

Advies betreffende de ecologische effecten van een bijkomende oogst van exploitatieresten (kroonhout, stobben) bij bosexploitatie

Nummer:	INBO.A.2011.69
Datum advisering:	29 juni 2012
Auteurs:	Kris Vandekerkhove, Luc De Keersmaeker & Beatrijs Van der Aa
Contact:	Lon Lommaert (lon.lommaert@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	e-mail op datum van 30 juni 2010
Geadresseerden:	Agentschap voor Natuur en Bos T.a.v. Martine Waterinckx Centrale diensten Koning Albert II-laan 20 bus 8 1000 Brussel martine.waterinckx@lne.vlaanderen.be
Cc:	Agentschap voor Natuur en Bos Vincent Kint (vincent.kint@lne.vlaanderen.be)

AANLEIDING

Bij de exploitatie van zaaghoutloten in Vlaanderen is het gebruikelijk dat, na exploitatie van de stammen, ook een deel van het kruinhout als brandhout wordt verwijderd. Een belangrijk deel van het kroonhout (fijne takken) en de stobben blijven echter ter plaatse.

Door de stijgende vraag naar houtige biomassa voor de productie van groene energie (groene stroom, pellets) is er ook een toegenomen interesse voor deze exploitatieresten. Mogelijk zou er ook een stijgende vraag kunnen komen naar strooisel, voor gebruik als substraat in de sierplantenteelt, of voor vergisting.

Het Agentschap voor Natuur en Bos wenst zich te informeren over de effecten van een eventuele verhoogde afvoer van biomassa (vooral exploitatieresten) uit bossen, in functie van het al dan niet vergunnen van dergelijke aanvragen en aangepaste exploitatievoorwaarden voor de eigen bossen.

VRAAGSTELLING

1. Wat zijn de kwantitatieve effecten van verschillende opties rond het ruimen van exploitatieresten?

Wat is het effect van bijkomend weghalen van fijn takhout (en stobben) of anderzijds van het verhogen van de minimumdiameter voor achterlaten van kroonresten vastgelegd in exploitatievoorwaarden, op de te verwachten gemiddelde hoeveelheid dood hout in het bos?

2. Wat zijn de ecologische gevolgen van deze bijkomende exploitatievormen?
 - In hoeverre beïnvloedt deze (bijkomende) exploitatie de abiotiek van het bosecosysteem (nutriëntenbalans)?
 - Wat zijn eventuele effecten op fauna en flora?
3. Kunnen er hierrond richtlijnen opgesteld worden, afhankelijk van het gewenste bostype en de aanwezige abiotiek?

TOELICHTING

Globaal kunnen we stellen dat de effecten van het weghalen van biomassa zich op verschillende vlakken situeren (o.a. Wiesenthal et al., 2006).

Directe effecten ten gevolge van het wegnemen van kroonhout, stobben en strooisel:

- Effecten op de bodemvruchtbaarheid: er worden meer nutriënten afgevoerd. In vele gevallen is dit ongunstig, maar bijkomende export van N en P kan positieve effecten hebben in aangerijkte situaties
- Effecten op de biodiversiteit:
 - o geschikt habitat en schuilmogelijkheid voor uiteenlopende soorten verdwijnt
 - o eventuele positieve effecten: minder verruiging van de kruidlaag, meer kansen voor soorten van schrale of minerale bodem

Indirecte effecten:

Bijkomende exploitatie kan zorgen voor ongewenste neveneffecten zoals extra bodemverdichting, wat op zijn beurt weer invloed heeft op fauna en flora. Het verwijderen van stobben kan voor verregaande bodemverstoring zorgen.

Om het kwantitatief effect van bijkomende afvoer in te schatten kunnen een aantal berekeningen worden gemaakt op basis van de line-intersectmetingen in de Vlaamse bosinventarisproefvlakken en het bosreservaatsdeel Kersselaerspleyn (Zoniënwoud).

Om de effecten (direct en indirect) op bodem, biodiversiteit etc... in te schatten is in onderstaand advies vooral teruggegrepen naar bestaande literatuur, waarvan de resultaten zijn vertaald naar de Vlaamse situatie.

1 Definities en voorafgaandelijke opmerking

In de Engelstalige literatuur worden volgende termen vaak gebruikt, al zijn ze niet altijd duidelijk of eenduidig gedefinieerd.

- 'Bole' : stamstuk dat wordt geëxploiteerd
- 'Coarse woody debris' (CWD) : dik dood hout, meestal dikker dan 20 cm diameter, maar afhankelijk van de auteur ook soms hogere of lagere ondergrens (soms dikker dan 40 of anderzijds tot 10 cm)
- 'Fine woody debris' (FWD) : fijn dood hout
- 'stumps' : stobben die in het bos achterblijven bij exploitatie
- 'snags' : staand dood hout
- 'retention trees' : bomen die gespaard worden bij exploitatie : deze kunnen bestaan uit 'snags' maar ook uit levende (habitat)bomen : green tree retention
- 'litter' : strooisellaag

Bij bosexploitatie wordt steeds het stamstuk (bole) geoogst. Alle andere componenten kunnen geheel of gedeeltelijk achtergelaten worden.

Om het effect van een verhoogde oogst na te gaan moet in principe voor elk van deze componenten de analyse gemaakt worden wat ze bijdraagt aan nutriëntenbalans en CO₂-opslag en wat haar betekenis is voor biodiversiteit.

In de meeste landen waar uitgestrekte bossen aanwezig zijn, en de eventuele consumenten van brandhout vrij ver van het bos afwonen, wordt in regel enkel het stamhout geoogst (boles). Alle takhout (zowel fijn takhout als zwaar takhout), en ook de stobben blijven in het bos achter. Dit is onder andere het geval bij grootschalige bosexploitaties in Scandinavië, Canada en de Verenigde Staten.

Het gaat hier vaak om zeer grote volumes die achterblijven: bovengrondse volumes van exploitatieresten van 30-50 m³/ha zijn hierbij eerder regel dan uitzondering. Gibb et al (2005) vermelden voor Zweden hoeveelheden dood hout van ruim 22 m³/ha in volgroeide bestanden net voor de exploitatie, en ruim 13 m³/ha op kaalkappen. Dit betreft enkel hout dikker dan 10 cm diameter (CWD). Rekening houdende met het feit dat vooral fijnere kroonresten blijven liggen zal het totaalvolume inclusief FWD na exploitatie eerder rond 20 m³/ha liggen (zie verder). Rudolphi & Gustafsson (2005) schatten de volumes van fijn takhout (exploitatieresten op kaalslagen) op ruim 15 m³/ha.

Jonsell & Hansson (2011) vermelden voor stobbes op kaalkappen alleen al ruim 23 m³/ha bovengronds dood hout (ondergronds inclusief loopt dit op tot meer dan 65 m³).

Heel wat van de bestaande literatuur naar het effect van de oogst van deze 'harvest residues', onderzoekt wat de impact is van het wegnemen van een groot deel van deze exploitatieresten (van 30-50 m³/ha naar ca 5-10 m³/ha). Een intensieve en volledige verwijdering van alle exploitatieresten is hierbij niet aan de orde wegens economisch niet rendabel, of omwille van specifieke voorschriften die opleggen dat een deel (een kwart tot de helft) van deze fractie in het bos moet achterblijven uit ecologische overwegingen.

Nu is het zo dat in dichtbevolkte regio's zoals België en de rest van het Noord-West Europees laagland, niet alleen de stam maar vaak ook het zwaardere kroonhout en dunningshout wordt verkocht en geëxploiteerd, hetzij in aparte brandhoutloten, hetzij onrechtstreeks bij zaaghoutloten, waarbij de exploitant de kruinen zelf verwerkt of doorverkoopt aan een onderaannemer. De exploitant koopt immers de boom in zijn geheel aan en kan desgewenst nog extra inkomsten genereren uit het kroonhout. Door

de stijging van de brandstofprijzen, is exploitatie van kroonhout als brandhout in Vlaanderen eerder de regel dan de uitzondering.

De exploitatievoorwaarden leggen bovendien vaak op dat de kruinen moeten worden opgeruimd. De voorwaarden geven aan tot welke diameter (meestal 5 cm) het kroonhout moet worden verwijderd. Dit is vooral bedoeld om de kapvlakte achteraf gemakkelijker toegankelijk te houden voor heraanplant.

Dit heeft voor gevolg dat na een exploitatie in Vlaanderen in de regel nauwelijks nog 5 m³/ha dood hout achterblijft, enkel bestaande uit stobben en fijne sortimenten (FWD).

Het effect van het verwijderen van dit sortiment is dus duidelijk verschillend van wat in de meeste literatuur wordt beschreven en die grootschalige exploitaties (Scandinavië, Canada, Verenigde Staten) beschrijft : onze uitgangssituatie vertoont dus meer gelijkenissen met het eindbeeld na biomassa-oogst in de afgelegen bossen waar de meeste literatuur van afkomstig is. De resultaten van deze studies kunnen dus niet zomaar doorvertaald worden naar de Vlaamse situatie (o.a. Riffell et al., 2011).

2 Kwantitatieve aspecten : over welk volume(aandeel) hebben we het hier ?

Om een correct idee te krijgen van de mogelijke impact van de verwijdering van het fijne kroonhout en eventueel zelfs de stobben, is het nuttig zich een beeld te vormen van het volume en het aandeel in de totale hoeveelheid dood hout waar dit mee overeenkomt.

2.1 Welk volume-aandeel hebben de verschillende diameterfracties in de liggende doodhoutfractie van een gemiddeld bos?

2.1.1 Diameterfracties van het liggend dood hout uit de Vlaamse bosinventaris

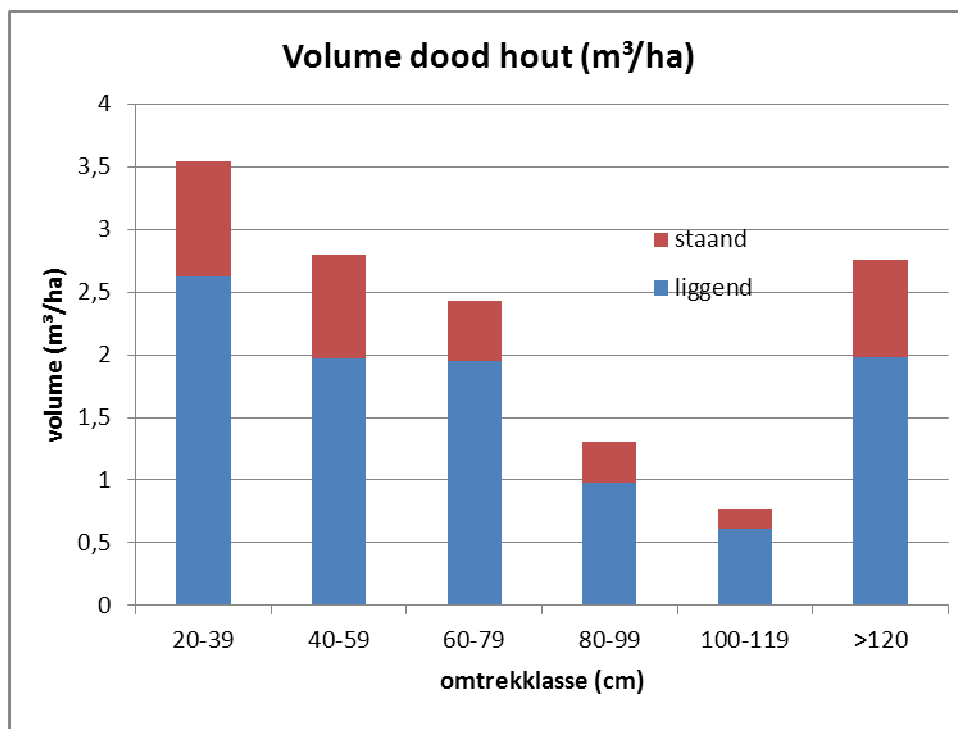
Om een inschatting te maken van de gemiddelde hoeveelheid liggend dood hout in de Vlaamse bossen, en het aandeel van de verschillende sortimenten kan gebruik gemaakt worden van de volumeschattingen per omtreksortiment die kunnen worden berekend uit de reeds beschikbare gegevens van de tweede Vlaamse bosinventaris.

Hierbij wordt de hoeveelheid liggend dood hout bepaald aan de hand van line-intersect-metingen. Een verwerking van de tussentijdse resultaten voor ruim 500 proefvlakken wordt hieronder weergegeven (fig 1).

Uit deze gegevens blijkt dat bijna de helft van alle dood houtvolume dat in de Vlaamse bossen wordt aangetroffen bestaat uit sortimenten met een omtrek tussen 20 en 60 cm, dus een diameter van ca. 6,5 tot 19 cm. Dat geldt zowel voor de staande als liggende fractie.

De minimum-omtrek voor registratie bij de bosinventaris bedraagt echter 20 cm omtrek (6,36 cm diameter). We beschikken niet over gegevens die ook toelaten om het volume in te schatten van het kleinste sortiment (< 20 cm).

Rekening houdende met het feit dat dit net het sortiment is dat grotendeels wordt achtergelaten bij de exploitatie (en dat nu in overweging wordt genomen voor verwijdering) is het noodzakelijk om ook dit kleinste sortiment te kunnen inschatten. Hiervoor moeten we noodgedwongen gebruik maken van extrapolaties vertrekkende van bestaande data in het buitenland en bij ons.



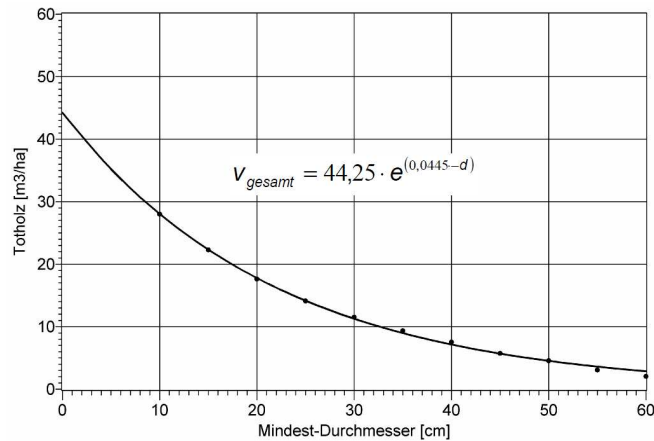
FIGUUR 1 : GRAFISCHE VOORSTELLING VAN HET VOLUME DOOD HOUT IN VERSCHILLENDE OMTREKKLASSEN OP BASIS VAN DE REEDS BESCHIKBARE RESULTATEN VAN DE VLAAMSE BOSINVENTARIS (502 PROEFVLAKKEN).

TABEL 1 : BEREKENING VAN HET VOLUME DOOD HOUT IN VERSCHILLENDE OMTREKKLASSEN OP BASIS VAN DE REEDS BESCHIKBARE RESULTATEN VAN DE VLAAMSE BOSINVENTARIS (502 PROEFVLAKKEN).

OMTREKKLASSE	20-39	40-59	60-79	80-99	100-119	>120	TOTAAL	(%)
Liggend	2,62	1,97	1,95	0,98	0,61	1,98	10,10	74
Staand	0,92	0,83	0,49	0,33	0,16	0,78	3,50	26
Totaal	3,54	2,80	2,44	1,31	0,77	2,76	13,60	100
(%)	26	21	18	10	6	21	100	

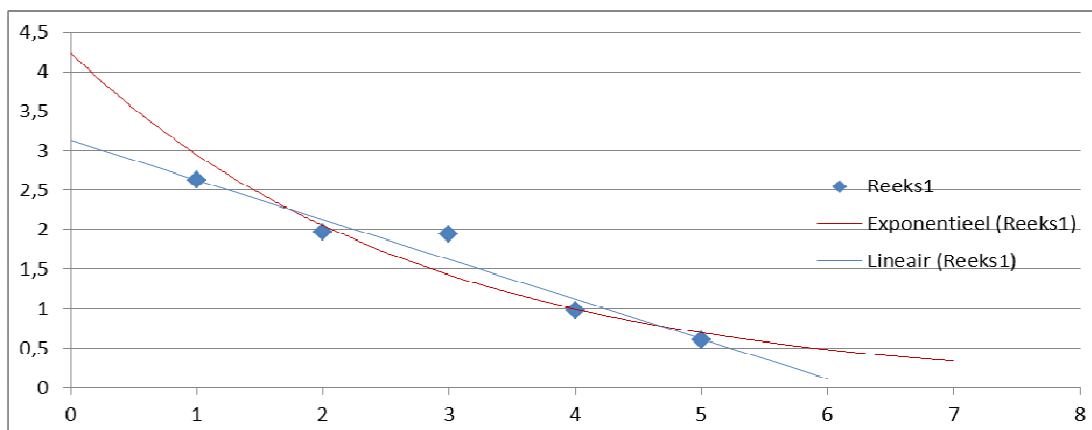
2.1.2 Inschatting van het volume <6,5 cm diameter op basis van extrapolaties

Meyer et al. (2009) maakten een modelmatige inschatting van het totaalvolume aan dood hout op basis van een uitgebreide gegevens set (bosinventaris-dataset voor een aantal Duitse deelstaten), waarbij in klassen van 10 cm diameter, het volume aan dood hout werd berekend (minimumdiameter 10 cm). Daaruit extrapoleerden zij waarden naar de lagere diameterklassen. De totaalvolumes waar zij mee werken liggen duidelijk hoger dan bij ons (naar onze ondergrens van 7 cm vertaald ca 30 m³/ha), dus de fractie onder 7 cm kan hier niet direct in absolute cijfers vertaald worden naar de Vlaamse situatie. Uit de figuur kan echter wel worden afgeleid dat de fractie tussen 0 en 7 cm ongeveer een vierde van het totaalvolume uitmaakt.



FIGUUR 2 : VOLUMESCHATTING VAN DE KLEINSTE SORTIMENTEN OP BASIS VAN EEN EXTRAPOLATIE VAN DE GEVONDEN VOLUMEWAARDEN IN DE CATEGORIEËN 10-20 CM, ENZ... (BRON : MEYER ET AL., 2009).

Dit percentage vertaald naar de Vlaamse situatie zou betekenen dat deze fractie ongeveer 3-4 m³/ha bedraagt. Dit komt ook overeen met het volume dat we verkrijgen uit een vergelijkbare extrapolatie uit de gegevens van de Vlaamse bosinventaris.



FIGUUR 3 : GELIJKAARDIGE EXTRAPOLATIE-OEFENING OP BASIS VAN DE VLAAMSE GEGEVENS VOOR LIGGEND DOOD HOUT (ZOWEL EXPONENTIEEL ALS LINEAIR) WAT EEN INSCHATTING VAN HET VOLUME IN DE OMTREKKLASSE 0-20 CM GEEFT TUSSEN 3 EN 4 M³/HA (IN DE X-AS : 1= 20-40CM OMTREK, 2=40-60 CM, ETC...)

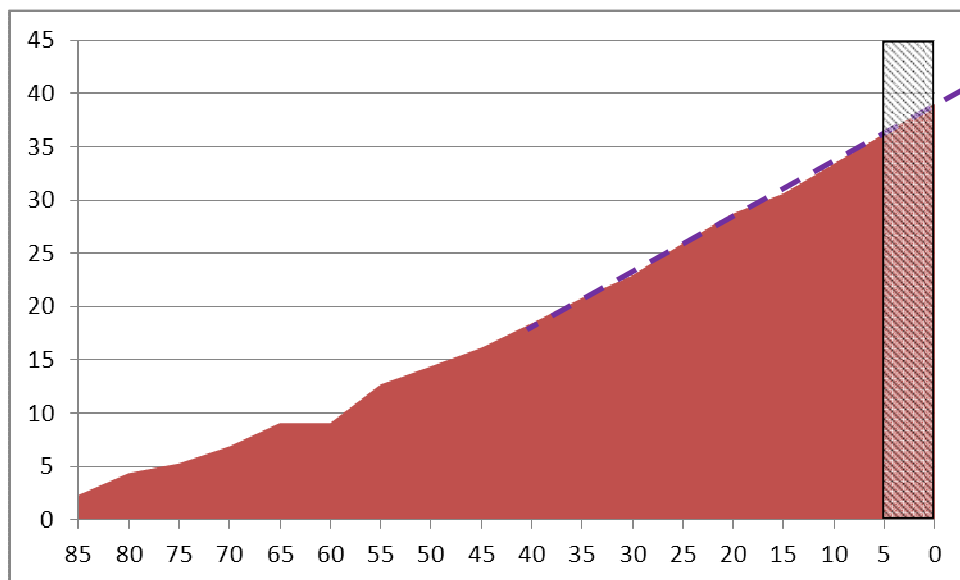
Men kan zich de vraag stellen of deze extrapolatie geen onderschatting geeft van het volume in dit laagste sortiment, aangezien de zwaardere diameterklassen (waar deze extrapolatie op is gebaseerd) bij regulier beheerde bossen veel meer worden verwijderd (de oogst) dan de kleinste klasse (exploitatieresten).

Om dit te ondervangen zijn dus metingen nodig van locaties waar opmeting van liggend dood hout met Line Intersect methode is uitgevoerd, en waar de verhoudingen binnen het liggend dood hout niet vertekend zijn door selectieve verwijdering (oogst) in het liggende hout.

Voor Vlaanderen is dat enkel het geval voor het bosreservatsdeel Kersselaerspleyn in het Zoniënwoud. Daar is alle liggend dood hout vanaf 5 cm diameter opgemeten via Line

Intersect. Het volume dood hout dikker dan 5 cm wordt er geschat op ruim 36 m³/ha, verdeeld over alle voorkomende diameterklassen.

Om een inschatting te maken van het totale volume, dus ook van het sortiment kleiner dan 5 cm is een gelijkaardige extrapolatie gebeurd. Uit onderstaande figuur blijkt dat het cumulatief volume aan dood hout met afnemende diameterklasse opvallend lineair verloopt voor de lagere klassen, onder 40-45 cm. Als we deze trendlijn doortrekken voor de laagste, niet opgemeten klasse (0-5 cm), zou dat overeenkomen met ongeveer 2.8 m³/ha, of ongeveer 7% van het totale volume.



FIGUUR 4 : CUMULATIEF VOLUME AAN LIGGEND DOOD HOUT MET AFNEMENDE DIAMETERKLASSE. DEZE LAAT TOE EEN INSCHATTING TE MAKEN VOOR DE NIET OPGEMETEN KLASSE 0-5 CM,

Breiden we deze klasse uit met de gemeten gegevens vanaf 5 cm en kleiner dan 6,5 cm (=1,15 m³/ha), dan bekomen we een totaalvolume voor een vergelijkbare klasse als in de bosinventaris. Dat volume bedraagt 4 m³/ha.

Dit resultaat komt opvallend goed overeen met de maximumschatting uit de extrapolatie van de bosinventaris. Aangezien dit het sortiment is dat zelden of nooit wordt verwijderd, ook niet in beheerde bossen, mogen we aannemen dat de schatting die het best overeenkomt met beide datasets wellicht een goede inschatting geeft van het werkelijk volume.

We kunnen dus globaal stellen dat het volume van het sortiment kleiner dan 20 cm omtrek zowel in beheerde als onbeheerde bossen rond de 4 m³/ha schommelt.

In langdurig onbeheerde bossen is dit minder dan 10% van het totale volume liggend dood hout. Voor beheerde bossen is dit een niet verwaarloosbaar aandeel op het totale dood hout volume, namelijk 4 m³/ha op een totaal van zowat 14 m³/ha (bijna 30%).

Maken we nu ook nog een paar inschattingen met inbegrip van hogere diameters/omtrekken dan bekomen we voor beheerde bossen de volgende cijfers

Afmeting sortiment <.	Volume (m ³ /ha)	Aandeel (%)
20 cm omtrek / 6,36 cm diameter	4	29
40 cm omtrek / 12,7 cm diameter	6,6	47
60 cm omtrek / 19 cm diameter	8,6	61
80 cm omtrek / 25,5 cm diameter	10,5	75
100 cm omtrek / 31,8 cm diameter	11,5	82
		0
10 cm diameter (31,4 cm omtrek)	5,17	37
20 cm diameter (62,8 cm omtrek)	8,8	63
30 cm diameter (94,2 cm omtrek)	11,2	80

In diameter uitgedrukt: het totaalvolume liggend dood hout met een diameter kleiner dan 10 cm maakt dus meer dan een derde uit van het totaal volume liggend dood hout in beheerde bossen; voor 20 cm is dat al bijna 2/3 en 30 cm is dat 80%. Ter vergelijking: voor het bosreservaatsdeel Kersselaerspleyn zijn deze aandelen respectievelijk 14%, 26% en 41%.

Een studie van Nordén et al (2004a) in 25 zuid-Zweedse halfnatuurlijke eikenbossen toonde aan dat de fractie tussen 1 en 10 cm bijna de helft van het totaalvolume uitmaakte (12,2 m³/ha op een totaal van gemiddeld 26,5 m³/ha). Het volume-aandeel van deze fijnere fractie is dus zeer belangrijk, zeker in beheerde bossen, zelfs indien die al een vrij hoog doodhoutvolume kennen (zoals het Zweedse voorbeeld aantoont).

2.1.3 Houtvolume in de stobben, zowel boven- als ondergronds

Het volume aan dood hout dat zich in stobben bevindt is eveneens niet verwaarloosbaar, maar wordt slechts zelden gekwantificeerd. In de studie van Meyer et al (2009) worden gegevens geciteerd uit de bundeswaldinventur die dit volume schatten op ongeveer 2 m³/ha (enkel bovengronds gedeelte).

Het ondergrondse gedeelte is echter aanzienlijk groter en daar bestaan geen gemiddelde cijfers voor. Het aandeel van grove wortels bedraagt echter ongeveer 20% van de bovengrondse biomassa van bomen (zie figuur 8 in onderdeel 3.1.3). Dit komt ook overeen met de berekeningen van Dieter & Elsasser (2002) voor Duitsland. Voor een gemiddeld Vlaams bosbestand betekent dit dus zowat 40-50 m³/ha. Dit komt ook overeen met de inschattingen die gemaakt worden voor Zweden (Hofsten 2006 in Jonsell & Hansson, 2011).

2.2 Eindconclusie : 'oogstbaar' volume en impact op het doodhoutvolume van het bosbestand

Uit voorgaande blijkt dat het gemiddeld volume fijn takhout ongeveer 4 m³/ha bedraagt, als we rekenen vanaf ca 10 cm diameter is dat nog wat meer : ruim 5 m³/ha, of meer dan een derde van het gemiddelde doodhoutvolume van regulier beheerde bossen in Vlaanderen.

Bij beheerde bossen gebeurt de 'input' van dit volume niet geleidelijk en constant, maar vooral bij de kappingen. Als we de afbraaksnelheid ongeveer gelijk stellen met de omlooptijd (volledig afgebroken na ca 6-8 jaar), en deze afbraak een geleidelijk lineair proces is, zeker bij het kleinhout (bevestigd door onderzoek van Meyer et al, 2009), dan kunnen we vereenvoudigd stellen dat bij een gemiddelde exploitatie in Vlaanderen

ongeveer 10 m³/ha kroonresten geproduceerd worden, die in aanmerking kunnen komen voor bijkomende oogst.

Het 'beschikbare' volume in stobben is nog groter. Als we er van uit gaan dat bij de oogst zowat de helft van de ondergrondse biomassa wordt geoogst gaat het hier dus gemiddeld om 20-25 m³/ha bij kaalslag. Bij een dunning waar ca 50 m³/ha wordt geoogst is dat slechts een 5-tal m³/ha.

We kunnen concluderen dat het volume aan 'exploitatie-resten' dat in aanmerking komt voor verwijdering in functie van energieproductie een niet onbelangrijk aandeel inneemt in het totale doodhoutvolume van een gemiddeld bosbestand : fijn kroonhout en exploiteerbare stobben samen maken ruim drie kwart van het doodhoutvolume uit.

De ecologische impact is, puur kwantitatief, al zeer belangrijk. De ecologische implicaties naar bodem en biodiversiteit worden hierna behandeld.

Dit volume, dat achterblijft na een reguliere exploitatie in Vlaanderen, is naar economische maatstaven beperkt en binnen de huidige economische context wellicht niet rendabel. De studie van Suadicani & Talbot (2010) toonde aan dat oogst van kroonresten enkel economisch rendabel was in het geval het volledige kroonhout (geschat op 15 m³/ha) wordt benut voor biomassaproductie.

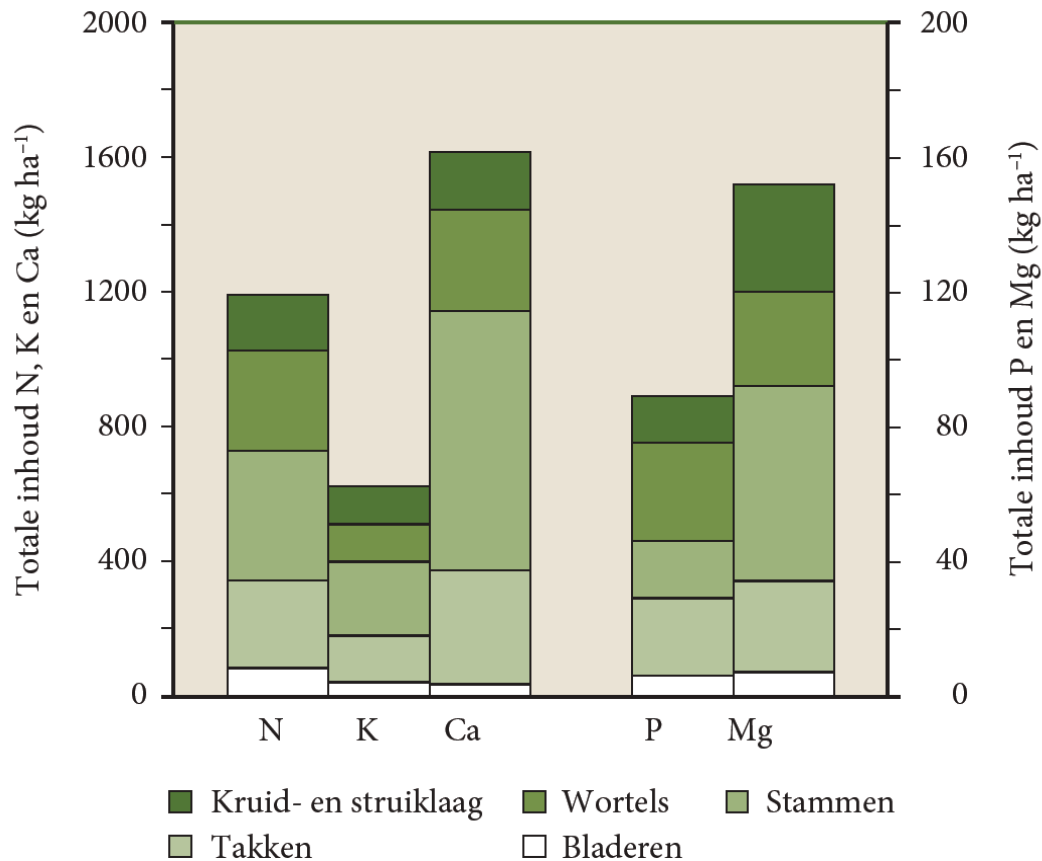
Indien eerst een deel van het zwaardere kroonhout voor brandhout wordt afgevoerd, en enkel het fijnere materiaal ter plekke blijft (ca 8 m³/ha) bleek de beschikbare hoeveelheid onvoldoende om nog economisch rendabel te zijn. Deze situatie is sterk vergelijkbaar met de toestand qua exploitatie-resten in de meeste van de Vlaamse bosbestanden.

3 Directe effecten

3.1 Abiotiek

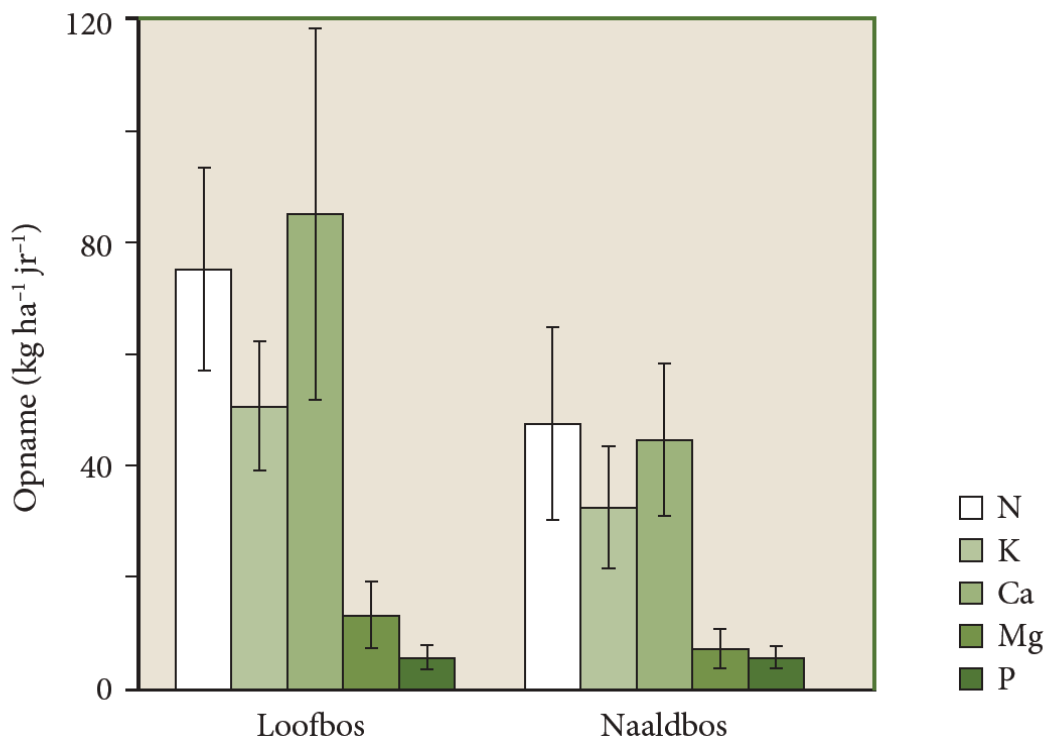
3.1.1 Verdeling van nutriënten in boscsystemen

In gematigde streken nemen loofbomen aanzienlijk meer N, K, Ca en Mg op dan naaldbomen (Figuur 5; Bron : De Schrijver et al, 2010), zodat bij exploitatie van loofhout meer nutriënten worden verwijderd dan bij exploitatie van naaldbout.



FIGUUR 5 : TOTALE NUTRIËNTENINHOUD (KG HA⁻¹) EN -VERDELING OVER VIJF BIOMASSACOMPONENTEN IN EEN GEMENGD 115-160-JARIG EIKENBOS OP KALKRIJKE BODEM IN BELGIË (NAAR DUVIGNEAUD & DENAYER-DESMET 1970; DUVIGNEAUD ET AL. 1971).

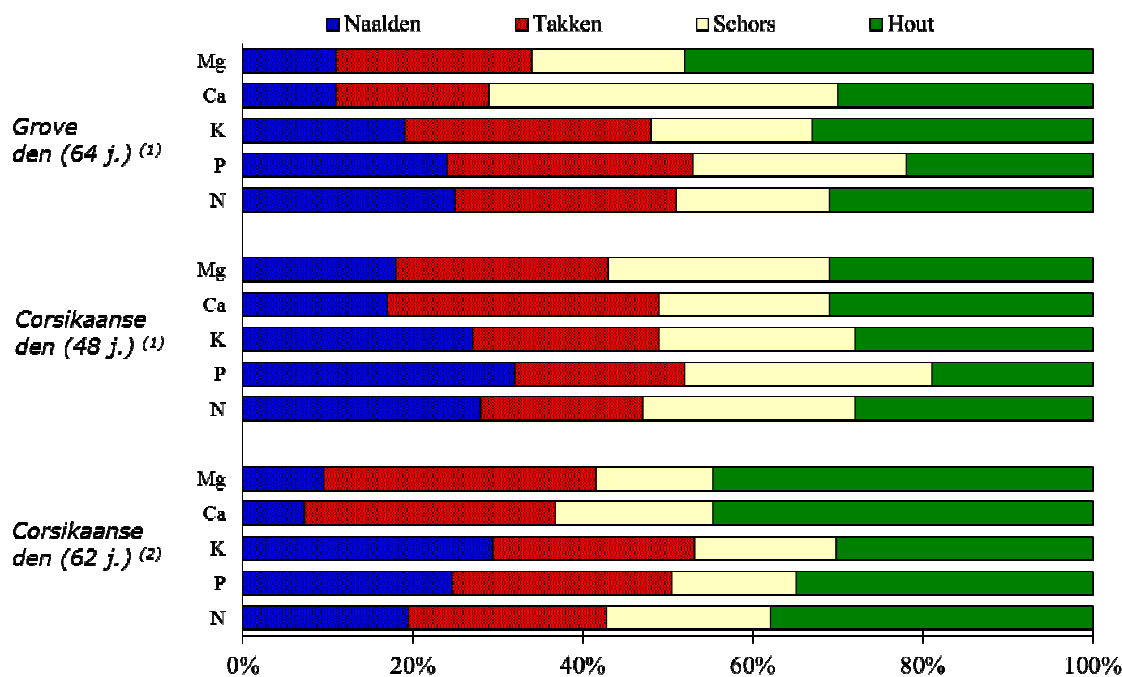
Takken en bladeren of naalden hebben een veel hogere nutriëntenconcentratie dan stamhout (Nisbet et al, 1997). Wanneer ze weggehaald worden bij whole-tree harvest, betekent dit dan ook een veel groter nutriëntenverlies dan bij klassieke exploitatie (Nisbet et al, 1997; Cole & Rapp 1981; Lundborg, 1997). Een synthese van onderzoek naar nutriëntenbudgetten in 27 gematigde bossen toonde aan dat wortels, takken en bladeren of naalden samen 46-77% van de totale nutriëntenvoorraad van bomen omvatten (figuur 7, overgenomen uit De Schrijver et al, 2010). Deze fracties nemen relatief weinig in van de totale Ca voorraad (46%), maar erg veel van de totale P voorraad. Wortels alleen al nemen tussen 21% (Ca) en 38% (P) in van de totale voorraad die zich in bomen bevindt.



FIGUUR 6 : GEMIDDELDE JAARLIJKSE OPNAME (KG HA⁻¹ JR⁻¹) VAN N, K, CA, MG EN P IN GEMATIGD LOOF- EN NAALDBOS. DE FIGUUR IS GEBASEERD OP GEGEVENS VAN 14 GEMATIGDE LOOFBOSSEN EN 13 GEMATIGDE NAALDBOSSEN GERAPPORTEERD DOOR COLE EN RAPP (1981).

Twee studies naar de bovengrondse nutriëntenvoorraden in Grove den en Corsikaanse den geven aan dat takken, schors en naalden meer dan 50% van de bovengrondse voorraden van Ca, K, P en N kunnen bevatten (zie figuur 7). Uit deze studies bleek ook dat in de schors van oudere Grove dennen een accumulatie kan optreden van Ca, zodat 40% van de totale voorraad van de bovengrondse biomassa hierin geconcentreerd is, terwijl slechts 18% van de totale bovengrondse N voorraad in de schors te vinden is (figuur 7). Andere elementen, zoals P, K en Mg accumuleren niet in dezelfde mate in de schors van Grove den. In Corsikaanse dennen in Ravels, werd dergelijke accumulatie ook niet vastgesteld.

De bodem bevat zeer hoge aandelen van nutriënten in de totale voorraad van een bosesysteem. De studie van Duvigneaud & Denayer-DeSmet (1970) in een eikenbos op kalk wees uit dat met uitzondering van K, de bodem tenminste 90% van de totale nutriëntenvoorraad voor haar rekening neemt. Op zure arme bodem, waar strooiselaccumulatie optreedt en de menging met de minerale bodem gering is, zit de grootste nutriëntenvoorraad in de strooisellaag. In de ruwe humus van dergelijke bossen zitten grote hoeveelheden nutriënten geïmmobiliseerd, die na kap door mineralisatie (gedeeltelijk) weer kunnen vrijkomen



FIGUUR 7 : RELATIEVE AANDELEN VAN NAALDEN, TAKKEN SCHORS EN HOUT IN DE BOVENGRONDSE NUTRIËNTENVOORRAAD VAN GROVE DEN EN CORSIKAANSE DEN (1) WRIGHT & WILL 1958 EN (2) NEIRYNCK ET AL. (1998)

3.1.2 Effecten van verhoogde exploitatie op nutriëntenvoorraden

Een onderzoek van Hornbeck & Kropelin (1982) toonde aan dat na een exploitatie in loofhout volgens het total-tree principe, waarbij 96% van de bovengrondse biomassa werd weggehaald, 30% van de totale bovengrondse Ca voorraad en 85% van de totale bovengrondse P voorraad werd verwijderd. Nisbet et al (1997) vermelden dat bij whole-tree harvesting het verlies aan N en P twee tot drie keer de hoeveelheid kan zijn van wat bij traditionele houtoogst wordt afgevoerd. Voor de basische kationen K, Ca, Mg en Na zijn de verliezen 1,5 tot twee keer hoger dan bij traditionele houtoogst. Deze cijfers liggen in de lijn van wat verwacht kon worden op basis van de nutriëntenbudgetten van de diverse componenten, hierboven besproken. Nisbet et al (1997) verwachten dan ook problemen op zure arme gronden en raden whole tree harvesting op verzuringsgevoelige bodems af.

Met uitzondering van S en N, worden macronutriënten in kleine hoeveelheden door depositie in bossen afgezet, die niet volstaan om export door bijkomende oogst te compenseren. Hoge S en N deposities veroorzaken verzuring en vermesting, met verschuivingen in de vegetatie tot gevolg. In bossen op arme bodem kunnen onevenwichten en vitaliteitsproblemen bij bomen ontstaan, door uitspoeling van basische kationen (K, Ca, Mg en Na) en door hogere N beschikbaarheid.

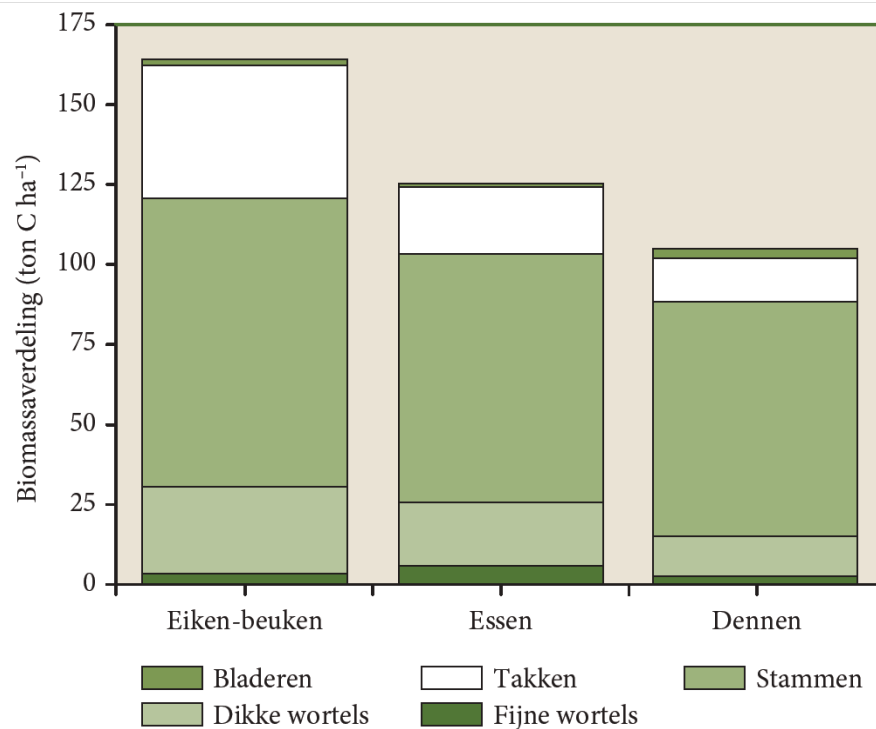
Het verwijderen van tak- en kroonresten kan een maatregel zijn tegen de accumulatie van N als gevolg van deposities. Met whole-tree harvesting zou in Vlaanderen bij benadering 500-1000 kg N per ha kunnen verwijderd worden in de loop van een 80-jarige bedrijfstijd met naalddhout. Door whole-tree harvesting wordt dubbel zoveel N geëxporteerd als door een conventionele exploitatie. Het effect van deze maatregel op het N budget kan vergeleken worden met een vermindering van de stikstofdeposities met

3 tot 6 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ (De Keersmaeker 1998). Door residus van een velling op een grondige wijze af te voeren, worden echter naast N ook andere nutriënten geëxporteerd. Gezien de tekorten aan basische kationen die verzurende deposities veroorzaken, is dit zeer ongunstig. Om deze reden wordt soms de as van geëxporteerde en verbrande biomassa, die rijk is aan basische kationen en P maar arm aan N, opnieuw in het boscysteem ingebracht (Haveraaen 1994). Whole-tree harvesting met compenserende bemesting met as vereist een investering in verbrandingsovens, de uitbouw van een transportsysteem en het opzetten van een boekhouding om een exacte hoeveelheid as opnieuw in het boscysteem te brengen.

Door strooisel te verwijderen kan bij benadering nog eens 500 tot 1.000 kg N per ha geëxporteerd worden in de loop van een bedrijfstijd (De Keersmaeker 1998). Vergeleken met whole-tree harvesting is de export van andere nutriënten (basische kationen, P) minder eenvoudig te compenseren. In tegenstelling tot whole-tree harvesting kunnen deze nutriënten immers niet als N-vrije as terug ingebracht worden, omdat de strooisellaag zeer moeilijk te verbranden is. In Noord-Europa werd vastgesteld dat strooiselverwijdering leidt tot een verminderde productiviteit.

3.1.3 CO₂ opslag en productiviteit

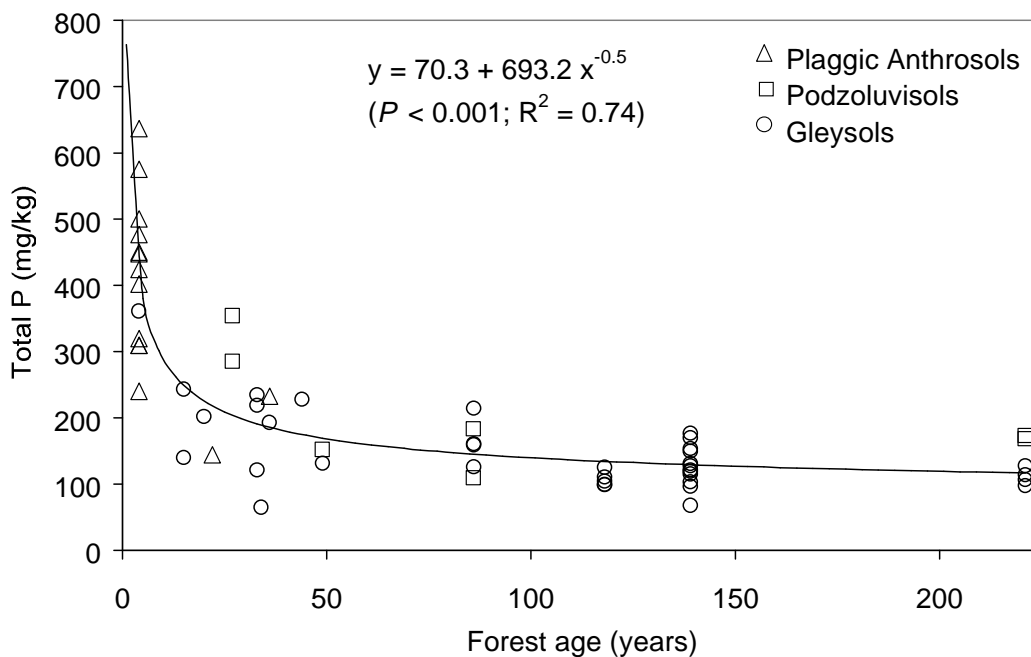
Exploitatieresten bevatten koolstof die normaal gezien op termijn via de omzetting naar humus en CO₂ weer zou vrijkomen. De hoeveelheid koolstof in de takken varieert per boomsoort. Hieronder wordt een grafiek weergegeven met de biomassaverdeling in drie 75-jarige bossen (De Schrijver et al. 2010). Tussen 55% en 70% van de C zit in stammen, de rest in fracties die in gangbare exploitatie niet meegenomen worden. Als ook deze fracties worden weggenomen, daalt de C voorraad van bossen, zowel boven- als ondergronds ineens aanzienlijk.



FIGUUR 8 : KOOLSTOFVERDELING IN DE BIOMASSA VAN DRIE 75 JAAR OUDE BOSBESTANDEN (JANSSENS ET AL. 1998, OVERGENOMEN UIT DE SCHIJVER ET AL. 2010).

Het wegnemen van exploitatieresten kan bovendien leiden tot productieverlies door verlaagde groei (Hacker, 2005), waardoor op termijn de C voorraad van het bosesysteem verder daalt. In het bijzonder bij korte rotaties wordt dit effect groter. Nisbet et al (1997) vermelden dat groeiverliezen werden aangetoond in tweede rotatie Sitka sparren in vergelijking met een systeem waarbij het takhout bleef liggen. Dit productieverlies wordt gedeeltelijk toegeschreven aan een verminderde bodemvruchtbaarheid. Om te bepalen hoeveel exploitatieresten kunnen weggenomen worden op een duurzame wijze, moet ook de volledige balans in rekening gebracht worden van nutriëntenaanlevering door de bodem en atmosferische depositie. Verder wordt het toegelaten aandeel nutriënten dat kan worden weggenomen bepaald worden in functie van de beheerdoelstellingen. Eventueel kan overwogen worden om as van verbrande biomassa terug in het bosesysteem te brengen, om verliezen te compenseren (zie hierboven). In Vlaanderen is ruim de helft van het huidige bosareaal ontstaan op arme zandgronden die voorheen als heide werden beheerd (De Keersmaeker et al. 2005). Whole tree harvesting kan de natuurlijke accumulatie van nutriënten in de deze bosesystemen na het heidegebruik, stopzetten en zelfs omkeren.

Heel wat bossen in Vlaanderen zijn evenwel ontstaan in de loop van de 20^{ste} eeuw, op landbouwgronden die in gebruik waren als akker of bemest grasland. De bodem van dergelijke bossen is in de regel sterk aangerijkt met P en heeft een relatief hoge pH. Dit is vooral het geval voor bossen ontstaan na 1945 (zie bij voorbeeld De Keersmaeker et al. 2004 en figuur 9). Dergelijke recent beboste, bemeste landbouwgronden zijn veel minder gevoelig voor uitputting van de nutriëntenvoorraad en de ecologische waarde van deze sites is doorgaans ook relatief laag, vergeleken met oudere bossen.



FIGUUR 9: TOTALE P VOORRAAD IN DE BOSBODEM, IN RELATIE TOT DE LEEFTIJD VAN HET BOSBESTAND EN DIT VOOR DRIE BODEMTYPES IN MUIZENBOS (DE KEERSMAEKER ET AL. 2004).

3.2 Biodiversiteit

Het verwijderen van kroonhout, of van stobbes en wortels en uitzonderlijke gevallen zelfs van strooisel heeft ingrijpende effecten op diverse taxonomische klassen.

In volgend overzicht, gebaseerd op literatuur, wordt een inschatting gemaakt van deze effecten.

3.2.1 Bosstructuur- en verjonging

Exploitatieresten kunnen op zich reeds een structuurbepalend element zijn in bosbestanden, in het bijzonder in structuurarme bossen met beperkte ondergroei. Zij zorgen voor de nodige schuilmogelijkheid voor heel wat organismen. Dit wordt verderop behandeld (hoofdstuk 3.2.3.3).

Exploitatieresten kunnen ook rechtstreeks de natuurlijke verjonging van bomen beïnvloeden, en zo onrechtstreeks ook de toekomstige bosstructuur. Opgestapelde kroonresten en liggende kronen kunnen een ondoordringbare hindernis vormen voor grote grazers (ree, hert,...) waardoor ze de noodzakelijke 'shelter' bieden aan zaailingen om door te groeien, zeker in bossen met hoge wilddruk of met bosbegrazing. Vooral voor lichtboomsoorten met beperkte verjonging (bijvoorbeeld eik) kunnen deze omstandigheden essentieel zijn om doorgroeivende verjonging mogelijk te maken.

Ook oude vermolmde stobben en zwaarder takhout kunnen belangrijke kiemplaatsen vormen voor heel wat boomzaailingen (o.a. Harmon et al., 2004). Zij bieden immers direct bereikbaar substraat waarin de zaden kunnen kiemen, daar waar de bodem onbereikbaar is door strooiselpakketten of dichte kruidvegetatie.

Het oogsten van stobben en wortels zorgt voor sterke bodemperturbatie waarbij grote oppervlakten kale bodem wordt gegenereerd. Dit kan een geschikt kiembed vormen voor boomzaden. Heel wat onderzoek toonde deze 'geassisteerde' verjonging reeds aan, al is het effect zeer variabel. Zo werd verjonging van grove dennen in Ravels en Gruitrode gestimuleerd door bodembewerking, maar dit effect was groter bij normale dunning dan bij een lichtingskap (De Keersmaeker & Neiryck 1995).

3.2.2 Effecten op vegetatie (vaatplanten – mossen/korstmosses)

Over de effecten van whole tree harvesting op de vegetatie van (oude) loofhoutbossen is geen specifiek onderzoek gekend. Vermoedelijk kan de impact ervan vergeleken worden met het intensieve beheer dat tot in de 19^{de} eeuw in onze streken werd gevoerd en waarbij sprokkelen, wortels uitgraven en strooiselroof courante praktijken waren (zie o.a. Tack et al. 1993; Vandekerkhove et al. 2009a, Vandekerkhove et al. 2011). Door dit middelhout- of hakhoutbeheer en de bijhorende houwverzorging, waren lichtminnende soorten en soorten die kiemen op een minerale bodem en met een ruderaal karakter (vb. heide-achtigen, bepaalde orchideeën) sterker vertegenwoordigd, maar dit ging ook ten koste van soorten van dood hout en meer schaduwtolerante soorten.

Specifiek onderzoek naar whole tree harvesting, weliswaar opnieuw in boreaal bos, toonde aan dat door dit beheer het aandeel van grassen, kruiden en slaapmosses (vb. bronsmos, *Pleurozium schreberi*) kan dalen en dat het aandeel van epigeïsche mosses (vaak topkapselmosses) en korstmosses (vb. *Cladonia* spp.) en heideachtigen zoals blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) kan toenemen (Olsson & Staaf 1995). Dit hangt wellicht ook samen met de gewijzigde N-beschikbaarheid: grassen (vb. bochtige smele en pijpenstro) hebben een hogere N-behoefte dan *Ericaceae* zoals struikheide (Rodenkrichen 1995).

Saana et al. (2011) vonden geen effect van de oogst van stobben op de globale samenstelling van de vegetatie van boreaal bos. Toch mag verwacht worden dat het verwijderen van stobben in Vlaanderen, waardoor meer minerale bodem verschijnt na exploitatie, wel een effect zal hebben. Heideachtigen en dennen kiemen beter op minerale bodem, terwijl grassen, varens, vele typische bosplanten zoals bvb. gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*), witte klaverzuring (*Oxalis acetosella*), drienerfmuur (*Moehringia trinervia*) en loofhoutsoorten beter kiemen op strooisel of op een organisch substraat, bv. dood hout (zie bvb. de Waal et al. 2001).

Zwaar dood hout dat achterblijft na exploitatie (CWD) is een belangrijk substraat voor specifieke mossen en korstmossen. De mosvegetatie van CWD varieert volgens afbraakklasse en de ligging. In mindere mate spelen diameter, boomsoort en schorsbedekking een rol bij de samenstelling van de mosflora. Levermossen prefereren vochtige sites en zijn vaak te vinden aan de basis van liggend dood hout (Botting & DeLong 2009). Volledige kaalslag met verwijdering van exploitatieresten (slash harvest) heeft in boreale bossen vooral een effect op het aantal soorten mossen en levermossen, minder op het aantal soorten hogere planten. Zo toonde de studie van Åström et al. (2005) aan dat ongeveer 1/3 van alle levermossoorten verdween bij verwijdering van exploitatieresten.

Dit was enerzijds te wijten aan verlies van specifiek substraat, maar ook verlies aan overscherming : de exploitatieresten, vooral wanneer ze wat opgestapeld zijn, vertonen een donkerder en vochtiger microklimaat waar bepaalde mossen en korstmossen kunnen overleven, waar dat niet het geval is in de open (droge zon geëxposeerde) kapvlaktes. Daarom wordt aangeraden voldoende residus achter te laten en boomgroepen te laten staan (Åström et al. 2005). Door het specifieke microklimaat hebben de diverse boomfracties (stam, takken, twijgen, top) een specifieke soortensamenstelling inzake epifytische korstmossen. Kroonresten kunnen nog een tijd geschikt zijn voor epifyten, maar ze verdwijnen geleidelijk bij toenemende afbraak (Caruso & Thor 2007). Ook Kruijs & Jonsson (1999) toonden aan dat fijn takhout een belangrijk substraat vormt voor epifytische mossen. Hoe minder zwaar dood hout aanwezig is, hoe belangrijker deze fijnere sortimenten én de stobben worden als 'laatste uitwijkmogelijkheid' voor heel wat epifytische soorten.

3.2.3 Belang van exploitatieresten voor saproxyle fauna en mycoflora

In dit hoofdstuk brengen we een aantal literatuurgegevens bijeen rond het belang voor biodiversiteit van de fijne sortimenten die bij exploitatie achtergelaten worden (FWD). Een deel van de literatuur gaat in op specifieke soortengroepen zoals paddenstoelen (bv. Kruijs and Jonsson 1999, Heilmann-Clausen & Christensen, 2004). Andere behandelen verschillende soortengroepen tegelijk.

Stobben vormen een heel specifieke niche, die meer aansluit bij zwaar staand dood hout. Het belang van stobben voor biodiversiteit wordt daarom steeds apart behandeld.

3.2.3.1 Fijn dood hout als voedselbron voor saproxyle organismen

Heel wat onderzoek rond dood hout toonde het belang aan van zwaar dood hout voor biodiversiteit. De grootte van het doodhoutfragment is vaak positief gerelateerd met het voorkomen van bepaalde soorten (o.a. Harmon et al., 2004; Grove, 2002; Heilmann-Clausen & Christensen, 2004, etc...). Meer dan 50% van de dood hout gerelateerde soorten in Zweden komt vooral voor in hout dikker dan 20 cm diameter, en 15% van de soorten wordt enkel gevonden in hout dikker dan 40 cm (Jonsson et al., 2005).

Dit betekent echter geenszins dat dunner dood hout niet belangrijk zou zijn. Aangezien dit fijne sortiment overal en vrij veel voorkomt, wordt verondersteld dat de soorten die er voorkomen in hun voortbestaan niet bedreigd zijn. Dit maakt dat aan het fijne dood hout

tot nu toe slechts in beperkte mate belang werd gehecht bij biodiversiteitsstudies, en daardoor dit belang ook sterk wordt onderschat (Jonsell, 2008).

Een aantal specifieke studies toont aan dat het fijne hout wel degelijk een groot aantal soorten herbergt (o.a. Harz & Topp 1999, Kappes & Topp 2004, Kruys & Jonsson 1999, Nittérus et al. 2004, Nordén et al. 2004b, Heilmann-Clausen & Christensen, 2004). Een uitgebreide studie van Gedminas et al (2007) op exploitatieresten van fijnspar en gewone den in bossen in Letland leverde meer dan 1000 soorten insecten op, waarbij de orden *Diptera* (51%), *Psocoptera* (24%), *Coleoptera* (22%) and *Hymenoptera* (2%) het meeste aantal soorten vertegenwoordigden. Onder deze meer dan 1000 soorten bevonden zich ook veel zeldzame en rode lijst soorten.

Een deel van de onderwaardering van kleinere sortimenten bij vergelijking met zwaardere sortimenten heeft te maken met de 'sampling' : per eenheid zijn de kleinere stukken inderdaad vaak soortenarmer, maar indien omgerekend naar aantal soorten per volume, of per eenheid van oppervlakte substraat is de soortenrijkdom vaak vergelijkbaar of zelfs hoger. Dit werd aangetoond voor zwammen (Kruys & Jonsson, 1999; Heilmann-Clausen & Christensen, 2004; Nordén et al, 2004b), maar ook voor saproxyle kevers (Schiegg 2001).

Niet alleen het zeer zware dood hout heeft een aantal exclusieve soorten, er zijn ook soorten met een duidelijke voorkeur voor het fijne dood hout. Dahlberg (2003) vond dat zowat 10% van alle saproxyle soorten in Zweden vooral voorkomt op hout van kleiner dan 5 cm diameter.

Wetende dat in intensief beheerde bossen het fijne dode hout het overgrote deel uitmaakt van het aanbod aan dood hout, zal deze fractie voor heel wat soorten misschien een suboptimaal, maar het enig beschikbare habitat vormen ('life-boating' : Jonsell, 2008).

Uit de vele beschikbare studies halen we er een aantal meer in detail aan voor respectievelijk saproxyle kevers en zwammen.

Saproxyle kevers

Bij onderzoek naar saproxyle kevers in exploitatieresten (1-15 cm dik) vonden Jonsell et al (2007) in totaal meer dan 140 soorten, waarvan 22 soorten waren opgenomen op de Zweedse rode lijst. Zij vonden ook dat de soortenrijkdom in het sortiment 4-15 cm het rijkst was, en dat ongeveer een derde van de soorten significant geassocieerd was met zeer dun hout (1-4 cm diameter).

Ook andere studies naar kevers en saproxyle zweefvliegen in Zweden, Finland en Letland kwamen tot gelijkaardige resultaten (o.a. Gedminas et al., 2007; Similä et al., 2002) Ook Ehnström & Axelsson (2002) vonden heel wat keversoorten die exclusief of vooral voorkomen in fijn dood hout, waarvan verschillende waren opgenomen in de Zweedse Rode Lijst.

Ook in Frankrijk werd zeer recent onderzoek gedaan naar kevers in exploitatieresten (Brin et al., 2011; Lassauce et al., 2012).

Brin et al. (2011) onderzochten kroonhout van eik en zeeden, in drie dikteklassen : kleiner dan 5cm, 5-10 en >10 cm. Ook zij stelden een zeer rijke fauna vast in het fijne takhout. Vooral de fractie kleiner dan 5 cm bleek een sterk afwijkende fauna te vertonen. Deze studie bevestigde dus ook het principe dat fijn en zwaar dood hout complementaire levensgemeenschappen herbergen en dus beide zeer relevant zijn voor behoud van keverdiversiteit.

Lassauce et al (2012) onderzochten de kruinresten in 11 gematigde loofbossen in Frankrijk na verschillende vormen van exploitatie : middelhoutkap, hakhout, dunningen in jongwas en boomhout, en eindkappen. Onderzochte boomsoorten waren eik, beuk, haagbeuk en fijnspar, en de diameterklassen waren 2,5-7,5 cm en 7,5-12,5 cm.

Het onderzoek toonde aan dat er geen significant verschil was in soortenrijkdom tussen de twee diameterklassen; de boomsoort was de belangrijkste verklarende factor voor de gevonden diversiteit, samen met het afbraakstadium van het hout (vers vs. licht verteerd). Ook het verschil tussen beschaduwd en zon-geëxposeerd hout speelt een rol. Samen met Ferro et al (2009) stelt zij vast dat zeker voor eik de zon beschenen kroonresten duidelijk andere soorten herbergen dan beschaduwd hout.

Fungi

Onderzoek van Nordén & Paltto (2001) en Nordén et al. (2004b) in eikenbossen in het zuiden van Zweden toonde aan dat fijn dood hout een zeer soortenrijke gemeenschap aan fungi herbergt. Zij onderzochten 'halfnatuurlijke' eikenbossen, met een vrij hoge doodhoutvoorraad van ruim 20 m³/ha. Zowat de helft van dat volume bestond uit FWD van <10cm diameter. Zij vonden in totaal meer dan 400 soorten fungi op het dood hout, waarvan 170 soorten exclusief op fijn dood hout werd gevonden, en 61 soorten exclusief op zwaar dood hout. Als een vergelijking wordt gemaakt van de soortenrijkdom tussen fijn en zwaar dood hout bleek het zwaar dood hout per object geteld duidelijk rijker, maar als de soortendensiteit wordt bepaald per volume is het fijne hout duidelijk soortenrijker. Vooral bij de Ascomyceten (zeer kleine soorten : bekerzwammen) is de voorkeur voor fijn hout zeer uitgesproken : 75% van de saproxyle ascomyceten werd exclusief teruggevonden op fijn dood hout.

Zij concluderen dat beide fracties (fijn en zwaar dood hout) complementair zijn als groeiplaats voor saproxyle fungi, en dat aan beide fracties aandacht moet worden besteed wil men de totale soortenrijkdom aan houtzwammen behouden. Ze veronderstellen ook dat het belang van fijn dood hout in intensief beheerde bossen nog veel groter zal zijn dan wat uit hun onderzoek bleek. Hun proeflocaties waren immers vrij extensief of niet langer beheerde bossen, met relatief veel zwaar dood hout. In intensief beheerde bossen, waar het doodhoutvolume bijna uitsluitend uit fijne sortimenten bestaat zal het belang hiervan dus nog groter zijn.

Heilmann-Clausen & Christensen (2004) deden gelijkaardig onderzoek op saproxyle fungi op beuk en komen tot de algemene conclusie dat voor het behoud van de totale gemeenschap aan saproxyle fungi, het belangrijk is om zowel zware als fijne sortimenten in voldoende hoeveelheid aanwezig te hebben. Het fijne hout kan reeds voor een groot deel van de soorten geschikt habitat vormen, maar voor een aantal meereisende soorten zijn ook grotere sortimenten nodig, en een aantal kernhoutverterende specialisten vereisen zeer zware oude bomen.

3.2.3.2 Oogst van exploitatieresten : potentiële 'ecologische vallen' voor heel wat organismen

De impact van de verwijdering van exploitatieresten kan in bepaalde gevallen nog worden versterkt doordat het als 'trapping wood' fungeert, zeker wanneer het pas een tijd na de exploitatie van de stammen wordt verwijderd (Jonsell, 2008).

Na een exploitatie is er relatief veel fijn dood hout in het bosbestand aanwezig, vaak opvallend meer dan in het gemiddelde bosbestand. Bovendien worden de kruinresten vaak in hopen bijeengeschoven of opgestapeld. Er is aangetoond dat dergelijke stapels heel wat insecten aantrekken (o.a. door verspreiding van geuren), die er hun eieren in komen afzetten. Zeker in bossen met beperkt gemiddeld aanbod aan dood hout is dit effect groot (ecologische val).

Dit werd ook al aangetoond voor stapels met brandhout van eik die nog een tijd in het bos waren blijven liggen (Hedin et al., 2008). Wanneer dit hout wordt afgevoerd wordt een disproportioneel groot aandeel van de saproxyle fauna mee afgevoerd. Dit is een aspect dat vaak wordt vergeten bij impactstudies (Jonsell, 2008).

Dit effect kan worden vermeden door het kruinhout (en dit geldt ook voor brandhout) nog in dezelfde winter als de exploitatie van het bestand, te laten verwijderen.

3.2.3.3 Kruinhout als 'shelter' of habitat voor niet strikt aan dood hout gebonden organismen.

Heel wat organismen gaan exploitatieresten gebruiken als schuilplaats. Zeker wanneer deze opgestapeld zijn, vormen ze vaak moeilijk tot ondoordringbare structuren die bescherming bieden tegen predatoren, maar ook bescherming tegen ongunstige klimaatomstandigheden.

Dit geldt o.a. voor kleine knaagdieren. Verwijdering van takhout leidt tot lagere habitatkwaliteit en kleinere populaties van kleine zoogdieren (Butts and McComb 2000, Carey and Harrington 2001; Maguire 2002, Manning & Edge 2009). Ook voor herpetofauna is dat het geval. De takkenhopen geven hen niet alleen bescherming, maar bieden een koel microklimaat, dat extremen qua temperatuur en luchtvochtigheid buffert (o.a. Harmon et al. 2004, Corn & Bury 1990, Aubry 2000, Butts and McComb 2000; James & M'Closkey 2003, Szaro et al. 1988).

Het belang voor grondbroedende vogels is reeds uitgebreid aangetoond (o.a. Gunarsson et al., 2004; Harmon et al. 2004, ...). In Vlaanderen toonde recent onderzoek nog aan dat takkenhopen heel sterk geprefereerd worden als schuil- en broedplaats voor nachtzwaluw (Evens et al., 2012). Ook als winterschuilplaats zijn deze hopen vaak belangrijk. Vooral knaagdieren en marterachtigen maken er gebruik van.

Voor zogenaamde 'secundaire doodhoutgebruikers' zijn deze hopen eveneens belangrijk : soorten die zich voeden met saproxyle kevers en zwammen of jagen op soorten die hier schuilmogelijkheid zoeken. Zo worden insectenetende vogels en loopkevers vaak in of rond dergelijke takkenhopen teruggevonden (o.a. Nittérus et al., 2007; Harmon et al., 2004). Castro & Wise (2009) toonden dan weer aan dat er significant minder spinnen voorkwamen op plots waar FWD was weggenomen. De diversiteit verschilde niet significant van de andere behandelingen, maar de gemeenschapsopbouw leek dan weer wel te verschillen, waarbij vooral generalisten sterker gaan domineren. Ook Nittérus et al. (2007) kwamen tot gelijkaardige resultaten voor loopkevers : de kapvlaktes mét slash-removal kenden een grotere dichtheid aan loopkevers, maar een duidelijke verschuiving van gespecialiseerde bossoorten naar generalisten.

Tenslotte wordt ook de bodemfauna indirect beïnvloed door de verwijdering van kroonhout. Een studie in Zweden vond een significante afname van de populaties van verschillende bodem-macro-arthropoden, en stelde dat een continue verwijdering van de exploitatieresten kan resulteren in een blijvend effect op de bodemfauna-samenstelling (Bengtsson et al. 1997).

3.2.3.4 Mogelijke positieve effecten van de verwijdering van takhout (en strooisel)

Zoals bij de flora werd aangetoond zijn er ook soorten die baat hebben bij de specifieke abiotiek die voortkomt uit een intensieve verwijdering van organisch materiaal. Dit omvat vaak meer dan enkel het takhout, maar ook kruiden en strooisel.

In jonge bossen (op zandgronden) betreft het vooral soorten die geassocieerd worden met de pioniersvegetaties op de armere zandgronden (soorten van heide, heischrale graslanden en stuifduinen), licht-en warmte minnende insectensoorten die een minder sterke band hebben met bossen. Arnolds (2008) wees in die zin ook op de uitzonderlijke waarde van strooiselarme naaldbossen voor mycorrhizavormende paddenstoelen.

Ook in oud-bosomstandigheden is het soms wenselijk om het takhout te verwijderen, in functie van zeer specifieke omstandigheden en soorten. Het betreft hier soorten die vaak

worden geassocieerd met het vroegere hakhout- en middelhoutbeheer, dat gepaard ging met intensieve houwverzorging (verwijderen van alle takhout, bramen, en soms ook strooisel). Het gaat hier onder andere om mycorrhizavormende paddenstoelen die in donkere bossen met strooiselophoping en braamontwikkeling in de verdrukking komen, en een aantal nectarplanten voor vlinders en zweefvliegen, die door intensieve houwverzorging worden bevorderd en behoed voor overwoekering met bramen.

Op gekende groeiplaatsen van zeldzame mycorrhizapaddenstoelen (en plantensoorten) is het dus aangewezen om geen takkenhopen op te werpen. In die gevallen kan de verwijdering van het takhout een optie zijn. Er kan echter ook voor geopteerd worden om het takhout iets verderop op te stapelen buiten de groeiplaatsen van deze soorten. Hierdoor worden beide ecologische waarden behouden zonder dat ze elkaar uitsluiten. We herinneren aan de vaststellingen van oa. Lassauce et al (2012) dat de zon geëxposeerde kruinresten ook het meest soortenrijk waren, en andere soorten herbergen dan kruinresten in gesloten bosbestanden. Behoud van exploitatieresten (het liefst opgestapeld op lichtrijke plekken) is dus ook aangewezen bij herstel van middelhoutbeheer.

3.2.3.5 Het verwijderen van stobben : Effecten voor saproxyle fauna en flora

Naast het weghalen van takhout wordt ook het oogsten van de stobben en een deel van de ondergrondse wortelstelsels meer en meer toegepast in het kader van biomassa-oogst. Ook deze maatregel heeft een belangrijke invloed op de abiotiek van de bodem en de kwantiteit en kwaliteit van dood hout in het bos.

De effecten op biodiversiteit zijn voor een stuk gelijklopend met deze voor de oogst van kroonresten, maar vertonen tegelijk ook belangrijke verschillen. Daarom wordt dit aspect apart behandeld.

Stobben zijn te beschouwen als zwaar dood hout (CWD) (Jonsell, 2008). Ze bestaan grotendeels uit ondergronds hout. Het bovengrondse gedeelte heeft echter ook een niet te onderschatten aandeel. Zij vormen vaak het belangrijkste of zelfs het enig aanbod aan zwaar bovengronds dood hout in beheerde bosbestanden. Zij vormen dan ook een belangrijk 'erzatz' of 'lifeboat' biotoop voor soorten van zwaar dood hout.

Hjaltén et al. (2010) onderzochten de soortenrijkdom van stobben en vergeleken die met staand en liggend dik dood hout in fijnsparbossen in Zweden. Zij kwamen tot de conclusie dat de stobben evenveel soorten en individuen per volume dood hout bevatten dan in de andere onderzochte objecten. Ook de 'kwaliteit' van de aangetroffen soorten was vergelijkbaar: het aandeel veeleisende en RL-soorten was niet verschillend.

Jonsell & Hansson (2011) deden een gelijkaardig onderzoek op kapvlakten van gemengde bossen van fijnspar, den, berk en trilpopulier, waarbij ze de soortenrijkdom van stobben en liggende stamfragmenten vergeleken. Stukken van gelijk volume werden ingezameld en in incubators uitgekweekt. Ook zij vonden een vergelijkbare soortenrijkdom in de stobben en de liggende stamstukken, wat aantoont dat de conclusies voor fijnspar ook door te trekken zijn naar andere soorten.

Brin (in Bouget, 2011) stelde vast in (intensief beheerde) dennenbossen van ZW-Frankrijk dat 84% van alle saproxyle keversoorten in stobben voorkwam (tegenover 37% in snags en 58% in logs). Ruim een kwart van alle soorten werd enkel in de stobben gevonden.

Het belang van stobben (ook van naaldhout) voor saproxyle zweefvliegensoorten werd ook reeds aangehaald in literatuur en onlangs nog geïllustreerd in een studie in het Maldegemveld. Daar werd door de zweefvliengenspecialisten aangedrongen om bij kapping van naaldhout (oa voor heideherstel) niet alle stobben te verwijderen. Vooral

stobben die vochtig maar zon geëxposeerd zijn, zijn daarbij zeer belangrijk voor deze vaak thermofiele soorten (Martens & Versigghel, 2011).

Ook andere studies toonden reeds aan dat stobben frequent worden gebruikt door saproxyle kevers, parasitaire wespen en houtzwammen (Vasiliauskas et al., 2002; Abrahamsson and Lindbladh, 2006; Hedgren, 2007).

Enkele 'sprekende soorten' die ook bij ons vooral voorkomen op stobben (inclusief het ondergrondse dood hout) zijn o.a. vliegend hert, wortelbokter, en biefstukzwam.

Indirect vormen deze stobben een belangrijke voedselbron voor heel wat insectenetende vogelsoorten: verse stobben vooral voor spechten, oude vermolmde stobben ook voor andere soorten.

4 Indirecte effecten

De belangrijkste indirecte effecten die worden geassocieerd met de oogst van exploitatieresten zijn gerelateerd aan het feit deze een extra 'doorgang' door het bosbestand tot gevolg hebben (Stewart et al., 2011).

Dit leidt in eerste instantie tot extra fysieke verstoring van de aanwezige fauna. Deze is uiteraard heel tijdelijk van aard.

De extra verstoring aan de bodem heeft wel langdurige en soms blijvende effecten (zie o.a. doctoraat Ampoorter; Goris et al., 2005).

Een vaststelling in de praktijk bij de huidige exploitatie van kroonhout is dat de schade hierbij aangericht aan de bodem soms belangrijker is dan bij de exploitatie van de stammen (pers. med. boswachters Meerdaal en Zoniën). Ruimen van kroonhout gebeurt vaak door particulieren of kleine zelfstandigen die niet beschikken over aangepast materiaal om de bosbestanden te betreden, en vaak diepere sporen rijden dan de exploitanten, en meer het terrein kriskras 'doorploegen'.

Het verplicht gebruik van aangepast materiaal en van vaste exploitatiepistes, die na de kapping van de stammen ook door de exploitanten van exploitatieresten moeten worden gebruikt, kunnen hier al een belangrijk deel van de impact terugschroeven.

Niettemin kan het dubbel gebruik van deze pistes het compactatie-effect versterken (Stewart et al., 2011).

De specifieke oogst voor biomassa gebeurt dan weer vaak met zeer zware machines (grijpkraan met versnipperaar en grote kipkarren en aanhangwagens), die ook een grote impact op de bodem kunnen hebben.

Onderzoek naar de effecten van al dan niet verwijderen van kroonhout bij het middelhoutbeheer in het Meerdaalwoud leidde tot de conclusie dat er geen noemenswaardige verschillen in vegetatie waren, met evenveel bramen en ruigtekruiden in de geoogste als de niet-geoogste stukken. Ook de voorjaarsflora had geen hogere bedekkingen in de geoogste stukken. Enkel (ongewenste) indicatoren van bodemverdichting (pitrus, waterpeper, ijle zegge) waren duidelijk sterker aanwezig in de behandelde zone (bron: ongepubl. eindwerk hogeschool Geel).

CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN

In antwoord op de gestelde vragen worden volgende conclusies en aanbevelingen geformuleerd:

1. Wat zijn de kwantitatieve effecten van verschillende opties rond het ruimen van exploitatieresten : wat is het effect van een verhoogde (of verminderde) afvoer van exploitatieresten op de te verwachten gemiddelde hoeveelheid dood hout in het bos?

Uit de analyse van de beschikbare gegevens uit de Vlaamse bosinventaris, het Vlaamse bosreservatenonderzoek, en de beschikbare literatuur, kunnen we afleiden dat het aandeel van FWD belangrijk tot zeer belangrijk is in de totale hoeveelheid dood hout.

Afhankelijk van de gehanteerde minimumdiameter maakt fijn dood hout actueel zowat een derde tot de helft van het totaalvolume dood hout uit. Een verhoogde afvoer van dit sortiment zou dus kunnen aanleiding geven tot een belangrijke daling van het gemiddeld doodhoutvolume, daar waar de beleidsdoelstelling is dit aandeel verder te laten toenemen.

Omgekeerd kan het verhogen van de minimumdiameter van verplicht af te voeren takhout bij bosexploitaties (of zelfs het schrappen van deze verplichting) leiden tot een gevoelige toename van het totaalvolume. In dit advies werd uitgebreid aangetoond dat dit ook vanuit ecologisch oogpunt een belangrijke meerwaarde kan betekenen: de ecologische waarde van zon geëxposeerd fijn dood hout blijkt immers zeer groot te zijn.

In functie van de toegankelijkheid van het bosbestand voor latere bosbehandelingswerken (aanplant, dunning,...) kan het wenselijk zijn deze kroonresten op te stapelen. Zoals uit de literatuur blijkt hoeft dit ook vanuit ecologisch oogpunt niet nadelig te zijn.

De eventuele exploitatie van stobben heeft een beperkte, maar niet verwaarloosbare impact op de totale bovengrondse doodhouthoeveelheid. (in Duitsland gemiddeld 2 m³/ha). Aangezien dit element bij de Vlaamse bosinventaris niet wordt opgenomen zal dit geen impact hebben op de gerapporteerde volumes. De ecologische impact (bodempverstoring, fauna, ondergrond doodhoutvolume) is echter wel groot.

2. Wat zijn de ecologische gevolgen van deze bijkomende exploitatievormen?

- **In hoeverre beïnvloedt deze (bijkomende) exploitatie de abiotiek van het bosecosysteem (nutriëntenbalans)?**
- **Wat zijn eventuele effecten op fauna en flora?**

De ecologische gevolgen van total tree use zijn veelzijdig, en kunnen opgesplitst tussen abiotische en biotische effecten.

De effecten op de bodem hangen samen met een verhoogde afvoer van nutriënten. De verhoogde afvoer van N en P wordt meestal niet als problematisch aanzien, maar exploitatieresten bevatten vaak belangrijke concentraties van basische kationen. Vooral de afvoer van basische kationen wordt in deze als problematisch gezien, zowel naar de productiviteit als naar buffercapaciteit van de bodem tegen verzurende deposities. Aangezien de nutriënteninhoud van fijne takjes, bladeren en naalden hoger is dan die

van stamhout, heeft het weghalen van exploitatieresten een meer dan proportionele negatieve invloed op de nutriëntenbalans.

Indirect kan de extra exploitatiedoorgang die met de oogst van kruinresten en stobben gepaard gaat ook leiden tot belangrijke bijkomende bodemcompactatie.

Naar biodiversiteit zijn de gevolgen zeer significant: stobben en fijn takhout zijn leef-, voedsel- en schuilbiotoop voor een belangrijk deel van de biodiversiteit in bossen. De geciteerde onderzoeken tonen aan dat voor saproxyle en epifytische soorten, afhankelijk van de soortgroep 1/3 tot 3/4 van alle soorten vooral of exclusief wordt teruggevonden in fijn dood hout en dat stobben een fauna herbergen die zeer vergelijkbaar is met deze in zwaar staand en liggend dood hout.

Voor intensief beheerde bossen vormen exploitatieresten vaak de enige vormen van dood hout die aanwezig zijn : in deze bossen is het belang van deze sortimenten voor het overleven van doodhoutgebonden soorten essentieel (life-boating).

Fijn dood hout en stobben zijn zeer soortenrijke biotopen die complementair zijn aan zwaar dood hout. Beiden zijn essentieel voor het behoud van een goed ontwikkelde saproxyle fauna en flora. Het verwijderen van deze elementen zal een heel belangrijke impact hebben op de biodiversiteit in het bos. Het komt neer op een 'terugkeer' naar de historische doodhout-toestand, toen alle dood hout, inclusief takhout en stobben, uit het bos werd verwijderd (Vandekerkhove et al., 2009a; 2009b; 2011). Recente analyses tonen een duidelijke toename aan van het aanbod dood hout, en de doodhout-gerelateerde soorten (o.a. Branquart et al., 2004; Reemer, 2005; Vandekerkhove et al., 2011). Deze positieve evolutie zou door een verhoogde afvoer van exploitatieresten vertraagd en mogelijk zelfs omgebogen worden: in de meeste bossen bestaat het dood hout immers praktisch uitsluitend uit deze elementen.

3. Kunnen er richtlijnen opgesteld worden, afhankelijk van het gewenste bostype en de aanwezige abiotiek?

Specifieke richtlijnen zullen steeds afhankelijk zijn van de lokale omstandigheden. Niettemin kunnen een aantal globale aanbevelingen meegegeven worden.

In biologisch zeer waardevolle bossen (oud bos of reeds goed ontwikkeld recent bos) vormt dood hout (in casu exploitatieresten) een zeer belangrijke biotoop. Een bijkomende exploitatie hiervan heeft een belangrijke negatieve ecologische impact hebben, en is zoveel mogelijk te vermijden. Deze bossen zijn over het algemeen ook beperkt qua mineralenaanbod (vooral basische kationen en oligo-elementen) die verhoudingsgewijs sterk aanwezig zijn in de exploitatieresten. Bij compactatiegevoelige bodems is het tweemaal doorrijden van het bestand ook een significant negatieve factor.

- in zeer specifieke gevallen (bronvegetaties, groeiplaatsen zeldzame plantensoorten) is het wenselijk om bij kappingen geen kroonhout te laten liggen: daar kan afvoeren een optie zijn, maar ook stapelen. Afvoeren houdt immers risico in van beschadiging door extra betreding
- Ook in specifieke situaties waar teruggeregpen wordt naar middelhoutbeheer en waar houwverzorging een meerwaarde betekent, is afvoer maar ook opstapeling van kroonresten een optie.

In recente bossen (recente bebossingen op zandgronden, valleien, landbouwbebossingen) zijn saproxyle gemeenschappen vaak nog niet goed ontwikkeld. Daar kan de oogst van exploitatieresten, onder specifieke omstandigheden een optie zijn. Deze omstandigheden moeten voor elk specifieke situatie apart geëvalueerd worden aan de hand van de elementen die in dit advies worden aangereikt.

- In naaldbossen in omvorming naar loofhout of naaldbos op oud-boslocaties en met belangrijke 'bos'-gerelateerde natuurwaarden is het wenselijk

exploitatieresten te behouden: zij hebben een belangrijke rol in de bodemrijping en begunstigen de kieming en doorgroei van de doelsoorten in de boomlaag, en een verdere kolonisatie door bosgebonden fauna en flora.

- Naaldbossen met als doelstelling 'naaldbos na naaldbos' waarbij de ecologische waarden vooral liggen in de 'kapvlaktefase' en in lichtrijke, door naaldhout gedomineerde bossen met een hoog aandeel van Ericaceae, korstmossen en topkapselmossen op de bosbodem: in deze bossen komt een bijzondere flora en fauna voor die vooral bestaat uit thermofiele soorten, vaak met een pionierskarakter: soorten van kale bodem en strooiselarme, voedselarme situaties (kevers, specifieke paddenstoelen, planten). Hier zijn mogelijkheden voor een combinatie van eindkap met verwijdering van exploitatieresten en strooiselverwijdering (evt inclusief stobben). Dit kan ook economisch geoptimaliseerd door houtverkoop op geëxploiteerd stamvolume (metering aan de weg of via registratie door harvester), aangevuld met aparte verkoop van exploitatieresten. Deze aanpak is vergelijkbaar met rendabele systemen in Scandinavië. Deze aanpak vereist toepassing op voldoende grote schaal. Toepassing in een matrix met heidebeheer kan hier voor een meerwaarde zorgen (tijdelijke open plekken met heidegemeenschappen of grenzend aan grote heidegebieden). Ook hier blijft het echter belangrijk om voldoende zones te voorzien waar het dood hout bewust behouden blijft, al dan niet opgestapeld (o.a. ifv spechten, nachtzwaluw, draaihals, mieren...)
- Bossen die relatief recent ontstaan zijn op aangerijkte landbouwgrond (bvb meeste bossen aangelegd na 1945 op akker of weiland): ook hier zijn mogelijkheden voor oogst van exploitatieresten. Meestal is er geen gevaar voor snelle uitputting van de bodem, en vaak zijn de ecologische waarden verbonden aan dood hout en vegetatie er nog beperkt. Maximale biomassaproductie kan hier een optie zijn, en kan bijdragen tot een verminderde exploitatiedruk. op ecologisch zeer waardevolle oude bossen

REFERENTIES

- Arnolds E. 2008. Paddenstoelen pleiten vóór naaldbossen. Vakblad Natuur-bos-landschap sept 2008, 8-10.
- Åström, M., Dynesius M., Hylander K., Nilsson C., 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology* 42: 1194–1202.
- Aubry K.B., 2000. Amphibians in managed, second-growth Douglas-fir forests. *Journal of Wildlife Management* 64:1041-1052.
- Bengtsson J., Persson T., Lundkvist H., 1997. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *Journal of Applied Ecology* 34:1014-1022.
- Botting, R.S. & DeLong C., 2009. Macrolichen and bryophyte responses to coarse woody debris characteristics in sub-boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management* 258S: S85-S94.
- Bouget C., 2011. Fuelwood forestry and biodiversity conservation. A focus on the European case study. Powerpoint presentation at the international conference 'Dynamics and ecological services of deadwood in forest ecosystems. Rouyn-Noranda, mei 2001
- Branquart, E., Vandekerckhove, K., Bourland, N., Lecomte, H., 2004. Les arbres sur-âgés et le bois mort dans les forêts de Flandre, de Wallonie et du Grand-Duché de Luxembourg, p. 19-28. In: Vallauri, D., André, J., Dodelin B., Eynard-Machet R., Rambaud, D. (coord.), *Bois morts et à cavités - une clé pour des forêts vivantes*. Paris, Lavoisier.
- Brin, A., Bouget, C., Brustel, H., Jactel, H., 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *J. Insect Conserv.* 15, 653–669.
- Butts S.R., McComb W.C., 2000. Associations of forest floor vertebrates with coarse woody debris in managed forests of western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 64:95-104.
- Carey A.B., Harrington C.A., 2001. Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management* 154:289–309.
- Caruso, A & Thor G, 2007. Importance of different tree fractions for epiphytic lichen diversity on *Picea abies* and *Populus tremula* in mature managed boreonemoral Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22: 219-230
- Castro A., Wise D.H., 2009. Influence of fine woody debris on spider diversity and community structure in forest leaf litter. *Biodiversity and Conservation* 18:3705-3731
- Cole, D.W. and M. Rapp. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In *Dynamic Properties of Forest Ecosystems*. Ed. D.E. Reichle. Cambridge University Press, London, pp 341–409.

- Corn P.S., Bury R.B., 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. pp. 34.
- Dahlberg, A., 2003. Vedlevande arters krav på kvalitet av dödd ved [Substrate requirements of saproxylic species in Sweden]. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, in Swedish with English summary).
- Dahlberg A., Thor G., Allmér J., Jonsell M., Jonsson M., Ranius T., 2011. Modelled impact of Norway spruce logging residue extraction on biodiversity in Sweden. Canadian Journal of Forest Research, 2011, 41(6): 1220-1232
- De Keersmaeker L, 1998. Opbouw van een beslissingsmodel voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid en de vitaliteit van bossen op zandige bodems. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent, B&G/01/1996.
- De Keersmaeker L, Neiryck J, 1995. Omvormingsproeven, evaluatie van bestaande bodemverbeteringsproeven, opvolging van recente bekalkingsproeven. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent, BNO/BB/1/1995.
- De Keersmaeker L, Martens L, Verheyen K, Hermy M, De Schrijver A, Lust N, 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen Forest (Belgium). Forest Ecology and Management, 188 (1-3), 291-304
- De Keersmaeker L, Leyman A, Onkelinx Th, Vandekerckhove, K, 2005. Relaties tussen historisch landgebruik, bostype en standplaats. Kempense bossen in kaart gebracht. Natuur.Focus 4(2): 56-62.
- De Schrijver, A. Janssens I, Staelens J., Wuts K., 2010. Hoofdstuk 11: koolstof- en nutriëntenkringlopen In: den Ouden J, Muys B, Mohren F, Verheyen K (red.). Boscologie en Bosbeheer. Acco, Leuven, pp. 167-175.
- De Waal, R., Bijlsma, R.-J., Dijkman, E., Van der Werff, M., 2001. Stekelvarendominantie in bossen op arme bodems. De Levende Natuur 102: 118-122.
- Dieter M & Elsasser, 2002. Quantification and Monetary Valuation of Carbon Storage in the Forests of Germany in the Framework of National Accounting. Institute for Economics Working Paper 2002 / 8 Hamburg.
- Duvigneaud, P. and Denaeyer-De Smet, S., 1970. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: Reichle, D. E. (ed.), Analysis of Temperate Forest Ecosystems, Ecol. Stud. 1, 199225. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Duvigneaud, P., 1971. Productivity of forest ecosystems : proceedings of the brussels symposium. Ecology and conservation 4, 707 pp
- Ehnström B., Axelsson R., 2002. Insektsnag i bark och ved. Artdatabanken SLU, Uppsala (in Swedish with English summary).
- Evens, R., Honnay, O., Ulenaers, E. & Lens, L., 2012. Radiotelemetrisch onderzoek in Bosland -Een blik op de verborgen leefwereld van de Nachtwaluw. Natuur.oriolus 78, 3-11.

- Ferro, M. L., M. L. Gimmel, K. E. Harms, and C. E. Carlton. 2009. The beetle community of small oak twigs in Louisiana, with a literature review of Coleoptera from fine woody debris. *The Coleopterists Bulletin* 63: 239–263
- Fridman J., Walheim M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131:23-36.
- Gedminas A., Lynikiene J., Zeniauskas R. 2007. Cambio-xylofauna abundance and species diversity of cutting residues in Scots pine and Norway spruce clear-cuts in Lithuania. *Biomass and Bioenergy*, 31, p. 733–738.
- Gibb, H. , Ball, J. P. , Johansson, T., Atlegrim, O., Hjältén, J. & Danell, K., 2005. Effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden', *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20: 3, 213 – 222
- Goris, R., Vandenbroucke, P., Vandekerckhove K. en Verheyen, K., 2005, Ecologisch verantwoorde houtexploitatiewijzen voor bossen op kwetsbare bodems, Eindrapport. (3 volumes), in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap Afdeling Bos en Groen, uitgevoerd door Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Vereniging voor Bos in Vlaanderen, Universiteit Gent – Laboratorium voor bosbouw.
- Grove, S.J., 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 1–23
- Gunnarsson B., Nittérus K., Wirdenäs P., 2004. Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 201:229-239.
- Hacker, J.J. 2005. Effects of logging residue removal on forest sites – A literature review. Report commissioned by West Central Wisconsin Regional Planning Commission, Eau Claire, WI.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins K.W., 2004. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems, in: H. Caswell (Ed.), *Advances in Ecological Research*, Academic Press. pp. 59-234.
- Harz B. & Topp W., 1999. Deadwood in commercial forest: a source of danger for the outbreak pest species? *Forstwissenschaftliches Zentralblatt* 118:302-313
- Haveraaen, O., 1994. Ash application as a countermeasure to acidification in forests. Effects on tree growth and soil chemistry. In: *Proceedings from an international seminar on counteractions against acidification in forest ecosystems. 3-4/3/1994, Mastemyr, Norway, NISK*, pp 25-27.
- Hedin, J., Isacson, G., Jonsell, M. & Komonen, A.(2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23, 348 - 357
- Heilmann-Clausen, J. and Christensen, M., 2004. Does size matter? – On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201: 105–117.
- Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. 2010. Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting *Forest Ecology and Management vol. 260* 1149-1155

- Hornbeck J.W. and Kroplein W., 1982. Nutrient removal and leaching from a whole tree harvest of northern hardwoods. *Journal of Environmental quality* 11: 309-316.
- James S.E., McCloskey R.T., 2003. Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation* 114:293-297.
- Janssens IA, Schauvliege M, Samson R, Lust N, Ceulemans R, 1998. Studie van de koolstofbalans van en de koolstofopslag in het Vlaamse bos. Eindverslag. UIA en UGent
- Jonsell M., 2007. Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass and Bioenergy* 31:726-732.
- Jonsell M., 2008. The effects of forest biomass harvesting on biodiversity. In: Röser et al. (eds.), *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy: A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region*, 129–154. Springer Science+Business Media B.V.
- Jonsell M., Hansson J., Wedmo L., 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden : Comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation* 138:89-99
- Jonsell, M. & Hansson, J. 2011. Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica* 45(5): 1053–1064.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood - lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289–309.
- Kappes H, Topp W, 2004. Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiversity and Conservation* 13, 1905-1924.
- Kruys, N., Jonsson, B.G., 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Can. J. For. Res.* 29, 1295–1299.
- Lassauce A., Lieutier F. Bouget C., 2012. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation* 147, 204–212
- Lundborg, A., 1997. Reducing the nitrogen load: Whole-tree harvesting. A literature review. *Ambio* 26(6): 387-393.
- Maguire C.C., 2002. Dead Wood and the Richness of Small Terrestrial Vertebrates in Southwestern Oregon, in: W. F. Laudenslayer Jr., et al. (Eds.), *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests*, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. pp. 949.
- Manning J.A., Edge W.D., 2009. Small mammal survival and downed wood at multiple scales in managed forests. *Journal of Mammalogy* 85:87-96.
- Martens C. & Versigghel J., 2011. Zweefvliegen (Diptera: Syrphidae) in het Drongengoed en het Maldegemveld. *Natuurhistorisch Tijdschrift Meetjesland* 10(3-4): 4-40..
- Meyer P., Menke N., Nagel J., Hansen J. Kawaletz H., Paar W. & Evers J. 2009. Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb.

Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts. DBU, December 2009.

- Neiryneck J, Maddelein D, De Keersmaeker L, Lust N, Muys B, 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Corsican pine stand on former heathland in northern Belgium. *Annales des Sciences Forestieres* 55: 389-405.
- Nisbet, T., Dutch, J. and Moffat, A. 1997. Whole-tree harvesting. A Good Practice Guide. Forestry. Commission, Edinburgh, 12 pp.
- Nittérus K., Astrom M., Gunnarsson B., 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera : Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research* 22:231-240.
- Nittérus K, Gunnarsson B, Axelsson E, 2004. Insects reared from logging residue on clear cuts. *Entomologica Fennica* 15:53-61
- Nordén B., Götmark F., Tönnerberg M., Ryberg M., 2004a. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management*, 194, 235-248
- Nordén B., Paltto H., 2001. Wood-decay fungi in hazel wood. Species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biol. Conserv.* 101, 1-8.
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F., Olausson B., 2004b. The relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaved forest. *Biol. Conserv.* 117, 1-10.
- Olsson B.A. & Staaf H., 1995. Influence of Harvesting Intensity of Logging Residues on Ground Vegetation in Coniferous Forests. *Journal of Applied Ecology* 32: 640-654.
- Rodenkirchen H., 1995. Nutrient pools and fluxes of the ground vegetation in coniferous forests due to fertilizing, liming and amelioration. *Plant and Soil* 168-169: 383-390.
- Reemer M., 2003. Zweefvliegen en veranderd bosbeheer in Nederland (Diptera, Syrphidae). *EIS2003-01*, 1-25.
- Reemer, M. 2005. Saproxylic hoverflies benefit by modern forest management (Diptera, syrphidae). – *Journal of Insect Conservation* 9: 49-59
- Riffell S., Verschuyf J., Miller D. & Wigley T.B., 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – a meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261, 878-887.
- Rudolphi J., Gustafsson L., 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clear-cuts. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:235-242.
- Saana K., Hannu, F., Jari, H., 2011. Short-term response of soil decomposer and plant communities to stum harvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 262: 379-388.
- Schiegg K, 2001. Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management* 149:295-304
- Similä, M., J. Kouki, P. Martikainen & A. Uotila 2002: Conservation of the beetles in the boreal forests: the effects of naturalness and forest age on species assemblages. – *Biological Conservation* 106:19-27.

- Stewart W., Powers R.F., McGown K., Chiono L., Chuang T., 2011. Potential Positive and Negative Environmental Impacts of Increased Woody Biomass Use for California. California Energy Commission. Publication Number: CEC 500 2011 036
- Szaro R.C., Severson K.E., Patton D.R., 1988. Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America: Proceedings of the symposium; 1988 July 19-21, Flagstaff, AZ, Gen. Tech. Rep. RM 166, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO. pp. 458.
- Suadiciani K & Talbot B., 2010. Extracting and chipping hardwood crowns for energy. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25; 455-461.
- Vandekerkhove K, De Keersmaecker L, Menke N, Meyer P, Verschelde P, 2009a. When nature takes over from man : dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-West- and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258, 425-435.
- Vandekerkhove K., Van der Aa B.; Baeté H. Meuleman B., 2009b. Bakermat van duurzaam bosbeheer. « Pour le plus grand profit de son excellence ». in : Baeté, H.; De Bie, M.; Hermy, M.; Van den Brecht, P., 2009. *Miradal – Erfgoed in het Meerdaalwoud en het Heverleebos*. Uitg. Davidsfonds pp. 139-171.
- Vandekerkhove K., De Keersmaecker L., Walley R., Köhler F., Crevecoeur L., Govaere L., Thomaes A & Verheyen K., 2011a. Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45(5), 909-936
- Vandekerkhove K., De Keersmaecker L., Walley R., Köhler F., Crevecoeur L. 2011b. Meer zwaar dood hout en oude bomen in de Vlaamse bossen. Nieuwe kansen voor gespecialiseerde biodiversiteit? *Natuur.focus* 10(4), 155-160
- Wiesenthal T., Mourelatou A., Petersen J.-E., Taylor P., 2006. How Much Bioenergy Can Europe Produce Without Harming the Environment?, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. pp. 67.
- Wright, T.W. & Will, G.M., 1958. The nutrient content of Scots and Corsican pines growing on sand dunes. *Forestry* 31: 13-25..