geeft de oorspronkelijke vegetatie weer zoals aanvaard op het EG-niveau. Voor de opmaak van een gedetailleerde en aangepaste indeling van de bosgemeenschappen in Vlaanderen hebben verschillende auteurs wel een poging ondernomen. De werken zijn echter weinig op elkaar afgestemd. Noirfalise (1984) maakte gebruik van de Braun-Blanquet methode. De gegeven indeling wordt echter niet doorheen het hele werk gebruikt en sommige namen zijn niet overeenkomstig de regels van de syntaxonomische nomenclatuur. Rogister (1978) stapt af van de strikte Braun-Blanquet methode. Er worden 3 hoofdgroepen onderscheiden naargelang de bodemvochtigheid : gemeenschappen van hygrofiele, hygrocliene en mesofiele bodems, de indeling wordt gemaakt op basis van de mF waarde. Verdere onderverdelingen worden doorgevoerd op basis van de voedselrijkdom zoals weerspiegeld in de humuskwaliteit : mor, moder, mull-moder, zure mull, typische mull en actieve mull. De ordening van de opnametabellen om tot de classificatie te komen gebeurt met een objectieve, ecologische methode door gebruik te maken van een floristische en een ecologische verwantschapscoëfficient. Bij de naamgeving worden ook hier de internationale nomenclatuurregels niet altijd gerespecteerd. De waarde van het werk ligt in de nauwkeurige beschrijvingen van de associaties en lagere syntaxa en in de poging om tot een objectieve indeling te komen. De ecologische typering levert bruikbare mogelijkheden tot herkenning in het veld.

Hermy (1985) maakt gebruik van de strikte Braun-Blanquet methode en onderscheidt 35 fytocoena. De opnames zijn hier echter wel voornamelijk gebeurd in sterk versnipperde bossen van Binnen-Vlaanderen. Naaldbossen en rivierbegeleidende bossen werden buiten beschouwing gelaten.

Het is dan ook wenselijk dat een uniforme indeling van de bosgemeenschappen in Vlaanderen wordt opgesteld. Gezien de omvang van het werk van Hermy wordt slechts een heel beperkt overzicht gegeven (Hermy, 1990). Voor de indeling van de naaldbossen wordt verwezen naar 2.1.7.3.

Er zijn 3 klassen terug te vinden in de bosvegetaties in Vlaanderen : de Elzenbroekbossen, de bossen van de Eiken-Beukenklasse en de bossen van de Eikenklasse. Er zijn slechts weinig plantensoorten gemeenschappelijk, met uitzondering van de meeste varens (Wijfjesvaren, Brede stekelvaren, Smalle stekelvaren).
Elzenbroekbossen zijn betrekkelijk soortenarme broekbossen van moerassige of langdurig overstroomde gebieden, met in de boomlaag vooral Zwarte Els, Zachte berk, Wilgen en Sporkehout.
De **Eiken-Beukenklasse** omvat soortenrijke loofbossen op min of meer voedselrijke bodem of gemineraliseerde veengronden. De klasse omvat het **Haagbeukenverbond** en het **Elzen-Vogelkersverbond**. Het Haagbeukenverbond komt voor op oudere, matig voedselrijke leem- en zandleemgronden met een goed ontwikkeld bodemprofiel, voornamelijk in Midden-België. Het Elzen-Vogelkersverbond is typische voor de jonge, voedselrijke, natte en kleiige tot licht zandlemige bodems zonder profielontwikkeling in depressies of nabij beken. Een aparte groep hierin vormen de **bronbossen** in de zandleem- en leemstreek, op hellingen met een afwisseling van watervoerende lagen en ondoorlatende lagen. Door het punt- en lintvormig karakter van de bronbossen komen vaak overgangen voor met andere bosgemeenschappen van zowel het Elzen-Vogelkersverbond als het Haagbeukenverbond. Een verbond gedomineerd door ruigtekruiden is

het **Ruigtekruiden-Elzenbos**. Dit komt voor op matig voedselrijke, venige klei met een grondwatertafel dicht onder het maaiveld. De echte beekbegeleidende bossen op komgronden en oeverwallen zijn de **Elzen-Essen-** en **Iepenrijke Esdoorn-Essenbossen**.

Binnen het **Haagbeukenverbond** komen in Vlaanderen twee gemeenschappen voor met verschillende varianten. De eerste is het **Essen-Eikenbos met Wilde Hyacint**. Het situeert zich vooral in het westelijk deel van Midden-België op lemige bodems met eventueel tijdelijk stuwwater. De **Eiken-Haagbeukenbossen** zijn de overige bossen in de leemstreek waar de **Wilde Hyacint ontbreekt**. De leembodems zijn hier droger door het ontbreken van ondiepe klei- of kleizandlagen.

De **Eikenklasse** omvat vrij soortenarme en relatief weinig gelaagde bossen die vrij rijk zijn aan mossen, zwammen en soms dwergstruiken als Struikheide en Blauwe bosbes. Ze komen voor op voedselarme zandige bodems in de zandstreek van Binnen-Vlaanderen en de Kempen of op de zandige koppen van tertiaire heuvels en verzuurde leembodems in de leemstreek. Op de armste zandgronden is het **Eiken-Berkenbos** terug te vinden. Voorjaarsbloeiers ontbreken hier volledig. Het **Beuken-Eikenbos** heeft een rijkere flora en komt voor op lemig zand tot zandleem.Gezien de aard van dit werk wordt slechts een heel beperkt overzicht gegeven (Hermy, 1990). Voor de indeling van de naaldbossen wordt verwezen naar 3.2.2.

In het fytogeografisch Maritiem district worden doorgaans de volgende bosplantengemeenschappen onderscheiden (Westhoff & Den Held, 1969; Herrier, 1989) :

Verbond Quercion robori-petraeae:

Komt voor onder het scherm van oudere Pinus-aanplantingen (vnl. van Zeeden en van Grove den; onder Corsicaanse en Zwarte den is er nagenoeg geen onderbegroeiing) op drogere duinruggronden, als een struweelvormige begroeiing van Bosbramen en Stekelvarens met spontane opslag van voornamelijk Zomereik, Gewone esdoorn, Berk en Lijsterbes en met Wilde kamperfoelie als liaan.

Verbond Alno-Padion:

Subverbond Circaeo-Alnion:

- **Ruigtekruiden-Elzenbos (Macrophorbio-Alnetum)**: voornamelijk 50 à 70 jaar oude aanplantingen van Zwarte els, Grauwe els en Schietwilg op vochtige tot natte duinvallei- en fossiele strandvlaktegronden. De kruidlaag bestaat voornamelijk uit moeras(ruigte)kruiden en nitrofiele ruigtekruiden. Als bosplantesoort is Drienerfmuur reeds aanwezig.

Subverbond Ulmion carpinifoliae:

- **Duin-Berkenbos (Crataego-Betuletum)**: spontane opslag van voornamelijk Berk, Eenstijlige meidoorn en Zomereik in oudere, in een vervalfase verkerende Duindoorn-Vlier-struwelen (Hippophaeo-Sambucetum) en Duindoorn-Liguster-struwelen (Hippophaeo-Ligustretum).

- **Abelen-Kurkiepenbos (Violo odoratae-Ulmetum)**: oudere aangeplante loofbossen met voornamelijk Cultuurpopulieren (Populus x euramericana), Abelen (Populus canescens en Populus alba), Gewone esdoorn (Acer pseudoplatanus), Gewone es (Fraxinus excelsior) en Veldiep (Ulmus

minor) op matig vochtige tot matig droge standplaatsen in duinvalleien en langs de binnenduinrand. Het zijn voedselrijke bossen met een nitrofiele bosonderbegroeiing gekenmerkt door o.m. Maarts viooltje, Speenkruid, Gewoon nagelkruid, Grote keverorchis, Robertskruid, Klein winterpostelein, Aalbes, Kruisbes, Hop, Klimop, Mannetjesvaren en Look-zonder-look.

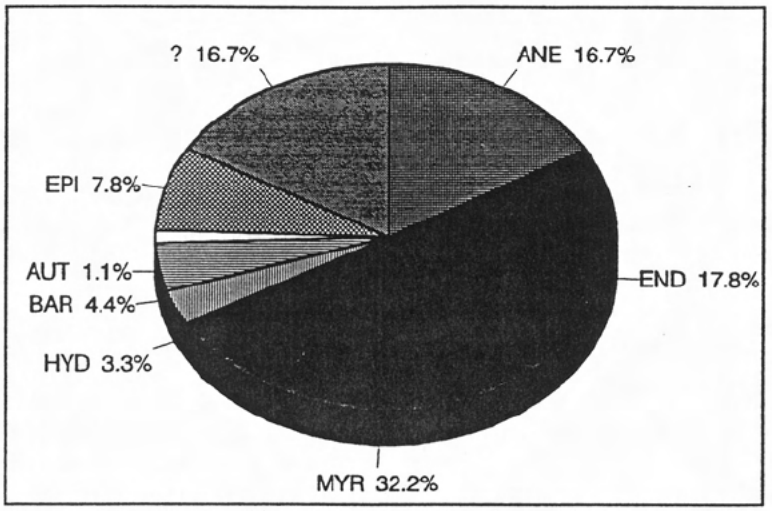
- **Fluitekruid-Essenbos (Anthrisco-Fraxinetum)**: in feite jongere aanplantingen van cultuurpopulier, meestal met onderplanting van Zwarte en Grauwe els, of opslag van Gewone vlier. De kruidlaag bestaat voornamelijk uit Fluitekruid en Hondsdraf.

2.1.2.4 Oude bossen

Zoals hoger vermeld zijn oude bossen heel belangrijk voor de typische bosflora, bestaande uit soorten met een heel geringe kolonizatiecapaciteit. Hermy (1992) geeft de lijst met plantensoorten die in de Europese literatuur worden vermeld als typisch voor oude bossen. In tabel 2.1 wordt deze lijst verder uitgewerkt. Kolom 1 geeft het verspreidingstype van deze planten weer :

ANE anemochoren, verspreiding gebeurt door wind
END endo- en ornitochoren, verspreiding gebeurt via uitwerpselen van zoogdieren en vogels
MYR myrmecochoren, verspreiding gebeurt door mieren
HYD hydrochoren, verspreiding gebeurt via water
BAR en AUT
barochoren en autochoren, verspreiding gebeurt passief of aktief door de plant zelf
EPI epizoochoren, verspreiding gebeurt via de vacht van zoogdieren
? verspreidingstype niet gekend of onzeker

Uit figuur 2.1 blijkt dat de verspreiding van bosplanten vooral gebeurt door mieren (32 %) en zoogdieren of vogels die de zaden als voedsel hebben (18 %). Het aandeel planten dat door de wind wordt verspreid is aanzienlijk (17 %), maar onder scherm is de verspreiding door wind twijfelachtig (Hermy, 1992).



Figuur 2.1. Verspreidingstype van bosplanten (Hermy, 1992). Legende in tekst.

Kolom 2 in tabel 2.1 geeft verdere specificaties over verschijningsvorm en alternatieve habitats.

- verschijningsvorm
  - h houtige planten
- alternatieve habitats van soorten kenmerkend voor oude bossen
  - 1 oude graslanden en heide op ontboste stukken
  - 1b graslanden, voornamelijk in Centraal Europa
  - 2 in hagen en houtkanten
  - 3 langsheen bosranden

Kolom 3 geeft weer hoeveel maal de soort werd vermeld in de literatuur.

Kolom 4 en 5 geven de rekenkundige en logaritmische zeldzaamheidsklasse weer zoals vermeld in Stieperaere en Fransen (1982). Met zeldzaamheid wordt hier de ecologische zeldzaamheid bedoeld, namelijk het feit dat een soort binnen haar areaal plaatselijk minder voorkomt. Door Stieperaere en Fransen (1982) werden de soorten verdeeld over 10 frequentieklassen van de uurhokken van het gebied ten noorden van Samber en Maas. Omdat 62 % van de totale flora ten noorden van Samber en Maas in minder dan 10 % van de uurhokken voorkomt (klasse 1) is deze rekenkundige indeling niet geschikt voor een gebied met relatief veel zeldzaamheden. Daarom werden ook 10 logaritmische zeldzaamheidsklassen voorzien. Bijna 60 % van de soorten waarvan een zeldzaamheidsklasse kon worden bepaald (68 van de 90) komen voor in rekenkundige zeldzaamheidsklasse 1 (figuur 2.2). Indien de logaritmische benadering wordt gevolgd, zitten de meeste soorten bijna gelijkmatig verspreid over de klassen 7, 8 en 9. Bijna 60 % van de in tabel 2.1 vermelde soorten komen voor in minder dan 10 % van de uurhokken ten noorden van de lijn Samber-Maas. 97 % ervan komt voor in minder dan de helft van de uurhokken. Ongeveer 26 % komen voor in de eerste 4 logaritmische klassen (minder dan 1,38 % van de uurhokken) en zijn dus zeer zeldzaam.

Tabel 2.1. Bosplanten kenmerkend voor oude bossen (Hermy, 1992).

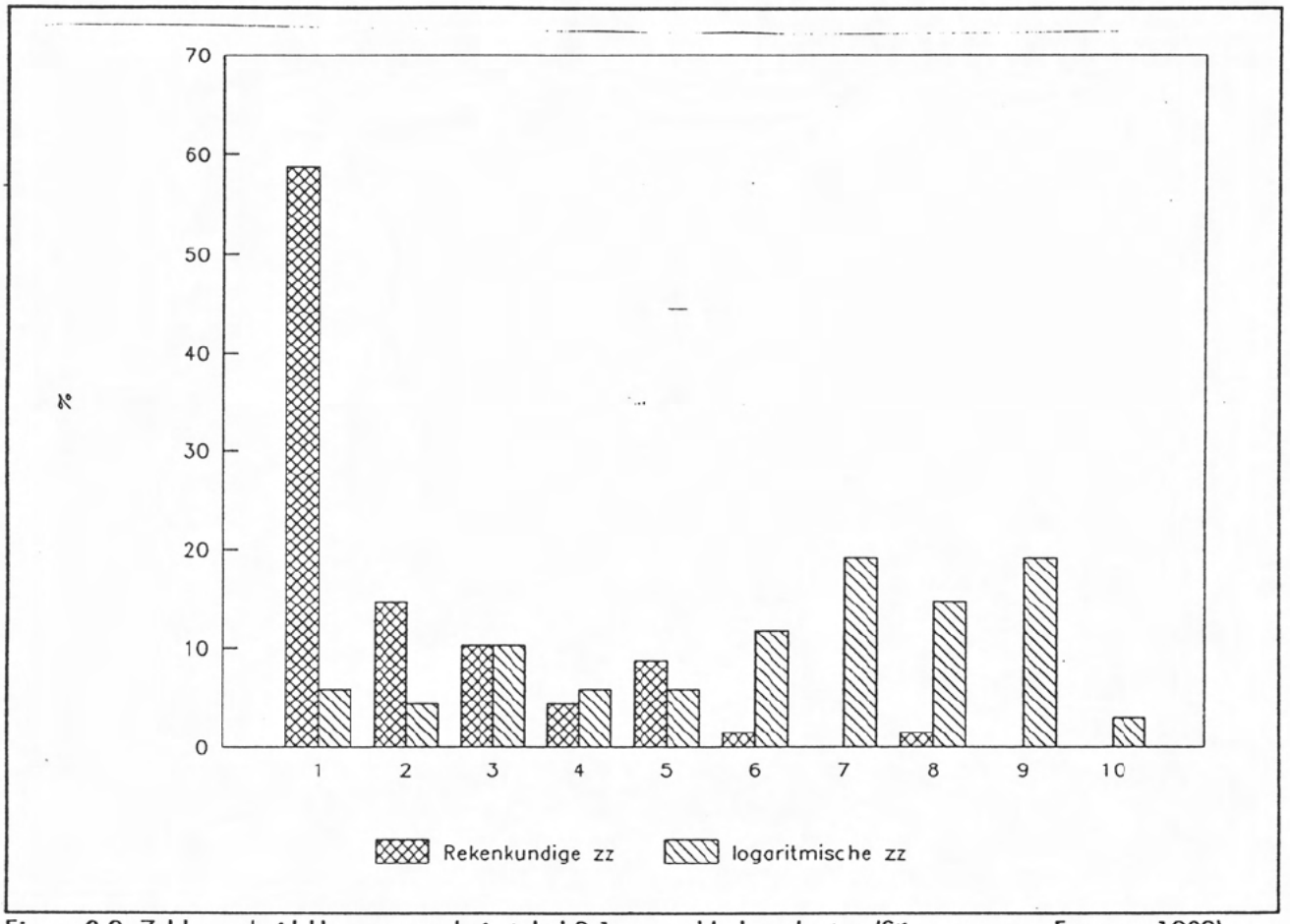
Soort		Familie		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Acer campestre L.	Spaanse aak	Aceraceae	Esdoornfamilie	ANE	h	3	2	8	9d
Actaea spicata L.	Christoffelkruid	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	END		2			
Adoxa moschatellina L.	Muskuskruid	Adoxaceae	Muskuskruidfamilie	END		2	4	9	9c
Allium ursinum L.	Daslook	Alliaceae	Lookfamilie	MYR		2	1	7	9c
Anemone nemorosa L.	Bosanemoon	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	MYR	1	10	5	9	9f
Anemone ranunculoides L.	Gele anemoon	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	MYR		1	1	3	9c
Asarum europaeum L.	Mansoor	Aristolochiaceae	Pijpbloemfamilie	MYR		2	1	1	9b
Asperula odorata L.	Lievevrouwebedstro	Rubiaceae	Walstrofamilie	EPI		4	1	5	9b
Athyrium filix-femina (L.) Roth	Wijfjesvaren	Athyriaceae	Wijfjesvarenfamilie	ANE	2	2	6	10	9f
Bromus ramosus									
subsp. benekii (Lange) Schinz et Thell.	Bosdravik	Poaceae	Grassen	EPI		1	0	0	8a
Campanula trachelium L.	Ruig klokje	Campanulaceae	Klokjesfamilie			5	2	8	9d
Cardamine glanduligera				BAR		1			
Carex digitata L.	Vingerzegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie	MYR		3	1	3	9b
Carex laevigata Smith	Gladde zegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie			2	0	0	9a
Carex pendula Huds.	Hangende zegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie	HYD		2	1	6	9a
Carex pilosa Scop.	Gewimperde zegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie			1			
Carex remota Jusl. ex L.	Ijle zegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie	HYD	3	4	3	9	9a
Carex strigosa Huds.	Slanke zegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie	HYD		3	1	6	9a
Carex sylvatica Huds.	Boszegge	Cyperaceae	Cypergrassenfamilie	MYR	3	4	4	9	9f
Chrysosplenium alternifolium L.	Verspreidbladig goudveil	Saxifragaceae	Steenbreekfamilie			3	1	7	9a
Chrysosplenium oppositifolium L.	Paarbladig goudveil	Saxifragaceae	Steenbreekfamilie			2	1	6	9a
Conopodium majus (Gouan) Loret	Franse aardkastanje	Apiaceae	Schermbloemfamilie	MYR		2			
Convallaria majalis L.	Lelietje-van-dalen	Liliaceae	Leliefamilie	END		7	2	8	9e
Cornus mas L.	Gele kornoelje	Cornaceae	Kornoeljefamilie	END	h	1	1	4	8d
Cornus sanguinea L.	Rode kornoelje	Cornaceae	Kornoeljefamilie	END	h	4	5	9	8d
Corydalis solida (L.) Clairv.	Vingerhelmbloem	Fumariaceae	Duivekervelfamilie	MYR		1	1	6	9c
Corylus avellana L.	Hazelaar	Betulaceae	Berkenfamilie	END	h	5	8	10	9f
Crataegus laevigata (Poiret) DC.	Tweestijlige meidoorn	Malaceae	Appelfamilie	END	h	4	2	8	9f
Dactylis polygama Horvàtovszky	Slappe kropaar	Poaceae	Grassen		2	1	0	0	9d
Dactylorhiza fuchsii (Druce) Soó	Bosorchis	Orchidaceae	Orchideeënfamilie	ANE		1	1	4	5b
Daphne mezereum L.	Rood peperboompje	Thymelaeaceae	Peperboompjesfamilie	END		2	1	1	9b
Dentaria glandulosa						1			
Dryopteris carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs	Smalle stekelvaren	Dryopteridaceae	Niervarenfamilie	ANE		1	5	9	9e

Tabel 2.1 (deel 2). Bosplanten kenmerkend voor oude bossen (Hermy, 1992).

Soort		Familie		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Dryopteris pseudomas (Wollaston) Holub et Pouzar	Geschubde mannetjesvaren	Dryopteridaceae	Niervarenfamilie	ANE		1	1	3	9f
Elymus caninus (L.) L	Hondstarwegras	Poaceae	Grassen	EPI		1	1	6	9c
Epipactis purpurata Smith	Brede wespenorchis	Orchidaceae	Orchideeënfamilie	ANE		1	0	0	9d
Equisetum sylvaticum L.	Bospaardestaart	Equisetaceae	Paardestaartenfamilie	ANE		1	1	5	9a
Evonymus europaeus L.	Wilde kardinaalsmuts	Celastraceae	Kardinaalsmutsfamilie	END	h	4	2	8	8d
Euphorbia amygdaloides L.	Amandelwolfsmelk	Euphorbiaceae	Wolfsmelkfamilie	MYR		3	1	7	9f
Euphorbia dulcis L.	Zoete wolfsmelk	Euphorbiaceae	Wolfsmelkfamilie	MYR		1	1	3	9b
Festuca heterophylla Lam.	Draadzwenkgras	Poaceae	Grassen			1	0	0	9b
Gagea lutea (L.) Ker-Gawl.	Bosgeelster	Liliaceae	Leliefamilie	MYR	1	1	1	3	9c
Geum rivale L.	Knikkend nagelkruid	Rosaceae	Rozenfamilie	EPI		2	1	1	9c
Helleborus viridis L.	Wrangwortel	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie			1	1	4	9g
Anemone hepatica L.	Leverbloempje	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	MYR		2	0	0	9b
Hordelymus europaeus (L.) Harz	Bosgerst	Poaceae	Grassen			1	0	0	9b
Hyacinthoides non-scripta (L.) Chouard ex Rothm.	Wilde hyacint	Liliaceae	Leliefamilie	BAR		7	3	8	9d
Isopyrum thalictroides				BAR		1			
Lamium galeobdolon (L.) L.	Gele dovenetel	Lamiaceae	Lipbloemenfamilie	MYR		6	5	9	9f
Lathraea squamaria L.	Bleke schubwortel	Orobanchaceae	Bremraapfamilie	MYR		2	1	2	9c
Lathyrus vernus (L.) Bernh.	Voorjaarslathyrus	Fabaceae	Vlinderbloemenfamilie	END		1			
Luzula luzuloides (Lam.) Dandy et Wilmott	Witte veldbies	Juncaceae	Russenfamilie	MYR	1b	1	1	2	9e
Luzula pilosa (L.) Willd.	Ruige veldbies	Juncaceae	Russenfamilie	MYR		5	3	9	9e
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin	Grote veldbies	Juncaceae	Russenfamilie	MYR		2	1	6	9e
Lysimachia nemorum L.	Boswederik	Primulaceae	Sleutelbloemenfamilie	ANE	3	3	1	7	9a
Maianthemum bifolium (L.) F.W. Schmidt	Dalkruid	Liliaceae	Leliefamilie	END		6	2	8	9e
Melampyrum nemorosum				MYR	2	2			
Melica nutans L.	Knikkend parelgras	Poaceae	Grassen	MYR		3	0	0	9b
Melica uniflora Retz.	Eenbloemig parelgras	Poaceae	Grassen	MYR		4	1	7	9b
Melittis melissophyllum L.	Bijenblad	Lamiaceae	Lipbloemenfamilie		2	1	0	0	8c
Mercurialis perennis L.	Bosbingelkruid	Euphorbiaceae	Wolfsmelkfamilie	MYR		7	2	7	9f
Mespilus germanica L.	Mispel	Malaceae	Appelfamilie	END	h	1	1	7	8d
Milium effusum L.	Bosgierstgras	Poaceae	Grassen	ANE		5	3	8	9f
Narcissus pseudonarcissus L.	Wilde narcis	Amaryllidaceae	Narcissenfamilie	BAR	1b	3	1	7	9f
Neottia nidus-avis (L.) L.C.M. Rich.	Vogelnestje	Orchidaceae	Orchideeënfamilie	ANE		4	1	3	9b
Orchis mascula (L.) L.	Mannetjesorchis	Orchidaceae	Orchideeënfamilie	ANE		3	1	3	8c
Oxalis acetosella L.	Witte klaverzuring	Oxalidaceae	Klaverzuringfamilie	AUT		6	3	9	9f
Paris quadrifolia L.	Eenbes	Liliaceae	Leliefamilie	END		7	2	7	9f

Tabel 2.1 (deel 3). Bosplanten kenmerkend voor oude bossen (Hermy, 1992).

Soort		Familie		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Phyteuma spicatum L.	Witte rapunzel	Campanulaceae	Klokjesfamilie	ANE	1b	2	1	6	9f
Polygonatum multiflorum (L.) All.	Gewone salomonszegel	Liliaceae	Leliefamilie	END	2	6	5	9	9f
Polystichum aculeatum (L.) Roth	Stijve naaldvaren	Dryopteridaceae	Niervarenfamilie	ANE	2	1	1	5	9g
Primula elatior (L.) Hill	Slanke sleutelbloem	Primulaceae	Sleutelbloemfamilie	ANE	1	7	5	9	9c
Primula vulgaris Huds.	Stengelloze sleutelbloem	Primulaceae	Sleutelbloemfamilie	MYR	2	4	1	4	9d
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn	Adelaarsvaren	Hypolepidaceae	Adelaarsvarenfamilie	ANE		5	4	9	9e
Pulmonaria obscura Dum.	Ongevlekt longkruid	Boraginaceae	Ruwbladigen	MYR		1	0	0	9b
Pulmonaria officinalis L.	Gevlekt longkruid	Boraginaceae	Ruwbladigen	MYR		1	1	5	9c
Pyrus communis L.	Peer	Malaceae	Appelfamilie		h	1	1	2	8d
Ranunculus auricomus L.	Gulden boterbloem	Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	EPI		5	2	8	9c
Ranunculus lanuginosus L.		Ranunculaceae	Ranonkelfamilie	EPI		2			
Ruscus aculeatus L.	Muisdoorn	Liliaceae	Leliefamilie	END		1			
Sanicula europaea L.	Heelkruid	Apiaceae	Schermbloemfamilie	EPI		5	1	7	9f
Sorbus torminalis (L.) Crantz	Elsbes	Malaceae	Appelfamilie		h	4	1	1	8d
Symphytum tuberosum				MYR		2			
Tilia cordata Mill.	Winterlinde	Tiliaceae	Lindefamilie		h	4	1	6	9d
Tilia platyphyllos Scop.	Zomerlinde	Tiliaceae	Lindefamilie		h	1	1	7	9g
Vaccinium myrtillus L.	Blauwe bosbes	Ericaceae	Heidefamilie	END	1	2	3	9	9e
Veronica montana L.	Bosereprijs	Scrophulariaceae	Helmkruidfamilie	MYR		3	1	7	9a
Vinca minor L.	Kleine maagdenpalm	Apocynaceae	Maagdenpalmfamilie	MYR		2	3	8	9d
Viola mirabilis L.	Grootbladviooltje	Violaceae	Viooltjesfamilie	MYR		1			
Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau	Donkersporig bosviooltje	Violaceae	Viooltjesfamilie	MYR		4	2	7	9f



Figuur 2.2. Zeldzaamheidsklassen van de in tabel 2.1. vermelde bosplanten (Stieperaere en Fransen, 1982).

In kolom 6 tenslotte worden de socio-ecologische groepen gegeven volgens Stieperaere en Fransen (1982). De socio-ecologische groepen worden gevormd door fytosociologische gegevens te combineren met de ecologische indicatiewaarden volgens Ellenberg (1979). Er werden 42 groepen bekomen, ingedeeld in 9 hoofdgroepen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat de kenmerkende soorten van oude bossen vooral behoren tot hoofdgroep 9, bosplanten. 10 % bestaat uit planten van kaalslagen, zomen en struwelen (hoofdgroep 8). De Bosorchis (Dactylorhiza fuchsii) is een uitschieter en werd geclasseerd als onderdeel van de planten van matig bemeste graslanden op natte gronden (5b), hoewel de plant ook voorkomt in vochtige bossen op voedselrijk, meestal neutraal of basisch substraat (De Langhe et al, 1988).

Voor een verdere specifiëring van de ecologische vereisten van de bosplanten wordt in tabel 2.2 de socio-ecologische groep 9 verder omschreven.

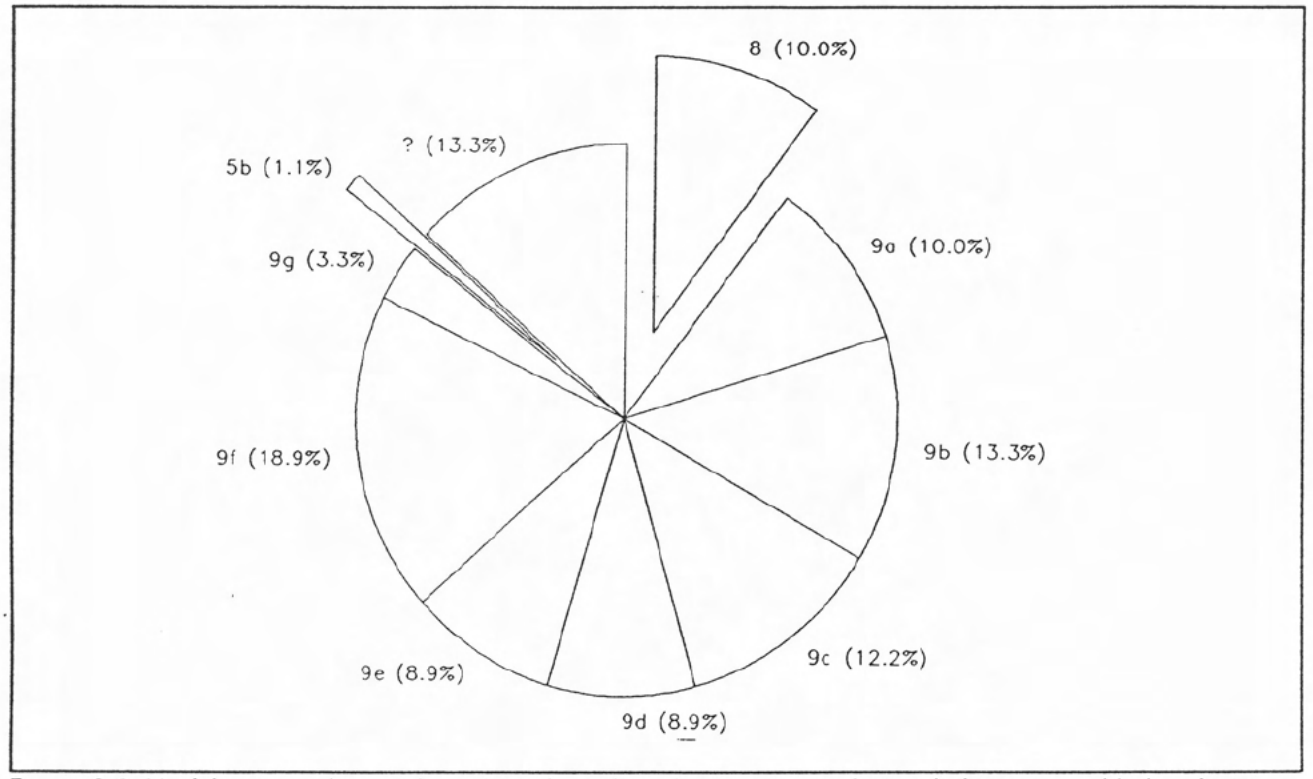
Tabel 2.2: Sociologisch-ecologische subgroepen van bosplanten.

Omschrijving	Corresponderende syntaxa	mF	mR	mN
9a. Bossen op relatief voedselrijke, vochtige tot natte grond en van brongebieden.	Montio-Cardaminetea Salicion cinereae p.p. Alnetea glutinosae Circaeo-Alnion	8	5	5
9b. Bossen op voedselarme tot matig voedselrijke, neutrale tot kalkhoudende grond.	Cephalantero-Fagion Asperulo-Fagion	5	7	5
9c. Alluviale bossen, op min of meer hydromorfe grond.	Alno-Padion	6	7	7
9d. Bossen op gerijpte, zwak zure tot kalkrijke, relatief droge grond.	Carpinion	5	6	5
9e. Bossen op matig voedselarme, droge, zure grond.	Quercetalia robori-petraeae Vaccinio-Piceetalia	5	3	3
9f. Bossen op gerijpte, matig voedselrijke tot voedselrijke, matig vochtige tot droge grond, samen voorkomend met 9b tot 9d.	Querco-Fagetea	5	7	7
9g. Bossen op jonge, weinig stabiele, matig vochtige puinbodems (ravijnbodems).	Acerion	6	7	7

Bron : Stieperaere en Fransen, 1982.

De mediane vochtgetallen liggen tussen 5 (frisse bodems) en 8 (vochtige bodems). De mediane reaktiegetallen duiden op zwakke zuurindicatoren tot zwakke basenindicatoren. Enkel de soorten van het Querco-Fagetea zijn zuurindicatoren. Deze zijn tevens indicatoren voor stikstofarmere standplaatsen. De overige soorten zijn indicatoren voor matig stikstofrijke standplaatsen (mN 5) en stikstofrijke standplaatsen (mN 7).

Gezien de zeldzaamheid van veel kenmerkende soorten van oude bossen en de trage kolonizatie-capaciteit dient bij het beheer heel omzichtig te worden omgesprongen. Het niet aanwezig zijn van deze soorten in vele bossen is nog steeds een gevolg van de ontginningen in de vroege middeleeuwen (Hermy, mondelinge mededeling). Oude bossen worden dan ook bij voorkeur bestemd als integraal bosreservaat, of exploitatie wordt er onderworpen aan zeer strikte regels (gebruik lier, enkel exploitatie bij vriesweer, ...). Oude bossen zijn immers totaal niet hernieuwbaar in een periode van verschillende eeuwen.



Figuur 2.3. Verdeling over de sociologisch-ecologische subgroepen van de in tabel 2.1. vermelde bosplanten.

Kirby (in voorbereiding) geeft een aantal richtlijnen om de soorten aanwezig in oude bossen betere expansiemogelijkheden te geven. Van nature uit krijgt men in nieuwe bossen op voormalige landbouwgronden wel vlug soorten typisch voor heggen en bosranden. Het kan meer dan 300 jaar duren voor de eerste soorten van oude bossen zich vestigen. Dit kan vlugger gebeuren indien er tijdelijk een bos aanwezig is geweest of indien heggen voorkwamen. Nieuwe bossen dienen dan ook bij voorkeur te worden aangelegd aansluitend bij oude boscomplexen. Aangezien bosplanten gevoelig zijn voor de competitie met ruigtekruiden, zijn de kolonizatiemogelijkheden het best op armere bodems. Op nutriëntenrijke, verstoorde bodems, zoals voormalige landbouwgronden, kan de verspreiding van bosplanten in de hand worden gewerkt door de bovenste bodemlaag te verwijderen, en een laag aarde afkomstig uit de bovenste bodemlaag van een tot vernietiging gedoemd oud bos te introduceren. Zo worden de meer ruderale soorten aanwezig in de zaadbank verwijderd en worden bossoorten geïntroduceerd die aanwezig waren in de zaadbank van het bos. Deze maatregelen zijn in Vlaamse omstandigheden onrealistisch gezien de hoge kostprijs en de noodzaak om ergens een 'tot vernietiging gedoemd oud bos' voorhanden te hebben. Een meer realistische methode bestaat erin om bosplanten te introduceren 2 à 3 jaar voor de primaire kroonsluiting of na de eerste dunning, om concurrentie met ruigtekruiden te verminderen (Kirby, in voorbereiding). Introductie is dan wel een duidelijke keuze. Hoe meer moeite er wordt gedaan om een soortenrijk nieuw bos te creëren, hoe minder dit bos de natuurlijke patronen in de bosflora weergeeft.

Uit botanisch perspectief dient wel het onderscheid te worden gemaakt tussen het aanplanten van bomen en het aanplanten, uitzaaien of poten van boskruiden, -lianen en zelfs sommige struiksoorten. In Europa worden de meeste boomsoorten en vele struiksoorten sinds eeuwen door de mens aangeplant (zowel in perceelscheidende landschapselementen als in bossen). Het hiertoe

gebruikt plantgoed is ook meestal gekweekt. Deze relatieve "domesticatie" heeft als gevolg dat de geografisch-genetische oorsprong van de meeste boomsoorten in bosbestanden en elders niet meer te determineren is. Met uitzondering van de stinzeplanten, zijn de boskruiden, -lianen en sommige struiksoorten daarentegen nog niet genetisch genivelleerd. Het ongecontroleerd kunstmatig introduceren van bosplantesoorten in de onderbegroeiïng van jonge bosaanplantingen zou dan ook een populatiegenetische en fytogeografische vervalsing betekenen. Bovendien is de spontane evolutie van ruderale ruigtevegetatie naar "rijpe" bosvegetatie een wetenschappelijk bijzonder interessant fenomeen.

2.1.2.5 De bosfauna

De fauna van de meeste westeuropese bossen is doorgaans zeer onvolledig: grote zoogdieren zoals Eland (in natte verveende valleigebieden), Wisent, Bruine beer, Los, Wolf e.d.m. zijn hier in de loop der eeuwen uitgeroeid. In Vlaanderen zijn zelfs "middelgrote" soorten zoals Edelhert en Everzwijn afwezig, terwijl Ree nog in een groot gedeelte van West- en Oost-Vlaanderen ontbreekt. De holenvergassingscampagnes tegen hondsdolheid en de sinds de jaren zestig voortschrijdende nivellering van het cultuurlandschap, tengevolge van de intensivering van en de schaalvergroting in de landbouw, hebben geleid tot een dramatische achteruitgang van de Das. De beperkte draagkracht van het zeer versnipperd en gehomogeniseerd Vlaams bos laat niet toe onmiddellijk Everzwijn en Edelhert te reïntroduceren. In natuurlijke bossen in Oost-Europa bedraagt de dichtheid aan herbivoren (van alle soorten samen) immers maar minder dan 1 (één) dier per 100 ha (van Wieren, 1991). Zelfs na een massale bosuitbreiding blijft bijgevolg de mogelijkheid tot reïntroductie van deze dieren in Vlaanderen zeer hypothetisch.

Voor het bosbeheer zijn dan ook vooral de nog aanwezige diergroepen van belang. De fauna kan benevens systematisch (invertebraten, amfibieën, reptielen, vogels en zoogdieren) eveneens naar biotooptype ingedeeld worden. Voor een faunistisch bijgestuurd bosbeheer is vooral deze laatste indeling relevant.

2.1.2.5.1. Naaldhout versus inheems loofbos

De naaldhoutbestanden zijn doorgaans veel armer aan diersoorten dan gemengde loofbossen met inheemse boomsoortensamenstelling. Wel dient onderscheid gemaakt te worden tussen enerzijds oude Pinus pinaster- en Pinus sylvestris-bossen en anderzijds Pinus nigra-, Pseudotsuga menziesii- en Picea div. spp. -bestanden. De eerste twee vernoemde soorten leveren een strooisel dat vrij snel humificeert en hebben een "ijlere" kroonstructuur die meer licht doorlaat dan de overige soorten. Hierdoor ontwikkelt zich, mits tijdig dunnen of na bomensterfte, onder het scherm van de Pinus sylvestris en P. pinaster, een struweelvormige ondergroei met Braam, Stekelvaren, Lijsterbes, Wilde kamperfoelie en andere inheemse struik- en boomsoorten, die aan invertebraten, struweelbroedende zangvogels en kleine zoogdieren geschikte schuilplaatsen biedt. Onder de overige naaldboomsoorten blijft de ondergroei meestal beperkt tot enkele verspreidstaande Vlierzaailingen (Herrier, 1989).

Verscheidene soorten insekten en vogels vertonen een voorkeur voor coniferen (o.m. Kuifmees, Zwarte mees, Goudvink en Ransuil) (Mavico, 1989). Ook de Rode eekhoorn komt in grotere populatiedichtheden voor in Pinus sylvestrisbestanden dan in loofbossen, omwille van het

permanent voedselaanbod onder de vorm van dennezaden (Broekhuizen, 1991). Het handhaven van deze (meestal niet zeldzame) soorten in een gebied kan echter geen verantwoording zijn voor het behoud van naaldhoutplantages, temeer dat de aanwezigheid van kleine groepen naaldbomen in door loofbomen gedomineerd gemengd bos hiertoe volstaat (Bibby, 1987, 1988).

2.1.5.2.2. Bosfauna en bosstructuur

De fauna van zowel loof- als naaldbossen kan ingedeeld worden in soortengroepen alnaargelang de ecologische vereisten:

(1) Soorten van struwelen (ook hakhout), jonge bosontwikkelingsfasen (na de kap en voor het staakhoutstadium) en goedgestructureerde bosranden.

Tot deze groep behoren voornamelijk vele insektensoorten, reptielen, loofzangertjes (o.m. Fitis, Braamsluiper, ...), Lijsterachtigen (o.m. Nachtegaal, Zanglijster) en andere zangvogels (o.m. Tortel) (Hermy, 1989; Vlavico, 1989), kleine zoogdieren (knaagdieren en spitsmuizen) en de Ree (Hainard, 1962; Mitchell & Kirby, 1989; Poutsma, 1991). Deze soortengroep vindt vooral geschikte nestmogelijkheden in het mantelstruweel langs de bosrand en in hakhoutbossen.

(2) Soorten van gesloten bos (hooghout of middelhout)

Het betreft voornamelijk specifiek aan bomen verbonden invertebratensoorten, stamfouragerende en holenbroedende vogelsoorten zoals Spechten, Mezen en Boomkruiper (alsook de niet-holenbroedende Fluiter), sommige holennestende vleermuizesoorten en uitgesproken boszoogdieren zoals de Boommarter (Mitchell & Kirby 1989; Broekhuizen, 1991; van Dorp 1991). Voor de overleving van zowel invertebraten die hun ontwikkelingscyclus doorbrengen in vermolmd hout (bv. het Vliegend hert) als voor holenbroedende en -nestende vogels en zoogdieren is de **permanente** aanwezigheid van **stervend en dood hout** in het bos noodzakelijk (Mitchell & Kirby, 1989; Mabelis, 1991). De holenbroedende vogels vereisen bovendien dat permanent **staande** dode bomen voorhande zijn (Mitchell & Kirby, 1989).

(3) Soorten waarvan het biotoop zich volledig in gesloten bos situeert

Deze groep bestaat hoofdzakelijk uit sterk gespecialiseerde soorten met geringe mobiliteit of zeer uitgesproken sitegetrouwheid. Vooral ongevleugelde invertebratensoorten behorend tot de bospedofauna (Pissebedden, Duizendpoten, Miljoenpoten, Mijten e.d.m.) hebben een zeer beperkte migratiecapaciteit. Na kapping verdwijnen de meeste van deze soorten uit die kapvlakte en de herkolonisatie is afhankelijk van het opnieuw tot stand komen van een geschikt milieu (rijpe humeuze bosbodem) en het in de directe omgeving aanwezig zijn van ongestoorde rijpe bosbestanden van waaruit de herkolonisatie kan vertrekken (Mitchell & Kirby, 1989).

(4) Soorten waarvan het biotoop een componente in gesloten bos en een componente in open terrein omvat.

- De Rode bosmiersoorten hebben nood aan zonnewarmte voor een snelle ontwikkeling van het broed; nesten zijn dan ook meestal op minder beschaduwde plekken gesitueerd.

- Vele bosinsektesoorten zoals de Boomhommel en de Boshommel, alsook de meeste Vlinders hebben behoefte aan open plekken met bloemenrijke graslanden en ruigten om hun voedsel te vergaren (Mabelis, 1991).

- Langs de bosrand of in het bos broedende vogelsoorten zoals o.m. Lijsters, Spechten (vnl. de Groene specht en de Draaihals) en roofvogels (Buizerd, Sperwer, Havik, Boomvalk, Ransuil, ...) zoeken hun voedsel vooral op open plekken en open terrein (Vlavico, 1989; Mitchell & Kirby, 1989).

In min of meer natuurlijk bos ontstaan, tengevolge van insektenvraat of windworp, open plekken (Mabelis, 1991). Deze open plekken zouden gezamenlijk 10 tot 15 % van de bosoppervlakte innemen (Koop, 1986).

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat een "zo compleet mogelijke" bosfauna afhankelijk is van een voldoende sterk gevariëerde bosstructuur, zowel horizontaal als vertikaal. In een bos dienen **gelijktijdig alle ontwikkelingsfasen van het bos** voor te komen. Permanent dienen in het bos **open plekken** met mos-, heide-, grasland-, ruigte- en struweelvegetaties, bestanden in de **diverse verjongingsfasen**, rijpe gesloten bestanden met **oude bomen** en (ook **staand) dood hout** voor te komen. Deze diverse ontwikkelingsstadia van het bosecosysteem kunnen echter niet steeds op dezelfde plaats gehandhaafd worden. Een faunistisch bijgestuurd bosbeheer moet dus zorgen voor een rotatief optreden van deze ontwikkelingsstadia. Een belangrijke voorwaarde opdat een dergelijk gevariëerd horizontaal mozaïekpatroon zich zou kunnen voordoen, is dat het bos voldoende uitgestrekt is. Ook voor de uit faunistisch perspectief gewenste permanente structuurvariatie is dus uitbreiding van het bosareaal noodzakelijk.

2.1.2.5.3. Bosbegrazing

Bosdiersoorten zijn volwaardige componenten van het bosecosysteem. Bosdiersoorten hebben als dusdanig een functionele rol te vervullen in dat bosecosysteem. Algemeen gekend is de verspreiding van plante- (waaronder boom-) zaden door dieren: noten en zaden van besdragende struiksoorten door vogels en zoogdieren (ornitho- en mamachorie), de zaden van vele voorjaarsbloeiende plantesoorten door mieren (myrmecochorie). Dieren hebben echter ook een structuurvormende functie in het natuurlijk bosecosysteem: door insektenvraat kunnen bomen soms afsterven waardoor open plekken ontstaan, terwijl het afbijten van de groeitoppen door reeën kan leiden tot het ontstaan van gevorkte en andere bijzondere boomvormen die broedgelegenheden bieden aan roofvogels.

Vertrekkend van de veronderstelling dat het bosecosysteem, alvorens de menselijke landbouw- en veeteeltaktiviteit een sterk impact kreeg op het milieu, hoofdzakelijk door grote grazers als Wisent, Oerrund, Edelhert, Eland, Bostarpanpaard e.a. gestructureerd werd, wordt door sommige natuurbehoudsmiddens bosbegrazing als een alternatieve bosbeheersvorm vooropgesteld. Terloops dient opgemerkt dat het voorkomen van Oerrund en Wisent in het Beukenbos, dat zo'n vierduizend jaar terug op de betere bodems in Vlaanderen domineerde, niet aangetoond is en evenmin evident is. Wel liggen de vroegere aanwezigheid van Wild zwijn en Edelhert vast (van Wieren, 1991).

Er moet bovendien onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds de reïntroductie van wilde omni- en herbivoren en anderzijds de begrazing van het bos door (rustieke) landbouwhuisdieren. Doordat het Oerrund en de bostarpan uitgestorven zijn, worden
resistente gedomesticeerde runder- en paarderassen (Schotse hooglander, Heckrund, Konik pony e.d.m.) als plaatsvervangers voorgesteld. Beweiding door al dan niet halfverwilderde landbouwhuisdieren vindt op heden nog plaats in het Engelse "New Forest". Hier blijken de grazende dieren gunstige effecten te hebben op structuur en soortenrijkdom van de graslanden en andere niet beboste milieus, doch voor de struktuur-, soortendiversiteit, verjonging en leeftijdsopbouw van het bos zijn ze ronduit nefast (Verlinden & Van Den Berge, 1991). Het vee (en op sommige plaatsen ook het wild) wordt immers meestal met een dichtheid ingezet die de ecologische draagkracht van het bos ruim overschrijdt. In natuurlijke bossen bedraagt de populatiedichtheid van herbivoren minder dan één dier per 100 ha (van Wieren, 1991). Gezien de geringe oppervlakte van de in Vlaanderen overblijvende boscomplexen, de hoge graad van versnippering van niet enkel de bossen maar ook van de open ruimten in het algemeen en de hieruit voortvloeiende zeer beperkte migratiemogelijkheden is bosbegrazing door zowel landbouwhuisdieren als wilde herbivoren in Vlaanderen als een algemene beheersvorm niet aangewezen.

Op beperkte schaal kan wel met zeer extensieve beweiding door gedomesticeerde varkens geëxperimenteerd worden als maatregel tegen de verdichting van de bosbodem. Ook kan plaatselijk geëxperimenteerd worden met zeer extensieve beweiding teneinde vertrekkend van weiland spontane bosvorming te bekomen. Hiertoe blijkt experimenteel het schaap niet aangewezen te zijn. Bij zeer lage veedichtheden laten paard en rund wel bosvorming toe, via een stadium van doornstruweel (van Wieren, 1991).

2.1.2.5.4. Bedreigde bosdiersoorten en hun levensgemeenschappen

(naar Verlinden & Van Den Berge, 1991)

Das (Meles meles)

Kenmerken

De Das maakt zijn burcht, die verscheidene generaties lang gebruikt wordt, in bebost hellend terrein. De voortplantingscapaciteit van deze soort is vrij gering. Regenwormen maken ruim 30 % uit van het voedselpakket van de Das.

Bedreigingen

1) De voornaamste bedreiging gaat uit van de verstoring van de burchtenk, hetzij moedwillig door stropers, vergraving e.d.m., hetzij onopzettelijk bij boswerkzaamheden of door recreanten.

Maatregelen: rond gekende burchten moeten binnen een straal van minstens 50 m boswerkzaamheden vermeden worden en moet recreatie verboden worden. Eventueel kunnen doornstruiken gebruikt worden om de zone rond de burcht ontoegankelijk te maken.

2) Het verkeer maakt veel slachtoffers onder de Dassen.

Maatregelen: in "Dassenrijke" streken kunnen wegen die nabij of door de bossen gelegen zijn

afgerasterd worden, waarbij migratietunnels onder die wegen moeten uitgegraven worden. Voor de verkeersontsluiting niet noodzakelijke wegen die door de bossen lopen kunnen verkeersarmer of zelfs -vrij gemaakt worden.

Bevorderen van de uitbreiding van de populatie

1) De aktuele Vlaamse dassenpopulatie situeert zich voornamelijk in Zuid-Limburg. Daarnaast zijn enkele zwervende subpopulaties verspreid over Vlaanderen. De uitbreiding van de populatie kan bevorderd worden door het handhaven van het verbod op het verstoren van vosseburchten (Das en Vos bezetten vaak samen een burcht).

2) Teneinde het voedselaanbod (regenwormen) voor de Das hoog te houden of te verhogen kunnen graslanden in de omgeving van de bossen waarin Dassen voorkomen best als graslanden behouden blijven. Bij bebossing en herbeplanting van gekapte bospercelen moet zoveel mogelijk gebruik gemaakt worden van mull-humusvormende boom- en struiksoorten (Es, Boskers, Linde, Trilpopulier, Esdoorn, Iep ...).

Boommarter (Martes martes)

Kenmerken

Boommarters zijn uitgesproken cultuurvliedende bosdieren die behoefte hebben aan een zeer rustige omgeving. Zij maken hun nest in oude grote vogelnesten (van prooivogels of Kraaiachtigen), holten in zware bomen of ondergrondse holen. Boommarters voeden zich met knaagdieren, eieren, jonge vogels, ongewervelden en vruchten.

Maatregelen voor het behoud en de uitbreiding van de populatie

Vermoedelijk beperkt het voorkomen van de Boommarter in Vlaanderen zich tot oostelijk Brabant en de Kempen.

1) Ook voor de Boommarter is de bescherming van (vosse-)burchten van groot belang, alsook het behoud van voldoende zware bomen met grote natuurlijke holten.

2) De bossen moeten uitgestrekt (bosuitbreiding !) zijn (rust !) en vooral een grote structuurdiversiteit vertonen: o.m. besdragende struiken (Bramen, Sleedoorn, Bosbes, Boskers ...) moeten bevorderd worden.

Vleermuizen

Kenmerken

Sommige Vleermuissoorten zijn echte bosdieren die zich verschuilen, hun jongen baren en hun winterslaap doorbrengen in holle bomen. Verscheidene soorten jagen voornamelijk langs de bosranden. Door de zeer geringe voortplantingscapaciteit en de verarming van het landschap zijn veel Vleermuissoorten bedreigd.

Maatregelen

Holle bomen moeten behouden blijven en "scherpe" bosranden moeten omgevormd worden of moeten evolueren tot (insektenrijke) mantelstruwelen en zoomruigten (met Bramen, Meidoorn, Sleedoorn enz.).

Draaihals (Jynx torquilla)

Kenmerken
De Draaihals is een trekvogel die in het zomerhalfjaar in boomholten broedt. Deze bodemspecht voedt zich hoofdzakelijk met mieren.

Maatregelen

1) Het voedselaanbod, nl. het voorkomen van mieren, is afhankelijk van een voldoende bezonning van de bodem. De Draaihals zoekt zijn voedsel, behalve in ijle bosbestanden, vooral op zonnige open plekken met droge grasland- en heidevegetaties. Het vrijhouden van boom- of struikbegroeiing van dergelijke plekken is dan ook essentiëel. Anderzijds zijn grotere kaalkappen uit den boze, omwille van de beperkte migratiecapaciteit van de mierenkolonies.

2) Omdat de Draaihals niet in staat is zijn broedholten zelf te maken, is een ruim aanbod aan dode of halfvermolmde bomen noodzakelijk.

Prooivogels

Kenmerken

Veel prooivogelsoorten (Wespendief, Buizerd, Havik, Wouwen, Boomvalk, Bosuil ...) broeden in bossen, al jagen ze vaak in halfopen tot open terrein of langs de bosrand. De meeste van onze dag- en nachtprooivogelsoorten zijn momenteel niet meer echt bedreigd, maar hun broeddichtheden zijn nog steeds vrij laag.

Maatregelen

1) Behoud van bomen met zware meervoudige vorken en van bomen waarin nesten van Kraaiachtigen voorkomen moeten, teneinde geschikte nestgelegenheden te bieden voor de prooivogels.

2) Het broedsucces hangt in hoge mate af van de rust in het bos, vooral in de nabijheid van de broedboom of -plaats (disciplineren en kanaliseren van de recreatie !).

Vuursalamander (Salamandra salamandra)

Kenmerken

In Vlaanderen komt de Vuursalamander nagenoeg uitsluitend in de heuvels van de Vlaamse

Ardennen voor. Vlaanderen vormt ongeveer de noordgrens van het verspreidingsareaal van deze amfibiesoort. De Vuursalamander verkiest beboste (d.i. beschaduwde, koele en vochtige) heuvelachtige terreinen met zuurstofrijk water in de directe omgeving. Als dagschuil- en winterslaapgelegenheden heeft de Vuursalamander behoefte aan liggend dood hout of aan een bosbodem met een losse structuur.

Bedreigingen en maatregelen

1) De versnippering van de territoria door wegeninfrastructuur vormt een ernstige bedreiging: de Vuursalamander heeft een geringe voortplantingscapaciteit en boswegen waarop autoverkeer is toegelaten eisen veel slachtoffers, zodat hierdoor plaatselijk populaties kunnen verdwijnen. Ook hier dringen verkeersbeperkende maatregelen zich op.

2) Teneinde compactatie van de bosbodem (nood aan schuil- en winterslaapgelegenheid) te vermijden moeten in bossen die Vuursalamanders herbergen beperkingen worden opgelegd aan de betreding door recreanten en aan het gebruik van zware bosexploitatietuigen.

Boomkikker (Hyla arborea)

Kenmerken

De Boomkikker is geen bos-, maar wel een struweel- en
bosrandamfibiesoort. Het biotoop van de Boomkikker omvat enerzijds niet beschaduwde ondiepe poelen (voortplantingsplaatsen) in eerder open terrein en anderzijds (voornamelijk Braam- en Meidoorn-) struwelen en zoomruigten (schuilplaatsen). In Vlaanderen bevinden zich nog leefbare populaties rond Hasselt, Maaswinkel (Limburg) en Knokke (kust).

Maatregelen

1) Behoud en uitbreiding van het biotoop van de Boomkikker in streken waar deze soort nog voorkomt: omzetten van akkerland naar grasland-ruigte-struweelcomplexen met ondiepe poelen; overschaduwing van poelen en grondwaterpeilverlaging door onoordeelkundige (naaldhout-)aanplantingen verhinderen of ongedaan maken.

2) Elimineren van in en rond de voortplantingsplassen uitgezette predatorvissen en -vogels (Kwak in Knokke).

Reptielen

Kenmerken

Behalve de Levendbarende hagedis (Lacerta vivipara) zijn alle in Vlaanderen voorkomende reptielsoorten uiterst zeldzaam en bedreigd. Hun vookeurbiotoop bestaat uit allerlei grensmilieus, waaronder bosranden en ijlere bossen. Zij hebben behoefte aan strooiselhopen, gaten en spleten in de bodem, liggend dood hout en andere kleine structuurelementen.

Ongewervelden

Kenmerken

Voorbeelden van bosgebonden, bedreigde soorten zijn dagvlinders zoals de Grote weerschijnvlinder (Apatura iris), de Kleine ijsvogelvlinder (Ladoga camilla) en de Kleine pages, alsook de kever het Vliegend hert (Lucanus cervus). De larven van de laatstgenoemde keversoort leven in dood eikehout en hun ontwikkeling tot volwassen insekten duurt zo'n vier tot vijf jaar.

Maatregelen

Doorgaans worden de ongewervelden bevorderd door een intense herhaling van kleinschalige structuurdiversiteit.

2.1.2.5.5. Bosdieren: algemeen besluit

De faunistische rijkdom neemt steeds toe met een toenemende structuurdiversiteit van het bos. Onder "bos" wordt daarbij niet enkel een met bomen en struiken begroeide oppervlakte verstaan, maar bij het bos worden ook meer open componenten gerekend zoals kapvlakten, graslanden, struwelen, heideterreintjes en ruigten.

Voorts bedraagt het aantal diersoorten dat rechtstreeks of onrechtstreeks gerelateerd is aan inheemse boom- en struiksoorten steeds een veelvoud van het aantal diersoorten dat gerelateerd is aan exoten. Inheemse Eike-, Berke- en Wilgesoorten bezitten de soortenrijkste specifieke enthomofauna (Mitchell & Kirby, 1991). Voor de bevordering van de biodiversiteit is dus omvorming van exotenplantages naar gemengde en ongelijkjarige loofbossen met een inheemse boomsoortensamenstelling essentiëel.

Grotere diersoorten en soorten met een groter territorium hebben ook grotere bosoppervlakten nodig om zich veilig te voelen of om de nodige sociale structuren te kunnen opbouwen. Voor deze soorten is oordeelkundige bosuitbreiding dan ook aangewezen.

2.1.3 SYSTEEMECOLOGISCHE ROL VAN HET BOS

Gemeenschappen van planten en dieren ontwikkeld als groepen of associaties worden beschouwd als ecosystemen. De term ecosysteem suggereert het bestaan van een systeem in het welke planten en dieren tegenover elkaar reageren en tegenover de fysische omgeving.
De term evolueerde uit de definiëring door Mobius, 1877 van het begrip biocoenose als zijnde de wis.·elwerkingen tussen planten en dieren in een gemeenschap (GONZALO DE LAS SALAS, 1987)

De structuur van een ecosysteem verondersteld :

1. de volledige degradatie van een organisch complex tot een anorganisch, met verlies van energie;
2. functionele, onderling afhankelijke relaties tussen de verschillende levensvormen.

De meeste ecosystemen zijn afhankelijk van autotrofe organismen die de zonneënergie kunnen vastleggen.

Hoe complex zo een ecosysteem ook is twee fundamentele processen liggen aan de grondslag.

1. De opmaak van organisch materiaal (biosynthese)
2. De biodegradatie van de biomassa en van het dood organisch materiaal dat gepaard gaat met warmte en energieverlies en de circulatie van anorganische delen.

In elk ecosysteem heersen bovendien twee algemene wetten :

1. unidirectionele stroming van energie
2. circulatie van materialen

Het ecosysteem is opgebouwd uit twee soorten componenten: de biotische en abiotische. Elk ecosysteem bezit naast componenten , interacties tussen de verschillende componenten, ingangen, uitgangen en limieten.

De basisstructuur van de terrestrische ecosystemen wordt gevormd door de planten en de wortels en bovengrondse delen als de verticale limieten. Over het algemeen veronderstelt het systeem de volledige degradatie van een organisch complex naar een anorganisch, met verlies van energie en functionele relaties tussen de verschillende levensvormen die onderling afhankelijk zijn.

Ecosystemen kunnen bruusk veranderen als er een bedreiging is die het systeem aanzet om meer energie te gebruiken of om zijn bronnen te mobiliseren (SEYLE, 1977). Voor de bedreigingen van het bosecosysteem wordt er gerefereerd naar het hoofdstuk boskwaliteit (1.2.), voor de invloed van het ecosysteem bos op het fysisch milieu wordt verwezen naar 2.1.5. De fysische werking op de omgeving.

2.1.3.1 Bos als ecosysteem

'Bij de plantengemeenschappen is het bos in elke regio het meest complexe, meest stabiele, en meest duurzame ecosysteem' (Noirfalisse, 1984). Het is het meest gesloten, meest autonome ecosysteem : de uitvoer van biomassa en mineromassa is klein in vergelijking met de primaire jaarlijkse produktie en van de nutriëntenhoeveelheid die in het systeem circuleert.

Binnen deze eenheid bestaat er een grote verscheidenheid aan gevallen. Bossen variëren in samenstelling niet alleen volgens de bioklimatologische zones maar ook op lokale schaal, naargelang het reliëf, mikroklimaat, moedergesteente, de bodem en de geschiedenis. Zowel vroegere als hedendaagse gebruiksvormen hebben het bos een historische dimensie gegeven.

De bruto-produktiviteit, in vergelijking met andere typen van ecosystemen is hoog, vooral in de tropen. De ecosystemen met het laagste produktieniveau zijn de woestijnen en oceanen: 0,1 tot $0{,}5.10^n$ (^{n}=3) kcal/m²/ jaar, gevolgd door de grasvegetaties, extensieve landbouwsystemen op modale gronden, kustgebieden en diepe meren (0,5 tot 4.10^n kcal/m²/jaar).
Bossen, ondiepe meren en intensieve landbouwteelten hebben een bruto-produktie van 4 tot 12 .10.000 kcal/m²/jaar.
De hoogste produktiviteit komt voor in de tropische bossen, estuaria koraalriffen en intensief geteelde tropische landbouw (bananen, suikerriet,..) en beloopt 12 tot 30.000 kcal /m²/jaar.

Bij vergelijking van de efficiëntie van de fotosynthese steken de bossen ver boven de andere ecosystemen uit, voor de gehele biosfeer wordt tussen de 0,15 en 0,18 % gerekend (Duvigneaud, 1984; Wassinck, 1968).

bossen	1,2 %
landbouwsystemen : akkerbouw	0,66 %
graslanden	0,66 %
toendras	0,13 %
oceanen	0,12 %
woestijnen	0,06 %

2.1.3.2 Het functioneren van het ecosysteem bos

a) Het biomassa-accumulatiemodel

Door Bormann en Likens (1979) werd m.b.v. de 'small watershed technique' in de Hubbard Brook vallei in New Hampshire het biomassa-accumulatiemodel opgebouwd voor de evolutie van een bos na perturbatie. Het onderzochte gebied beslaat 3000 ha met een gemiddelde hoogteligging van 200 tot 1000 m. De meest voorkomende soorten zijn Acer saccharum, Fagus grandifolia, Betula alleghanensis, Picea rubens en Abies balsamea.

Globale conclusies van het onderzoek in New Hampshire kunnen als model ook worden doorgetrokken naar andere bosecosystemen. Er is echter nog veel analoog onderzoek nodig. De vraag kan gesteld worden of de biotische regulatie op termijn houdbaar is door het massaal aanplanten van boomsoorten die niet aangepast zijn aan de standplaats en grootschalige homogene aanplantingen,

of door externe factoren als overmatige wildstand en luchtverontreiniging. Het model vertrekt van een secundair bos en veronderstelt dat na de kaalslag of vernietiging ervan geen andere exogene perturbaties meer optreden.

Het basispatroon van het biomassa-accumulatiemodel omvat vier fasen. Na bosvernietiging of kaalslag komt een ontwikkeling op gang die leidt tot een secundair bos.

1. de reorganisatie

   In een korte periode van 10 tot 20 jaar kent het ecosysteem een verlies van totale biomassa, hoewel er toename is van de levende biomassa. De bruto primaire produktie (BPP) is kleiner dan de ademhaling (R).

2. de aggradatiefase

   Deze periode duurt meer dan een eeuw. Het ecosysteem accumuleert de biomassa tot een maximum. BPP > R.

3. de transitiefase

   In deze periode van wisselende duur treedt biomassaverlies op tot een submaximaal peil. BPP < R.

4. de permanente staat(' steady state')

   De totale hoeveelheid biomassa schommelt rond een gemiddelde, submaximale waarde. BPP = R. Over een grote oppervlakte bekeken blijft het aantal soorten nagenoeg constant. Op kleinere oppervlakte schommelt de hoeveelheid biomassa en de soortensamenstelling. Er ontstaat een mozaïekpatroon.

b) De ontwikkeling van de biomassa.

Het biomassa-accumulatiemodel is gebaseerd op veranderingen in de totale biomassa van het ecosysteem. Deze totale biomassa omvat levende biomassa (groene planten en heterotrofen, zowel planten als dieren) en dode biomassa (dode hout, strooisellaag en dode biomassa in de minerale bodem). In tegenstelling tot wat in het asymptotische model wordt voorgesteld (o.a. Odium, 1971), stijgt de biomassa niet voortdurend naar een maximum na een vernietiging. De totale biomassa daalt tot een minimum in de reorganisatiefase, stijgt tot een maximum op het einde van de aggradatiefase en neemt dan verder af tot de biomassa ongeveer constant blijft rond een gemiddelde in de permanente staat. De verschillende onderdelen van de totale biomassa hebben daarin elk een eigen ontwikkeling.

De hoeveelheid dood hout dat na een vernietiging achterblijft neemt oorspronkelijk snel af (afbraak en verschuiving naar andere compartimenten van het ecosysteem), zodat na ongeveer 2 decennia een minimum achterblijft (Hubbard brook : 10 ton/ha). Voor wortels bedroeg de afbraakperiode 2 à 10 jaar, voor stammen was dit 5 à 25 jaar. Na ongeveer 20 jaar begint de hoeveelheid terug te stijgen tot 50 à 55 jaar na de perturbatie. Vanaf dit ogenblik blijft de hoeveelheid dood hout ongeveer

constant gedurende de aggradatiefase (170 j). In een 55 jarig bestand in Hubbard Brook was er 4,4 ton/ha bovengronds dood hout en 29 ton/ha ondergronds.

Onmiddellijk na de kaalslag is er een versnelde afbraak van de strooisellaag door de verhoogde bodemtemperatuur, bodemvochtigheid en de beschikbaarheid van voedingsstoffen. Reeds na enkele jaren ontwikkelt zich door de vestiging van een dichte bodemvegetatie een microklimaat in de bodem dat ongeveer hetzelfde is als dat onder een 60 jarig bestand. In het begin van de reorganisatiefase is het strooisel echter beter afbreekbaar door een hogere verhouding van bladmateriaal. Na ongeveer 15 jaar bevindt de hoeveelheid biomassa in de strooisellaag zich in een minimum. Nadien treedt een asymptotische stijging op. Na 65 jaar is de hoeveelheid opgelopen tot 95 % van het asymptotische maximum. In een 55 jarig bestand in Hubbard Brook was er 48 ton/ha dode biomassa in de strooisellaag.

De grootste hoeveelheid dode biomassa van een secundair bos bevindt zich in de minerale bodem. Dit is vooral afkomstig van het neerslaan in de B-horizon van in hogere lagen opgeloste organische stoffen, maar ook van afstervende wortels en van door de fauna ingewoelde delen uit de strooisellaag. In een 55 jarig bestand in Hubbard Brook was er 173 ton/ha dode biomassa in de minerale bodem.

Globaal bekeken neemt de totale biomassa af gedurende de eerste 15 jaar na een kaalslag. Nadien is er een stijging tot ongeveer 170 jaar. Tot ongeveer 70 jaar is er meer dode dan levende biomassa. Nadien is dit omgekeerd.

2.1.4 HET BOS IN HET LANDSCHAP EN HET BOS ALS LANDSCHAP

2.1.4.1 Landschap en traditionele landschappen

Aan de term landschap wordt door iedereen een eigen inhoud gegeven, vaak bepaald door zijn appreciatie ervoor. In de literatuur zijn een hele reeks definities terug te vinden waarin drie aspecten terugkomen (Antrop, 1989) :

- het landschap heeft te maken met hoe we onze leefomgeving ervaren, met de manier waarop we de omgeving kunnen waarnemen vanop een bepaalde plaats
- het landschap heeft de waarde van een gemeenschappelijk erfgoed, het is dus geen privé-bezit
- landschappen zijn voortdurend in verandering

De landschapsvormende factoren zijn het substraat (geologische ondergrond, reliëf), het klimaat en de menselijke inbreng. Voor de Industriële Revolutie werden de natuurlijke streken (streken hoofdzakelijk bepaald door de geologie, het reliëf en de bodem) langzaam aangepast aan een hoofdzakelijk agrarische functie. Zo ontstonden de traditionele landschappen. Dit zijn de landschappen die niet of slechts in beperkte mate werden gewijzigd door grootschalige ingrepen sedert de Industriële Revolutie. Voor de Industriële Revolutie was de stabiliteit van de westeuropese rurale landschappen zeer hoog. Op de eerste topografische kaarten en luchtfoto's zijn de laat-middeleeuwse structuren nog te herkennen.

Het Vlaamse Gewest bezit 8 landschappelijke streken die telkens zijn opgebouwd uit een of meer traditionele landschapstypes. In tabel 2.3. worden naast de landschappelijke streken en hun onderverdelingen ook de wijze van percelering en verwachte toekomstige ontwikkelingen weergegeven.

Tabel 2.3: De landschappelijke streken.

LANDSCHAPPELIJKE STREEK	EENHEDEN	PERCELERING	TOEKOMST
I Vlaamse kust- en polderlandschappen			
IA De kust	1. de Westhoek 2. de oude duinen van Adinkerke 3. de centrale westkust tot Oostende 4. de centrale oostkust (Oostende-Zeebrugge) 5. het Zwin en de oostkust		- afslag kust - toenemende verdichting en gebruiksdruk
IB De kustpolders	1. het Oudland 2. het Middelland 3. het Nieuwland 4. de Historische polders van Oostende 5. de Moeren van Meetkerke 6. de Frans-Belgische Moeren	- grote zeer onregelmatige blokvormige polygonen in de polders - grote regelmatige stroken en blokken in de Moeren	- doorgedreven landbouwrationalisering met ruilverkaveling en land(her)inrichting
IC De Zeeuwsch-Vlaamse en Scheldepolders	1. De Zeeuwsch-Vlaamse polders 2. de Scheldepolders	- grote regelmatige stroken met systematische aanleg	- landbouwrationalisering zonder ruilverkaveling
II Binnen-Vlaanderen			
IIA De noordelijke zandstreek			
IIAa in de Vlaamse vallei	1. het Meetjesland 2. de grote dekzandrug van Maldegem-Stekene 3. de Gentse valleien 4. de Moervaart 5. de Kanaaldepressie 6. het straatdorpengebied 7. de beneden-Schelde en Durme 8. het Leieland	- lange rechthoekige stroken - lange smalle stroken gegroepeerd in blokken - kleine onregelmatige polygonen, vroeger volledig omzoomd door knotbomen	- sterke verstedelijking (o.m. lintbebouwing)
IIAb buiten de Vlaamse vallei	1. het Houtland 2. de oude veldgebieden van Maldegem, Aalter en Torhout 3. de cuesta van Zomergem-Oedelem 4. het land van Waas	- lange smalle stroken gegroepeerd in blokken - kleine onregelmatige polygonen, vroeger volledig omzoomd door knotbomen - regelmatige dambordpercelen - kleine blokken met eventueel bolle akkers, omzoomd met rijen Canadapopulieren	- sterke verstedelijking (o.m. lintbebouwing) - mestoverschotten
IIB De zandleem- en leemstreek van het Vlaamse heuvelland	1. de Westhoek 2. de Ijzervlakte 3. de rug van Westrozebeke 4. het plateau van Tielt 5. de Vlaamse heuvels 6. het Leie-Schelde-interfluvium 7. het Scheldeland 8. de Zwalmstreek 9. het land van Wetteren-Dendermonde 10. het land van Zottegem-Oosterzele 11. de Vlaamse Ardennen 12. het Pajottenland	- regelmatige en onregelmatige blokken - stroken gegroepeerd in kwartieren	- toenemende verstedelijking - intensifiëring recreatie - tweede verblijven
III De Kempen			

IIIA De Noorderkempen	1. het land van Kalmthout 2. het land van Rijkevorsel 3. het land van Turnhout-Poppel	- grote blokken	- mestoverschotten - weekendhuisjes - tweede verblijven - toenemende verstedelijking
IIIB De Centrale Kempen, het Neteland	1. het land van Herentals-Kasterlee 2. het land van Geel-Mol	- grote blokken	- weekendhuisjes - toenemende verstedelijking - milieubelanstende industrieën
IIIC De Zuiderkempen	1. het Demerland 2. de Zuiderkempen van Lier en Heist-op-den-Berg 3. het land van Keerbergen 4. het serreland van St.-Katelijne-Waver	- regelmatige en onregelmatige blokken - kleine regelmatige blokken bij 2, 3 en 4.	- sterke verstedelijkingsdruk - verweving industrie en bewoning - overstromingsgevaar
IIID Het Kempens Plateau	1. de Limburgse heide 2. het Kempens mijnbouwgebied	- grote blokken	- recreatieparken - weekendhuisjes en tweede verblijven - milieubelastende industrie - reconversie van mijngebied
IV Het Maasland	1. de Maasvlakte en het terrasland 2. de vlakte van Eocholt	- stroken gegroepeerd in kwartieren	- ontgrinding en krijtwinning - overbemesting - recreatieparken
V Het Hageland	1. het noordelijke zandige Hageland 2. het zuidelijke zandlemige Hageland	- complex van stroken en blokken	- toenemende verstedelijking door lintbebouwing
VI Haspengouw			
VIA Zandlemig of vochtig Haspengouw	1. de Getevallei 2. het boomgaardgebied van St.-Truiden	- complex van stroken	- overstromingen in de valleien
VIB Lemig of droog Haspengouw	1. het holle-wegenland van Hoegaarden 2. het plateau van Landen-Jodoigne 3. het boomgaardgebied van Tongeren 4. het krijtland van Millen	- complex van grote blokken en stroken gegroepeerd in kwartieren, geen afsluitingen maar perceelsrandbegroeiing	- monofunctioneel landbouwgebied (bijna volledig ruilverkaveld) - verdwijnen van kleine landschapselementen
VII Kerngebied Brabant			
VIIA De Rupelstreek en Klein Brabant		- complex van blokken en stroken	- sterke verstedelijking en industrialisatie - reconversie van de kleiputten
VIIB Het zuidoostelijk deel	1. de vallei van de beneden-Dijle 2. het tuinbouwgebied van Brussel-Leuven : land van Kampenhout en Leefdaal 3. het serreland van Hoeilaart-Overijse 4. de bossen : Zoniën, Hallerbos, Meerdaalbos	- complex van blokken en stroken	- sterke verstedelijking van de Brusselse randstad
VIII Het land van Herve	1. de Voer 2. het oostelijk land van Herve	- stroken gegroepeerd in kwartieren, vroeger afgesloten door hagen	- uitbouw recreatie

Bron : Antrop, 1989.

Vanaf de Industriële Revolutie werden de traditionele landschappen grondig veranderd door toenemende verstedelijking en niet in het minst de agrarische sector zelf. De toepassing van mechanisatie en kunstmeststoffen maakte de ontginning van minder vruchtbare gebieden mogelijk. Vele natuurlijke elementen werden opgeruimd in het kader van een rationele bedrijfsvoering, al dan niet in het kader van een ruilverkaveling.

2.1.4.2 De waarneming van landschappen

Volgens het groot woordenboek der nederlandse taal (Van Dale, 1982) is waarnemen 'het bewust en met aandacht met de zintuigen in zich opnemen, constateren'. Perceptie is 'het resultaat van het waarnemen'. Waardering is 'het op prijs stellen'. Waarneming en waardering zijn moeilijk van elkaar te scheiden. Landschapskenmerken die belangrijk zijn voor de waarneming zijn dat ook voor de waardering (Coeterier, 1987). Perceptie is dus een combinatie van wat met het oog wordt waargenomen en van wat met de zintuigen, de hersenen wordt waargenomen (Lucas, 1991). Mensen reageren op een landschap als gevolg van de aanwezige karakteristieke elementen, hun natuurlijk gedrag en voorafgaande ervaringen.

Wat we rondom ons zien kan worden beschreven door middel van vier soorten **basiselementen**: volume, vlak, lijn en punt. Deze basiselementen zijn verschillend naargelang de situatie door een reeks **variabelen** : aantal, plaats, richting, grootte, vorm, interval, textuur, kleur, visuele energie, tijd en belichting. Er zijn een oneindig aantal mogelijke combinaties van een of meer basiselementen bepaald door een reeks variabelen. Daarom worden combinaties van basiselementen en variabelen geïntegreerd tot **organisatorische factoren** :

- dichtheid, sluiting en gelijkvormigheid **groeperen** elementen;
- ritme, balans, spanning en schaal geven een **algemene structuur** weer;
- verder zijn er nog de organisatorische factoren eenheid, diversiteit en 'genius loci' of de 'spirit' van een bepaalde plaats.

De elementen die het meeste effect hebben op hoe de omgeving wordt waargenomen, werden onderstreept.

Zo overheerst de vorm van een landschapselement details en wordt de aandacht onmiddellijk gevestigd op geometrische vormen. Visuele energie ontstaat als de indruk wordt gewekt dat een voorwerp beweegt of op het punt staat te bewegen. Vegetatiepatronen dienen de visuele krachten in een landschap te volgen. De schaal van het landschap heeft eveneens een belangrijk effect op de perceptie. De schaal is afhankelijk van de kijkrichting en kijkafstand van de waarnemer. De schaal van een landschap dient geleidelijk over te gaan van het ene gebied naar het andere. Door landschapsarchitecten en psychologen wordt ook de diversiteit van een landschap als heel belangrijk beschouwd. Mensen hebben een basisbehoefte aan visuele diversiteit in hun omgeving. Deze behoefte is waarschijnlijk afkomstig van het betere voedselaanbod, de grote mogelijkheden om te schuilen voor aanvallers en de mogelijkheden om een potentiële prooi te zien, die landschappen met hoge diversiteit aan onze primitieve voorouders boden. Te hoge diversiteit daarentegen leidt tot verwarring en ontwrichting. Ecologische en visuele diversiteit komen niet noodzakelijk gelijktijdig voor.

2.1.4.3 Landschapszorg in bestaande bossen en in nieuw aan te leggen bos

In de meeste traditionele landschappen in Vlaanderen heeft het bos een dominant aspect. De aanwezigheid van grote boscomplexen, afgewisseld met kleine open stukjes, wordt algemeen als zeer positief aanvaard.

Indien bij ingrepen in het landschap, meer concreet bij nieuwe bebossingen of omvormingen en kappingen in bestaande bossen, met enkele basisprincipes van landschapsplanning en vormgeving wordt rekening gehouden, kunnen zware verstoringen van het landschap worden vermeden. De beslissingen mogen echter niet statisch zijn maar er dienen mogelijkheden blijven voor aanpassingen, bijvoorbeeld als gevolg van windval, ziekte, plots zwaar recreatieve druk, wijzigende marktsituatie voor privé-eigenaar, enz. En uiteraard evolueert het landschappelijk aspect van het bos zelf ook naargelang zijn leeftijd.

PRINCIPES (naar Lucas, 1991) :

Landschappelijke aspecten van een bos.

- Het bos moet een zo 'natuurlijk' mogelijk uitzicht hebben. Kunstmatige structuren dienen vermeden worden.
- De schaal van het bos moet de schaal van het landschap respecteren.
- Geometrische vormen dienen absoluut te worden vermeden. Vooral parallelle lijnen, rechte hoeken, symmetrische vormen en lange rechte randen werken storend.
- Indien mogelijk dient het bos geleidelijk over te gaan in het open landschap. Dit kan gebeuren door onregelmatige insprongen te creëren in de bosrand en buiten de bosrand groepen bomen aan te planten van verschillende soorten op onregelmatige afstand.
- Bij naaldhout dienen bomen aan de bosrand te worden opgesnoeid op ongelijke hoogte. Dit dient tot diep genoeg in het bos te gebeuren zodat dode takken aan het zicht worden onttrokken.

Landschappelijke aspecten binnen een bos.

- Ook binnen het bos dienen geometrische vormen te worden vermeden, bijvoorbeeld tussen bestanden met verschillende soorten, door de vorm van kapvlaktes en (brand)-wegen. Dit geldt speciaal voor jonge, aangeplante bestanden. Indien de bomen op rijen worden aangeplant, kan een willekeurig plantverband aan de rand van het bestand de waardering doen toenemen (Ammer, 1978).
- Er dient een zo hoog mogelijke diversiteit te worden ontwikkeld door soortenmenging en een gevarieerde leeftijdsopbouw. Een geringe ecologische diversiteit kan worden gecompenseerd dor een visuele diversiteit. In jonge bossen verhogen een aantal oudere bomen de diversiteit.
- Het gebruik van kunstmatig uitziende materialen dient vermeden worden. Indien bij-voorbeeld spiralen als bescherming tegen wildvraat worden gebruikt, is hun kleur bij voorkeur zachtbruin of zachtgroen.
- Voor de waardering van een bos is niet zozeer de gebruikte boomsoort belangrijk maar wel de bedrijfsvorm en manier van verjonging. In een duits onderzoek werd een populariteitsschaal opgesteld van verschillende bostypes (Ammer, 1977). Groepsgewijs

behandelde Fijnsparbestanden en mengbestanden van Fijnspar, Zilverden en Beuk werden hoger gewaardeerd dan Eiken- en Beukenbestanden. Monotone Fijnsparbestanden scoorden het laagst. De invloed van een bosbeheer op basis van natuurlijke verjonging en geleidelijke overgangen op de voorkeur van bosbezoekers voor een bepaald bostype is dus duidelijk. Onafhankelijk van de boomsoort worden vooral ook oude bestanden hoog gewaardeerd (Ammer & Pröbstl, 1988).

2.1.4.4 Landschapszorg bij bebossing op macro-schaal

De historisch gegroeide kenmerken van de traditionele landschapstypen in Vlaanderen zijn in snel tempo aan het vervagen of zijn reeds verdwenen (cfr. kolom 'toekomst' in tabel 2.3.). Meer en meer gebieden krijgen een uniform uiterlijk. De verscheidenheid tussen de traditionele landschappen dient dan ook zoveel mogelijk te worden in stand gehouden of hersteld. Maar tegelijk is het landschap in een voortdurende evolutie. Gezien het dominante aspect van bossen in het landschap kan bebossing bijdragen in het herstel van de diversiteit tussen de traditionele landschappen door het aanleggen van bossen als structuurelementen die de overgang tussen gesloten en open landschappen of andere landschapsdragers zoals valleien accentueren. Op macroschaal dient bij de bebossing rekening te worden gehouden met de schaal van het landschap, zoals weerspiegeld in de percelering (cfr. tabel 2.3. en kaart 10).

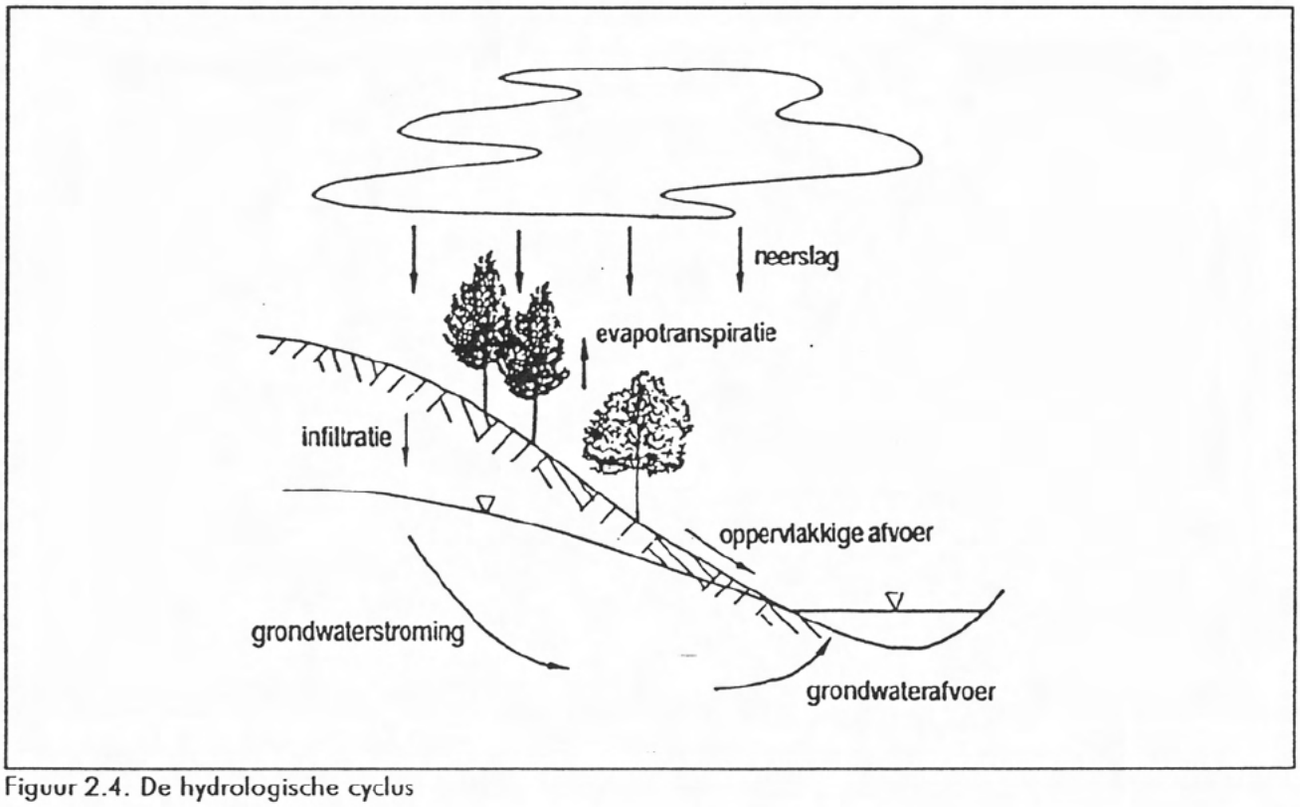
Wat het optimaal aandeel bos in een landschap dient te zijn is vanuit landschappelijke en esthetische overwegingen moeilijk te beantwoorden. Ammer (1977) kwam tot de conclusie dat het aandeel bos voor het aspect recreatie en stadsplanning 30 à 80 % dient te bedragen. De optimale waarden schommelden tussen 50 en 60 %. Een landschap met een bosindex lager dan 30 % werd als vervelend ervaren, een bosindex hoger dan 80 % gaf een te bedrukte indruk. Andere auteurs vermelden iets lagere optimum waarden, nl. 40 à 50 % beboste oppervlakte (Kiemstedt, 1967; Dürk, 1965; Turovsky, 1972; o.c. Ammer, 1977).

Op microschaal draagt de aanleg van bos bij tot het afschermen van visuele verstoringen. Dit kan rondom industriegebieden, langsheen autosnelwegen en rondom woongebieden. Op wettelijk vlak bestaat de regeling voor bufferzones zoals vermeld in art. 7 en art. 14 van het K.B. van 28 december 1972 betreffende de inrichting en de toepassing van de ontwerp-gewestplannen en gewestplannen.

2.1.5 DE FYSISCHE WERKING OP DE OMGEVING

2.1.5.1 De invloed van het bos op de waterhuishouding

Het water beschikbaar voor alle dierlijke en plantaardige leven komt voort van de uitgestrekte wateroppervlakten : oceanen, zeeën, meren, waterlopen. Daarvan is echter slechts 0,5 % zoet water. Hiervan is minder dan 25 % is grond- en oppervlaktewater. Het overig zoet water zit opgeslagen in de ijskappen. Onder invloed van de zonnestraling verdampt dit water gedeeltelijk en komt terecht in de atmosfeer. Bij temperatuurdaling, contact met koudere lichamen en/of verzadiging van de atmosfeer condenseert de waterdamp tot neerslag : nevel, mist, dauw, regen, sneeuw, hagel, rijp (figuur 2.4.)

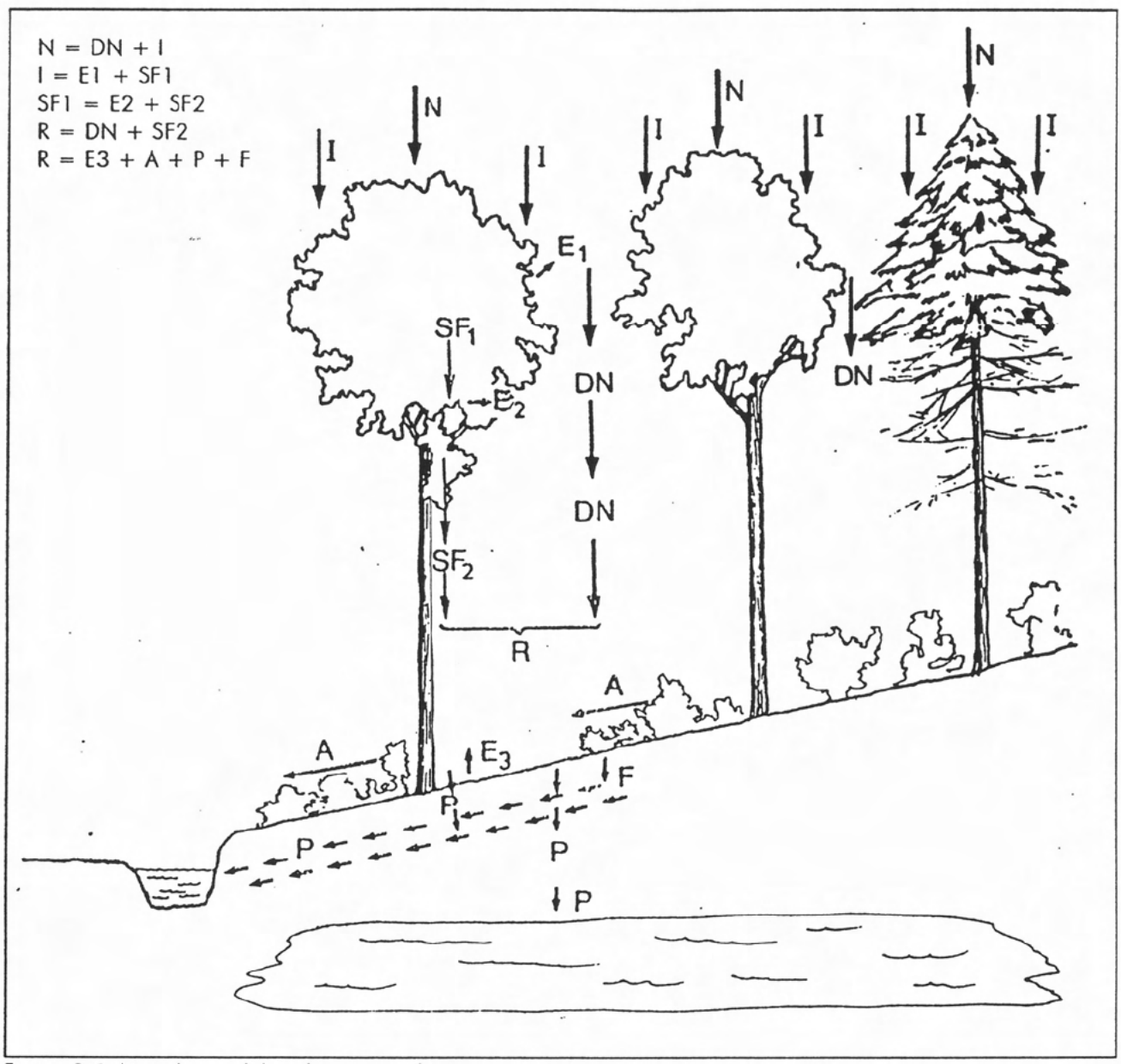


Figuur 2.4. De hydrologische cyclus

De totale neerslag (N) die op het bos terecht komt wordt verdeeld in twee fracties (figuur 2.5); de directe neerslag (DN) valt rechtstreeks op de bodem, de rest wordt geïntercepteerd door de boomkronen (I). Deze interceptie is belangrijker in de zomer dan in de winter, bij toenemende dichtsluiting van het bestand, naarmate de regendruppels kleiner zijn en naarmate de neerslagsnelheid vermindert. Een gedeelte van de interceptie verdampt (E1), een ander gedeelte vloeit langsheen de stam naar de bodem (SF1 = stemflow). Dit laatste is belangrijker bij boomsoorten met gladde schors (beuk) dan bij soorten met gegroefde schors (eik). Van de stamafvloei verdampt een gedeelte langsheen de stam (E2) zodat de rest (SF2) de bodem bereikt. De receptie (R) die de bodem bereikt bestaat dus uit de rechtstreekse neerslag (DN) en de resterende stamafvloei (SF2).

De receptie R wordt verder opgesplitst in vier fracties :

- Een eerste fractie (E3) verdampt vanaf de bodem.
- Een tweede fractie (A) vloeit langsheen de oppervlakte naar een vrij wateroppervlak. De hoeveelheid stijgt naarmate de bodem meer helt, minder doordringbaar is en naarmate er minder bodemvegetatie voorkomt. De directe gevolgen van de afvloei zijn de export uit het ecosysteem van mineralen en bodempartikels en het optreden van erosie.
- Een derde fractie bestaat uit het percolatiewater (P) dat langzaam in de bodem dringt en afvloeit naar oppervlakte- of onderaardse bekkens.
- Een vierde fractie bestaat uit het infiltratiewater (F) dat langzaam in de bodem dringt en voorlopig wordt vastgelegd aan het adsorptiecomplex waar het ter beschikking komt van de plantewortels. Het verlaat het systeem door transpiratie.



Figuur 2.5. Neerslagverdeling boven een bos.

Het is vooral de F fractie die belangrijk is voor de aanvulling van de ondergrondse waterreserve. Het bos is hierin des te belangrijker omdat bomen een relatief lage transpiratiecoëfficient hebben (tabel 1).

Tabel 2.4: Transpiratiecoëfficient van enkele plantengroepen.

Loofbomen		Naaldbomen		C3 planten		C4 planten	
Eik	240	Pijn	300	Rijst	680	Maïs	370
Berk	320	Lork	260	Graan	540		
Beuk	170	Spar	230	Aardappel	640		
		Douglas	170				

Bron: Larcher, 1973.

Duvigneaud (1984) berekende dat voor een bos ongeveer 83 % van de neerslag in de bodem terecht komt waarvan uiteindelijk 47 % in oppervlaktewateren en in de ondergrondse reserve terecht komt. Bij Beuk was dit laatste 53 % (Ellenberg, 1978). Burger constateerde na 15 jaar onderzoek in Zwitserland een verschil van 12% in waterafvloei tussen velden (62% afvloei) en bossen (50% afvloei). Bossen zijn dan ook belangrijk voor de regeling van de stroomdebieten van rivieren omdat de infiltratiegraden gemiddeld hoger liggen dan onder akker of weide.

2.1.5.2 De invloed van het bos op de lucht

Zuivere lucht bestaat uit 78,09 % stikstof, 20,94 % zuurstof, 0,93 % argon, 0,03 % CO_2 en 0,01 % andere gassen. Bij de assimilatie door de groene plantedelen grijpt volgende reactie plaats :

$$6\ CO_2 + 6\ H_2O \ <-=-> \ 1\ C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2 + 673\ cal.$$

Zo produceert een hectare graan 10 ton O_2 en neemt 14 ton CO_2 op. Een loofbos uit de gematigde streken produceert gemiddeld 16 ton O_2 en neemt 22 ton CO_2 op, telkens over een periode van 4 maanden (Duvigneaud, 1984). Uiteraard is deze zuurstofproduktie slechts schijnbaar omdat naast fotosynthesereacties ook ademhalingsreacties optreden. Er is enkel sprake van een zuurstofoverschot wanneer het opgenomen CO_2 tijdelijk wordt geïmmobiliseerd. Bossen immobiliseren het CO_2 hierbij telkens voor een periode van verschillende decennia, in tegenstelling tot landbouwgewassen waarbij de immobilisatie hoogstens een paar jaar duurt.

De boslucht heeft een aantal typische kenmerken : hij is zeer stofarm, behalve in de bloeitijd, hij vertoont sporen van etherische oliën, gasvormige luchtvervuiling ontbreekt grotendeels en de biocide werking is zeer hoog, het bacteriëngehalte is dan ook zeer laag. Vooral stof, aerosolen en radioactieve verontreiniging wordt gefilterd. Het filtervermogen voor gasvormige verontreinigingen is evenwel beperkt.

De filterwerking is te herleiden tot vier groepen van effecten (Keller) :

1. De afwezigheid van emissiebronnen heeft een lage stof- en gasconcentratie tot gevolg.
2. Takken en bladeren vangen stofpartikels op en absorberen gasvormige pollutievormen.
3. De stofsedimentatie wordt verhoogd door een afname van de windsnelheid.
4. De turbulentie verhoogt door de ruwheid van het bosscherm, met als gevolg een verdunning van de pollutie (menging zuivere en onzuivere lucht) en een verhoogde stofsedimentatie aan de loef- en lijzijde en in de bestandsopeningen.

Dit laatste wijst op potentiële gevaren bij het recreatief gebruik van open plaatsen in het bos en de omgeving van windschermen (bijvoorbeeld nabij autowegen).

2.1.5.3 De invloed van het bos op de bodem

De diepe worteling van de bomen, de associaties met specifieke organismen in de vegetatie maar ook in de strooisellaag geven een specifieke effect op de bodemgenese.
Doorheen de geschiedenis zijn bossen vaak teruggedrongen op de armste gronden waar er tekort is aan voedingselementen zoals fosfor (cfr. Kempen). Het gebruik van voedingsmiddelen uit dieper gelegen lagen van de bodem is typisch voor bosecosystemen en laat de ontwikkeling op relatief arme en of gepodzoliseerde gronden toe.

Een overzicht van de karakteristieken van de bosbodem wordt gegeven door De Las Salas (1987) :

- De **fysische karakteristieken** van de bodem die de fysionomie en de structuur van de vegetatie meest beïnvloeden zijn de porositeit , drainage, textuur, diepte en permeabiliteit (gehalte aan lucht en water).

- **De biologische samenstelling** van de bodem is zeer belangrijk voor de afbraakprocessen van het organisch materiaal en de onderlinge relaties. De voornaamste bodemorganismen zijn organismen die stikstofrijke elementen transformeren, de metaaloxiderende organismen, de N2 fixeerders, de predatoren, de verteerders , de fytoparasieten en de vermengers van het organisch afval.

- **Mycorrhiza** zijn een zeer belangrijk element in het vastleggen, absorberen en transporteren van de voedingsstoffen in het wortelsysteem, zowel bij aanplantingen als bij primaire bossen, vooral op arme en zure gronden.

- Voor de **scheikundige samenstelling** van de bodem is niet alleen de concentratie van scheikundige elementen belangrijk maar ook de wijze waarop de elementen vastgelegd zijn. In een ongestoord bosecosysteem en in een goed beheerd bos gaan zeer weinig biogene elementen verloren. De wortels ontsluiten de bodem op grote diepte. De menging van boomsoorten, grassen en struiken werkt ontsluiting op verschillende niveaus in de hand. De pedofauna bevordert bodemontsluiting en humusvorming. Hierdoor kan een bos zich op vrij onvruchtbare gronden ontwikkelen.

a) Het organisch materiaal in de bodem

De belangrijkste factoren die de vertering van de strooisellaag beïnvloeden zijn temperatuur, vochtigheid, pH, aanwezige voedingselementen, mineralensamensteling van de bladeren,... Biotische humificatie is belangrijker dan abiotische humificatie. Een licht alkalisch milieu bevordert biotische humificatie.

Organisch materiaal heeft zowel op de fysische als chemische kenmerken van de bodem positieve effecten (Fassbender, 1975) :

- vorming van aggregaten
- verhoging van de wateropslagkapaciteit
- verhoging van de kationenuitwisselingskapaciteit

- verhoging van de anionenuitwisseling, vooral van fosfaten en sulfaten
- verhoogde beschikbaarheid van N, P en S door de mineralisatieprocessen
- regeling van de bodempH door het verhogen van de bufferkapaciteit
- vorming van complexen met micronutriënten waardoor deze minder vlug uitlogen

De strooisellaag werkt isolerend t.o.v. temperatuurextrema en uitdroging, biedt bescherming tegen erosie en verhoogt het infiltratievermogen van de bodem. De mineralisatie van humus is belangrijk voor de produktiviteit van de bodem door het beschikbaar komen van N en P (Chijoke, 1980).

Er worden drie humustypen onderscheiden : mor, moder en mull.

Mull wordt als zachte humus getypeerd. Er treedt een vlugge en volledige vertering op binnen het jaar. De humus wordt door regenwormen in de bodem gemengd tot 15 à 30 cm diepte. De pH is hoger dan 6. In Vlaanderen komt dit humustype voor onder populier, es, wilg en esdoorn, voornamelijk op de rijke valleigronden.

Moder vormt zich op minder vruchtbare en iets zuurdere en drogere bodems. De vertering verloopt trager (2 tot 5 jaar). De humus wordt tot op een diepte van 5 tot 15 cm gemengd, de pH is 4.5 tot 5.5. Dit humustype komt voor onder den, beuk en eik.

Mor vormt zich op de zure, arme of droge gronden. De vertering neemt 5 tot 10 jaar in beslag waarbij zich een laag ruwe humus ophoopt van 2 tot 5 cm. Morhumus komt voornamelijk voor onder naaldbos.

b) effecten van ontbossing

Na een ontbossing begint een versneld proces van afbraak van de strooisellaag, onder andere door microörganismen en directe invloed van regen en zon. Een belangrijke hoeveelheid nutriënten gaat verloren door uitloging of immobilisatie. De structuur van de bodem verandert en dus de infiltratiekapaciteit, de waterhuishouding en de aëratie.

2.1.6 HET BOS ALS SCHERM OF BUFFER

In dit hoofdstuk wordt de term "scherm" gebruikt als het bos zelf geen negatieve invloed ondergaat van het verschijnsel waartegen het beschermt (geluid) of indien het een natuurlijk verschijnsel betreft (wind). Als het een verschijnsel betreft waar het bos zelf gevoelig aan is of vermoed wordt dat het gevoelig zal zijn, zij het op middellange of lange termijn wordt de term "buffer" gebruikt.

2.1.6.1 Het bos als buffer voor de watervoorziening

Vlaanderen lijdt net als de rest van de EG aan een dalende grondwaterreserve (figuur 2.6) terwijl tegelijk de kwaliteit van het grondwater daalt (RIVM, RIZA, 1991). De belangrijkste problemen zijn vervuiling van het grondwater door pesticiden en nitraten, vervuiling afkomstig van industrie en woongebieden en vervuiling van illegale of slecht gelokaliseerde storten.

Figuur 2.6. Overgebruik van grondwater

