



Vrije Universiteit Brussel

Laboratorium voor  
Algemene Plantkunde en Natuurbeheer  
(General Botany and Nature Management)  
Prof. Dr. Nico Koedam

**Quantification et qualification du bois mort dans les habitats  
Natura 2000 en Région de Bruxelles-Capitale**

\*\*\*\*

**Kwantificatie en kwalificatie van het dood hout in de  
Natura 2000 habitats in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest**

\*\*\*\*

**Quantification and qualification of dead wood in the  
Natura 2000 habitats in the Brussels Capital Region**

*Sandrine Godefroid & Nico Koedam*

**Mai 2007**

Etude réalisée à la demande et avec le soutien financier de l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE-BIM) et du Ministre de l'Environnement de la Région de Bruxelles-Capitale





## Sommaire

<b>RESUME .....</b>	<b>4</b>
<b>SAMENVATTING.....</b>	<b>5</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>6</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>7</b>
1.1. POURQUOI DU BOIS MORT ?.....	7
1.2. CADRE LEGAL .....	8
1.2.1. <i>Natura 2000</i> .....	8
1.2.2. <i>FSC</i> .....	8
1.2.3. <i>MCPFE</i> .....	9
<b>2. METHODE.....</b>	<b>9</b>
2.1. ZONE D'ETUDE .....	9
2.2. QUANTIFICATION DU BOIS MORT .....	10
2.2.1. <i>Bois mort au sol</i> .....	10
2.2.2. <i>Bois mort sur pied</i> .....	11
2.3. QUALIFICATION DU BOIS MORT .....	11
<b>3. RESULTATS.....</b>	<b>12</b>
3.1. VOLUME TOTAL DE BOIS MORT.....	12
3.2. VOLUME DE BOIS MORT PAR ESPECE .....	14
3.3. VOLUME DE BOIS MORT PAR CLASSE DE DECOMPOSITION .....	16
3.4. FREQUENCE DU BOIS MORT PAR CLASSE DE DIAMETRE.....	18
3.5. REPARTITION SPATIALE DU BOIS MORT .....	20
<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>21</b>
4.1. VOLUME DE BOIS MORT.....	21
4.2. PROPORTION BOIS MORT SUR PIED / BOIS MORT AU SOL.....	23
4.3. STADES DE DECOMPOSITION DU BOIS MORT .....	23
4.4. GROS BOIS OU PETIT BOIS ? .....	24
4.5. DIVERSITE D'ESSENCES DANS LE BOIS MORT .....	25
4.6. CONTINUTE DE L'HABITAT BOIS MORT .....	26
4.7. RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION DU BOIS MORT.....	27
4.8. INFORMATION DU PUBLIC.....	30
4.9. ET LA PROLIFERATION DES RAVAGEURS FORESTIERS?.....	30
4.10. SECURITE ET RESPONSABILITE EN FORET.....	30
<b>5. REFERENCES.....</b>	<b>32</b>

## Résumé

A l'heure actuelle, les scientifiques et de nombreux forestiers reconnaissent que le bois mort forme un compartiment clé de l'écosystème forestier. Afin d'acquérir une meilleure connaissance de ce compartiment dans les forêts bruxelloises, se rendre compte de l'effet induit par la gestion, et en tirer des enseignements pour améliorer la gestion courante des forêts, le présent rapport présente les résultats d'une étude quantitative et qualitative du bois mort en Forêt de Soignes dans des peuplements de référence : habitats Natura 2000, réserves naturelles, forestières ou intégrales, ainsi que la hêtraie cathédrale. En utilisant la méthode des transects, nous avons estimé le volume de bois mort dans chaque habitat et déterminé son état de décomposition et l'essence concernée.

Les résultats montrent que le volume de bois mort s'élève en moyenne à 19 m<sup>3</sup>/ha dans les hêtraies neutrophiles (45 m<sup>3</sup>/ha en réserve naturelle), 50 m<sup>3</sup>/ha dans les vieilles chênaies, 53 m<sup>3</sup>/ha en hêtraies calciphiles, 62 m<sup>3</sup>/ha en hêtraies cathédrales (76 et 85 m<sup>3</sup>/ha respectivement en réserve forestière et intégrale), 63 m<sup>3</sup>/ha en chênaies-charmaies et 394 m<sup>3</sup>/ha en forêts alluviales. *Quercus robur*, *Prunus serotina* et *Fagus sylvatica* sont bien représentés dans le bois mort. Plus rarement, on trouve *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Populus x canadensis* et *Carpinus betulus*. Nous avons noté, de manière générale, la faible représentation du bois mort âgé (classes de décomposition 4 à 6) dans tous les habitats, à l'exception des forêts alluviales et dans une moindre mesure les vieilles chênaies. Dans la hêtraie cathédrale, ces stades de décomposition sont pratiquement inexistantes au profit des stades 1 et 2 qui représentent du bois à peine décomposé de mort récente. Tous les habitats sans exception présentent une extrême pauvreté, voire une absence totale, de gros bois au sol (diamètre supérieur à 30 cm). Quant au gros bois sur pied, il n'est présent que dans les forêts alluviales, les vieilles chênaies, les chênaies-charmaies et les hêtraies calcicoles.

L'hétérogénéité spatiale du bois mort au sol est deux fois plus élevée dans la hêtraie cathédrale que dans les autres habitats. Le bois mort sur pied est réparti de manière bien plus hétérogène que le bois mort au sol. L'hétérogénéité spatiale du gros bois est nettement plus élevée que celle du petit bois. Quant à la répartition spatiale du petit bois, elle est plus hétérogène dans la hêtraie cathédrale que dans les autres habitats.

La comparaison des résultats avec la littérature montre que la forêt de Soignes présente *dans l'ensemble* une quantité raisonnable de bois mort, mais sa qualité reste encore faible. Trois types de bois mort restent largement sous représentés : (1) le bois mort sur pied, (2) le bois mort fortement décomposé, et (3) le gros bois. Des recommandations pour l'amélioration de la gestion forestière dans une perspective de gestion durable sont proposées et discutées.

## Samenvatting

Tegenwoordig geven wetenschappers en talrijke boswachters toe dat het dood hout een sleutelelement van het boscysteem vormt. Om een betere kennis van het dood hout in de Brusselse bossen te verkrijgen en het effect van het beheer te evalueren en te verbeteren, geeft dit rapport de resultaten van een kwantitatieve en kwalitatieve studie van het dood hout in het Zoniënwood en in referentiebestanden: Natura 2000-habitats, natuur-, bos- en integrale reservaten en het kathedraal beukenbos. Via de transectmethode hebben we het dood houtvolume in elk habitat bepaald, samen met zijn verteringsstadium en de betrokkene boomsoort.

De resultaten tonen aan dat het dood houtvolume gemiddeld 19 m<sup>3</sup>/ha bedraagt in de neutrofiële beukenbossen (45 m<sup>3</sup>/ha in natuurreservaten), 50 m<sup>3</sup>/ha in de oude eikenbossen, 53 m<sup>3</sup>/ha in kalkminnende beukenbossen, 62 m<sup>3</sup>/ha in de kathedraal beukenbossen (76 en 85 m<sup>3</sup>/ha respectievelijk in bos- en integraal reservaat), 63 m<sup>3</sup>/ha in eiken-haagbeukbossen, en 394 m<sup>3</sup>/ha in alluviale bossen. *Quercus robur*, *Prunus serotina* en *Fagus sylvatica* zijn goed vertegenwoordigd in het dood hout. Minder frequent vinden we *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Populus x canadensis* en *Carpinus betulus*. In het algemeen hebben we de geringe vertegenwoordiging van het oude dood hout (verteringsklassen van 4 tot en met 6) in alle habitats vastgesteld, met uitzondering van de alluviale bossen en in mindere mate de oude eikenbossen. In het kathedraal beukenbos zijn deze verteringsstadia praktisch onbestaande ten voordele van de stadia 1 en 2 die nauwelijks verteerd hout vertegenwoordigen. Alle habitats hebben zeer weinig - en soms geen - dik liggend dood hout (minimum 30 cm doorsnede). Staand dood hout is enkel aanwezig in alluviale bossen, oude eikenbossen, eiken-haagbeukbossen en kalkminnende beukenbossen.

De ruimtelijke heterogeniteit van het liggend dood hout is twee keer hoger in het kathedraal beukenbos dan in de andere habitats. Het staand dood hout is veel heterogener verspreid dan het liggend dood hout. De ruimtelijke heterogeniteit van het dik dood hout is duidelijk hoger dan die van het dun dood hout. De ruimtelijke verspreiding van het dun dood hout is meer heterogeen in het kathedraal beukenbos dan in de andere habitats.

De vergelijking van de resultaten met de literatuur toont aan dat het Zoniënwood *in het algemeen* een behoorlijke hoeveelheid dood hout heeft, maar zijn kwaliteit blijft nog beperkt. Drie types van dood hout blijven ondervertegenwoordigd: (1) staand dood hout, (2) sterk verteerd dood hout, en (3) dik dood hout. Aanbevelingen voor een verbetering van het bosbeheer met het oog op een duurzaam beleid worden voorgesteld en besproken.

## Abstract

Currently, scientists and many forest managers recognise that dead wood is a key compartment of the forest ecosystem. In order to acquire a better knowledge of dead wood in the Brussels forests, to evaluate the influence of management, and to improve the current management of the forest, this report gives the results of a quantitative and qualitative study of the dead wood in the Sonian Forest in different reference stands: Natura 2000 habitats, nature, forest or integral reserves, and in the cathedral beech forests. By using the transect method, we estimated the volume of dead wood in each habitat and determined its decomposition stage as well as the tree species concerned.

The results show that the volume of dead wood reaches on average 19 m<sup>3</sup>/ha in the neutrophilous beech forests (45 m<sup>3</sup>/ha in natural reserves), 50 m<sup>3</sup>/ha in the old oak woods, 53 m<sup>3</sup>/ha in the limestone beech forests, 62 m<sup>3</sup>/ha in the cathedral beech forests (76 and 85 m<sup>3</sup>/ha respectively in forest and integral reserves), 63 m<sup>3</sup>/ha in oak-hornbeam forests and 394 m<sup>3</sup>/ha in alluvial forests. *Quercus robur*, *Prunus serotina* and *Fagus sylvatica* are the species most represented in the dead wood. Less frequently, we find *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Populus x canadensis* and *Carpinus betulus*. We noted in general the weak representation of the old dead wood (decomposition classes of 4 to 6) in all the habitats, except for the alluvial forests and to a lesser extent the old oak woods. In the cathedral beech forests, these stages of decomposition are almost absent to the benefit of the stages 1 and 2 which represent hardly broken up wood of recent death. All habitats without exception have an extreme poverty, sometimes even a total absence, of coarse lying dead wood (diameter higher than 30 cm). Coarse standing dead wood is present only in alluvial forests, old oak woods, oak-hornbeam forests and limestone beech forests.

The spatial heterogeneity of lying dead wood is twice higher in the cathedral beech forests than in the other habitats. Standing dead wood is distributed in a much more heterogeneous way than lying dead wood. The spatial heterogeneity of the large dead wood is definitely higher than that of small dead wood. The spatial distribution of small dead wood is more heterogeneous in the cathedral beech forests than in the other habitats.

The comparison between these results and the literature shows that the Sonian Forest presents *in general* a reasonable quantity of dead wood, but its quality remains low. Three types of dead wood are largely underrepresented: (1) standing dead wood, (2) strongly decomposed dead wood, and (3) large dead wood. Recommendations for the improvement of forest management from the point of view of a sustainable management are proposed and discussed.

# 1. Introduction

## 1.1. Pourquoi du bois mort ?

A l'heure actuelle, les scientifiques et de nombreux forestiers (ONF 1998, Hatsch et al. 1999, Nageleisen 2002) reconnaissent que le bois mort, par la diversité des micro-habitats qu'il offre, est une composante essentielle pour la conservation de la diversité et du fonctionnement de l'écosystème forestier. Il forme un compartiment clé de l'écosystème forestier naturel:

- c'est la phase catabolique de recyclage dans les écosystèmes forestiers, dont la diversité animale et végétale est d'égale importance à celle de la phase anabolique de croissance.

- c'est un compartiment fonctionnel garant du stockage d'une énorme masse énergétique et du recyclage ininterrompu des nutriments dans l'écosystème (bouclage des cycles géochimiques du sol), et par conséquent du maintien de la productivité de l'écosystème.

- c'est un initiateur de segments originaux de la chaîne alimentaire utile à de nombreuses espèces forestières (dont les décomposeurs), influant ainsi de façon directe sur la survie de groupes spécialisés comme par exemple les champignons et les invertébrés saproxylophages (mangeurs de bois, détritivores).

- c'est une source de micro-habitats originaux et variés pour une large biodiversité, en premier lieu par les abris formés par l'accumulation de bois au sol et les cavités aériennes ou au sol. En effet, ces micro-habitats sont indispensables pour abriter des espèces aussi variées que les rongeurs, les bryophytes ou les chauve-souris ; ils sont favorables à la reproduction de nombreuses espèces d'oiseaux et d'insectes ; enfin, ils facilitent la régénération naturelle des arbres (Harmon et al., 1986, Stöckli, 1996, Pichery, 2001).

- c'est une biodiversité associée riche de milliers d'espèces en forêt tempérée, recouvrant notamment des espèces devenues rares dans nos forêts, comme le Lucane cerf-volant, le Gobemouche à collier, les Noctules... pour ne parler que de quelques espèces particulièrement emblématiques encore présentes à Bruxelles.

- c'est un compartiment aujourd'hui affaibli par des décennies de gestion forestière, et qui a presque disparu de nos forêts trop consciencieusement "nettoyées".

Afin d'acquérir une meilleure connaissance du compartiment bois mort dans les forêts bruxelloises, se rendre compte de l'effet induit par la gestion sur ce compartiment, et en tirer des enseignements pour améliorer la gestion courante des forêts, le présent rapport présente les résultats d'une étude quantitative et qualitative du bois mort en Forêt de Soignes dans des peuplements de référence : habitats Natura 2000, réserves naturelles, forestières ou intégrales, ainsi que la hêtraie cathédrale. Des recommandations pour l'amélioration de la gestion forestière dans une perspective de gestion durable et donc de conservation durable des espèces associées au bois mort seront ensuite proposées et discutées.

## **1.2. Cadre légal**

### **1.2.1. Natura 2000**

Une part substantielle des biotopes forestiers de la Capitale est reprise en Zone de Protection Spéciale dans le cadre de la Directive Habitats 92/43/CEE. Dans ce contexte, la prise en compte du compartiment bois mort s'impose en vertu de l'article 6.2 de ladite directive :

#### *Article 6.2*

*Les états membres prennent les mesures appropriées pour éviter, dans les zones spéciales de conservation, la détérioration des habitats naturels et des habitats d'espèces ainsi que les perturbations touchant les espèces pour lesquelles les zones ont été désignées, pour autant que ces perturbations soient susceptibles d'avoir un effet significatif eu égard aux objectifs de la présente directive.*

Le présent document contribue en outre à répondre aux exigences de l'article 11 de ladite directive :

#### *Article 11*

*Les états membres assurent la surveillance de l'état de conservation des espèces et habitats naturels visés à l'article 2, en tenant particulièrement compte des types d'habitats naturels prioritaires et des espèces prioritaires.*

### **1.2.2. FSC**

La forêt de Soignes ayant obtenu le label FSC (Forest Stewardship Council), sa gestion doit tenir compte des principes et critères établis par cet organisme, sous peine de se voir retirer ce label.

#### *Principle 8: Monitoring and assessment*

*Monitoring shall be conducted - appropriate to the scale and intensity of forest management - to assess the condition of the forest, yields of forest products, chain of custody, management activities and their social and environmental impacts.*

#### *Principle 9: Maintenance of high conservation value forests*

*Management activities in high conservation value forests shall maintain or enhance the attributes which define such forests. Decisions regarding high conservation value forests shall always be considered in the context of a precautionary approach.*



### 1.2.3. MCPFE

Le bois mort est un des 9 critères pan-européens de durabilité de la Conférence Ministérielle sur la Protection des Forêts en Europe (MCPFE 2002) :

*Criterion 4: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems*

#### *4.5. Dead wood*

*Volume of standing dead wood and of lying dead wood on forest and other wooded land classified as forest type.*

#### *Rationale:*

*Dead wood (coarse woody debris) in form of snags (dead standing trees) and logs (dead lying trees) is a habitat for a wide array of organisms and after humification an important component of forest soil. Many species are dependent, during some part of their life cycle, upon dead or dying wood of moribund or dead trees (standing or fallen), or upon wood-inhabiting fungi or other species. Because of lack of dead wood many of the dependant species are endangered.*

## 2. Méthode

### 2.1. Zone d'étude

La Région bruxelloise compte près de 2000 ha d'habitats forestiers en zones Natura 2000. La forêt de Soignes occupe évidemment une place prépondérante en la matière et c'est la raison pour laquelle nous nous sommes focalisés sur celle-ci dans le cadre de cette étude. Des inventaires de bois mort ont eu lieu dans les cinq habitats forestiers présents en Soignes :

- 9130 : Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum*
- 9150 : Hêtraies calcicoles médio-européennes du *Cephalanthero-Fagion*
- 9160 : Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes du *Carpinion betuli*
- 9190 : Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à *Quercus robur*
- 91E0 : Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

En outre, les résultats obtenus pour ces cinq habitats de la Directive ont été comparés à ceux de la hêtraie cathédrale, qui, bien que n'ayant à Bruxelles pas été officiellement désignée comme habitat, relève bel et bien de l'habitat 9120, c'est-à-dire les Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à *Ilex* et parfois *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* ou *Ilici-Fagion*).

Dans certains cas, les habitats ont été scindés en sous-unités selon leur statut de protection :

- réserve naturelle (rn)
- réserve forestière (rf)

- réserve intégrale (ri)

## 2.2. Quantification du bois mort

### 2.2.1. Bois mort au sol

La quantification du bois mort au sol fut réalisée par la méthode des transects largement utilisée et validée en Europe (Kirby et al. 1998, Bobiec 2002), aux Etats-Unis (Bates et al. 2002, Lutes 2002) et au Canada (Marshall et al. 2000). Etant donné la petite taille de certaines parcelles d'habitat, nous avons opté pour une longueur de transect qui soit « gérable », à savoir 25 mètres. Nous n'avons pris en considération dans l'inventaire que le bois mort ayant un diamètre minimum de 5 cm au point d'intersection avec le transect.

Au total, 85 transects ont été parcourus. Leur répartition spatiale est donnée à la figure 1.

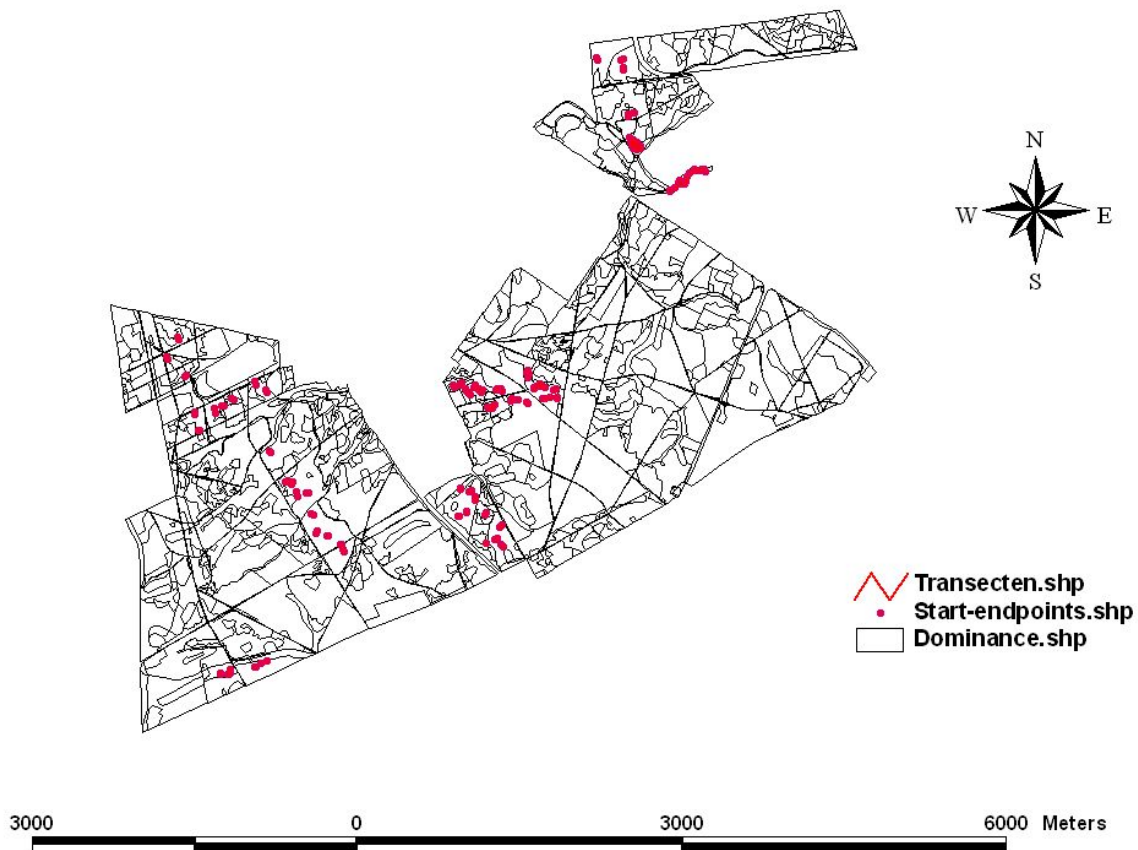


Figure 1. Localisation des 85 transects parcourus pour l'étude du bois mort en Forêt de Soignes.

Le nombre de transects se répartit de la manière suivante dans chaque type d'habitat :

- 9130 : 5 transects
- 9130 (rf) : 5 transects
- 9150 (rn): 10 transects
- 9160 : 10 transects
- 9190 : 10 transects
- 91E0 (rn): 10 transects
- Hêtraie cathédrale : 20 transects
- Hêtraie cathédrale (rf): 5 transects
- Hêtraie cathédrale (ri): 10 transects

Le nombre de transects dans chaque habitat est donc toujours égal à 10, sauf dans la hêtraie cathédrale où nous avons délibérément augmenté le nombre de répliqués étant donné la variabilité spatiale du bois mort dans cet habitat.

Le volume de bois mort au sol par unité de surface est calculé en utilisant la formule suivante (Warren & Olson 1964, Van Wagner 1968, Brown 1974) :

$$V = \frac{\pi^2}{8L} \sum d^2$$

Où V est le volume de bois mort (exprimé en m<sup>3</sup>/ha), d le diamètre de chaque pièce de bois mort mesuré à l'intersection avec le transect (exprimé en cm), L est la longueur totale du transect (en mètres).

### **2.2.2. Bois mort sur pied**

La quantification du bois mort sur pied fut réalisée sur une largeur de 2 m de part et d'autre de ces mêmes transects. Le centre des arbres (DBH minimum 5 cm) doit être situé à l'intérieur de cette zone pour être pris en considération. Le volume de bois mort sur pied par unité de surface est calculé en utilisant la même formule que pour le bois mort au sol.

### **2.3. Qualification du bois mort**

Toute étude sérieuse du bois mort ne doit pas se contenter d'en calculer le volume, il faut aussi prendre en compte des critères qualitatifs. L'état de décomposition du bois mort et l'essence à laquelle il appartient ont été identifiés comme étant les variables clés influençant la richesse spécifique des saprophages ainsi que l'incidence des espèces reprises sur les listes rouges (Heilmann-Clausen & Christensen 2004). C'est pourquoi, dans le cadre de l'étude du bois mort en Forêt de Soignes, nous nous sommes focalisés sur ces paramètres.

Le stade de décomposition de chaque pièce de bois mort rencontrée sur les transects a été apprécié à l'aide de l'échelle reprise au tableau 1.

Tableau 1. Classes de décomposition du bois mort (Christiansen & Hahn 2003, Van Hees 2003) utilisées dans le cadre de la présente étude.

Classe de décomposition	Ecorce	Brindilles et branches	Consistance	Surface	Forme
1	intacte ou manquante seulement à quelques endroits (> 50%)	présents	dure ou couteau pénétrant de 1-2 mm	couverte d'écorce, contour intact	circulaire
2	absente ou < 50%	seulement branches > 3 cm présentes	dure ou couteau pénétrant de moins de 1 cm	lisse, contour intact	circulaire
3	absente	absentes	commence à être meuble, couteau pénétrant 1-5 cm	lisse ou crevasses présentes, contour intact	circulaire
4	absente	absentes	meuble, couteau pénétrant sur plus de 5 cm	larges crevasses, petits morceaux manquants, contour intact	circulaire ou elliptique
5	absente	absentes	meuble, couteau pénétrant sur plus de 5 cm	gros morceaux manquants, contour partiellement déformé	elliptique aplatie
6	absente	absentes	meuble, partiellement moisi, bois uniquement au centre	contour difficile à définir	elliptique aplatie, couverte de terre

Dans la mesure du possible, l'espèce a également été identifiée, bien que ce ne fut pas toujours possible pour les stades de décomposition élevés (absence d'écorce, bois meuble, parfois recouvert de mousses).

Afin d'évaluer l'ampleur de l'hétérogénéité spatiale du bois mort, nous avons calculé le coefficient de variation (CV) entre les divers transects au sein d'un même habitat. Cet indice, sans unité de mesure, exprimé en pourcentage, est une mesure de la dispersion relative et se calcule en faisant le rapport entre l'écart-type et la moyenne des valeurs mesurées, telle que figuré dans la formule ci-dessous :

$$CV = \frac{\text{écart - type}}{\text{moyenne}} \times 100$$

### 3. Résultats

#### 3.1. Volume total de bois mort

Le volume total moyen de bois mort observé dans les différents habitats considérés est donné au tableau 2. Ce volume est remarquablement élevé dans les forêts alluviales (91E0) par rapport aux autres habitats. La hêtraie cathédrale héberge également une quantité non négligeable de bois mort, qui augmente en fonction du statut de protection de la hêtraie. Les chênaies-charmaies (9160) ont une quantité moyenne de bois mort équivalente à celle de la hêtraie cathédrale non

mise en réserve. Viennent ensuite les hêtraies calcicoles (9150), les vieilles chênaies (9190) et les hêtraies neutrophiles (9130).

Tableau 2. Volume total moyen de bois mort (couché+debout) observé dans les différents habitats considérés en Forêt de Soignes, classé par ordre décroissant de quantité de bois mort.

habitat	vol. moyen total (m <sup>3</sup> /ha)
91E0 (rn)	394
hêtraie cathédrale (ri)	85
hêtraie cathédrale (rf)	76
9160	63
hêtraie cathédrale	62
9150 (rn)	53
9190	50
9130 (rf)	45
9130	19

La répartition entre le bois mort au sol et le bois mort sur pied est donnée pour chaque habitat à la figure 2. A nouveau, ce sont les forêts alluviales (91E0) qui se distinguent par leur quantité élevée de bois mort sur pied par rapport aux autres habitats. Dans les hêtraies calcicoles (9150), on observe une répartition équitable entre le bois mort au sol et le bois mort sur pied. Par contre, dans les autres habitats, on a mesuré un volume limité de bois mort sur pied, et certains habitats en sont même dépourvus comme les hêtraies neutrophiles (9130) ainsi que la hêtraie cathédrale, même mise en réserve forestière. Notons que la hêtraie cathédrale mise en réserve intégrale se distingue des deux autres par la présence de bois mort sur pied et une plus grande quantité de bois mort au sol.

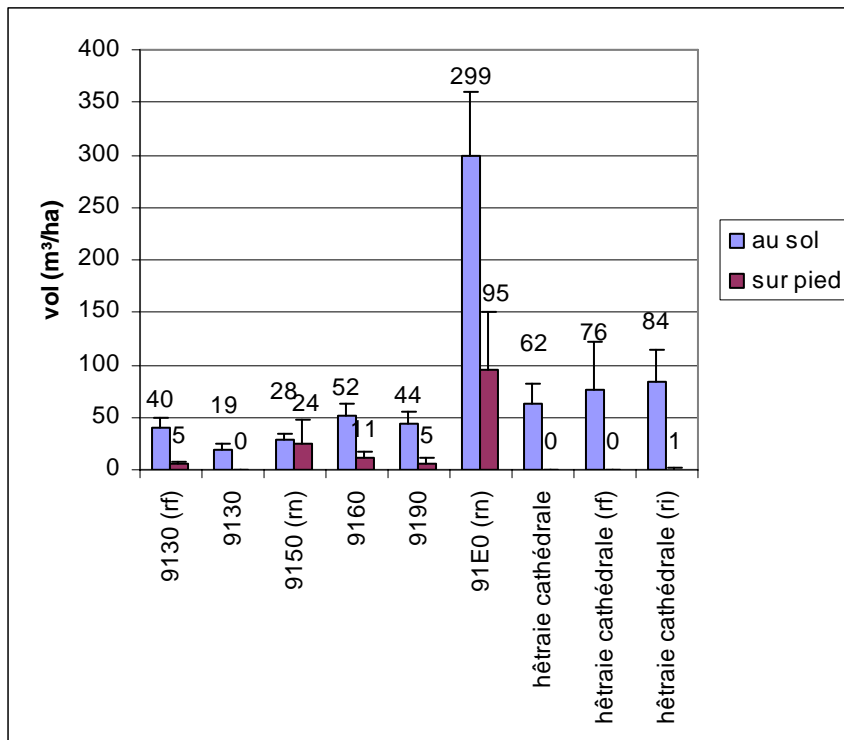


Figure 2. Répartition du volume moyen de bois mort (+ erreur standard) au sol et sur pied observé dans les différents habitats considérés en Forêt de Soignes.

Les quantités de bois mort au sol et sur pied étant souvent variables dans l'espace, il convient de garder à l'esprit que les moyennes calculées peuvent parfois s'avérer trompeuses, comme le montre le tableau 3, où nous avons repris en grisé les cas où la moyenne s'écarte fortement de la médiane, donnant ainsi une vision trop optimiste. Nous reviendrons sur ce point au paragraphe 3.5 et dans la discussion.

Tableau 3. Volume de bois mort observé dans les différents habitats considérés. Comparaison entre la moyenne et la médiane.

habitat	bois mort <b>au sol</b> (m <sup>3</sup> /ha)		bois mort <b>sur pied</b> (m <sup>3</sup> /ha)	
	moyenne	médiane	moyenne	médiane
9130 (rf)	40	37	5	6
9130	19	20	0	0
9150 (rn)	28	23	24	0
9160	52	37	11	0
9190	44	38	5	0
91E0 (rn)	299	257	95	0
hêtraie cathédrale	62	15	0	0
hêtraie cathédrale (rf)	76	39	0	0
hêtraie cathédrale (ri)	84	40	1	0

### 3.2. Volume de bois mort par espèce

La répartition du bois mort par espèces pour chaque habitat est donnée à la figure 3. Dans une certaine mesure, celle-ci est le reflet de la composition du peuplement. Dans les hêtraies neutrophiles (9130), le bois mort est surtout représenté par *Quercus robur*, *Prunus serotina* et *Fraxinus excelsior*. *Quercus robur* est également très bien représenté dans les hêtraies calcicoles (9150) et dans les chênaies-charmaies (9160), ces dernières offrant un échantillonnage varié d'autres espèces telles que *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Fagus sylvatica* et *Prunus serotina*. Dans les vieilles chênaies (9190), se sont surtout *Prunus serotina* et *Quercus robur* qui composent le bois mort. En forêt alluviale (91E0), on observe surtout du bois mort de *Fagus sylvatica* et *Quercus robur*, et dans une moindre mesure *Fraxinus excelsior*, *Populus x canadensis* et *Carpinus betulus*. En hêtraie cathédrale, c'est évidemment *Fagus sylvatica* qui monopolise le compartiment bois mort.

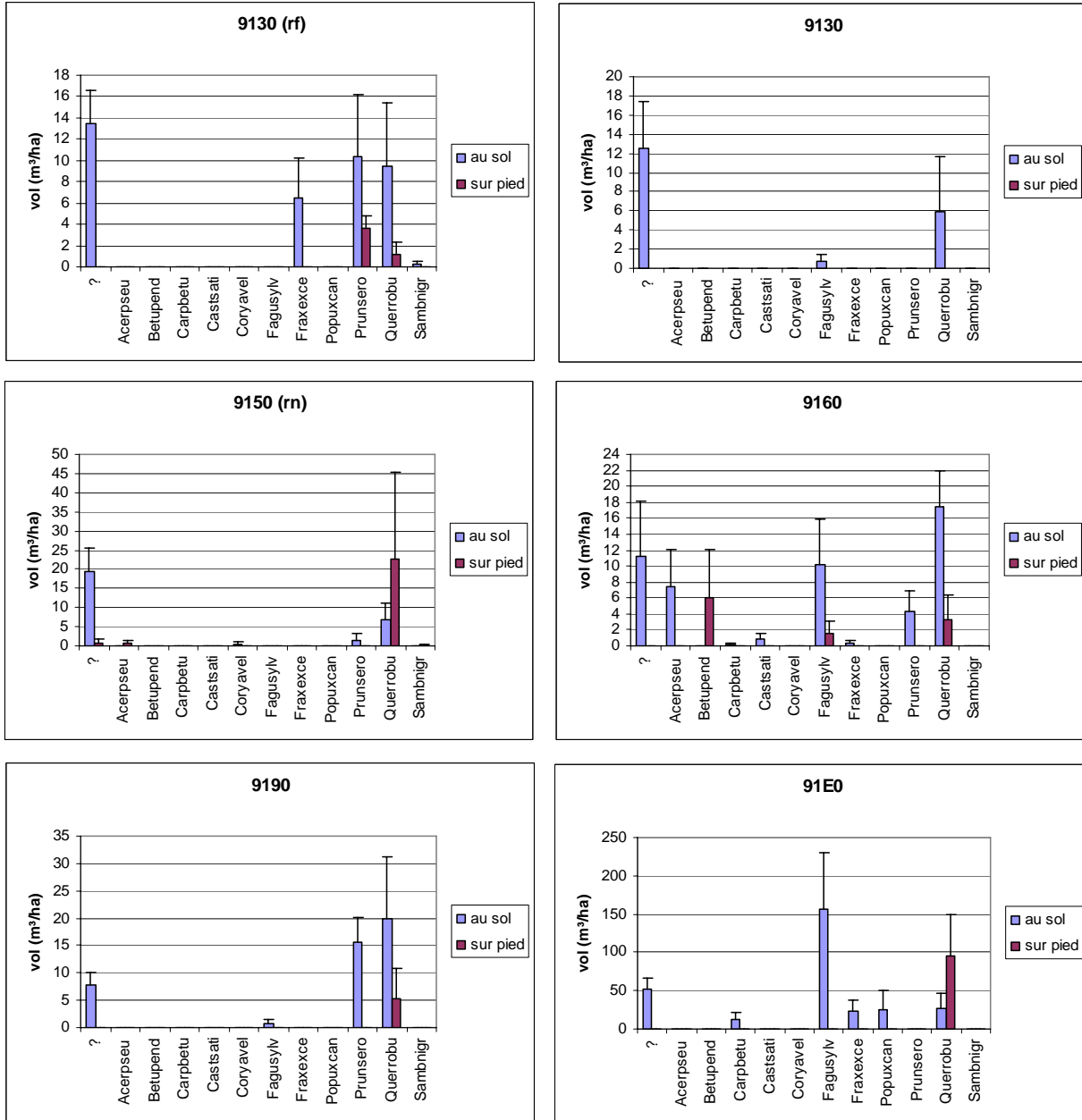


Figure 3. Répartition du volume de bois mort par espèces pour chaque habitat considéré (le nom des essences est abrégé en utilisant les 4 premières lettres du genre et de l'espèce ; pour les noms en entier, voir texte).

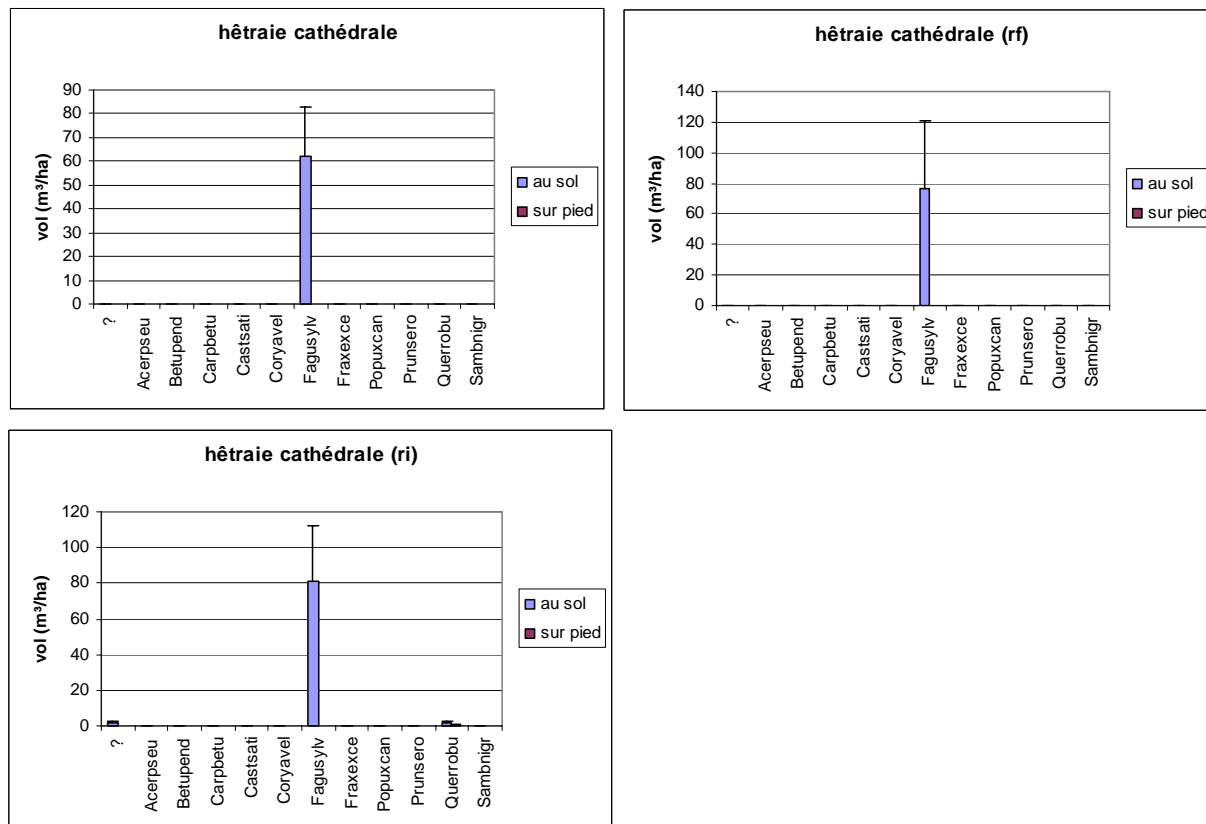


Figure 3. Suite

### 3.3. Volume de bois mort par classe de décomposition

La répartition du volume de bois mort en fonction de son degré de décomposition est représentée à la figure 4 pour chaque habitat considéré. Notons, de manière générale, la faible représentation du bois mort âgé (classes de décomposition 4 à 6) dans tous les habitats, à l'exception des forêts alluviales (91E0) et dans une moindre mesure les vieilles chênaies (9190). Dans la hêtraie cathédrale, ces stades de décomposition sont pratiquement inexistantes au profit des stades 1 et 2 qui représentent du bois à peine décomposé de mort récente.



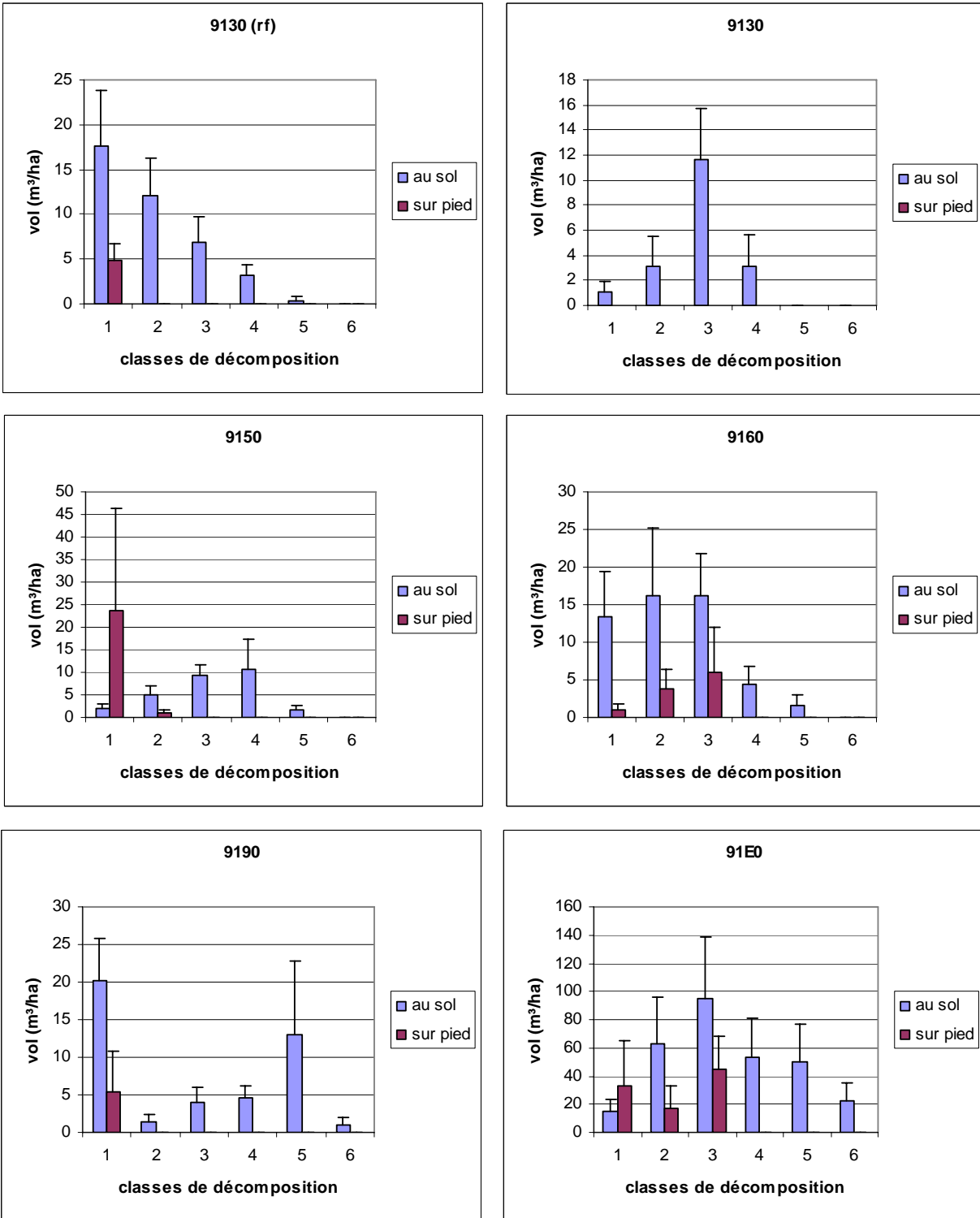


Figure 4. Répartition du volume de bois mort en fonction de son degré de décomposition pour chaque habitat considéré.

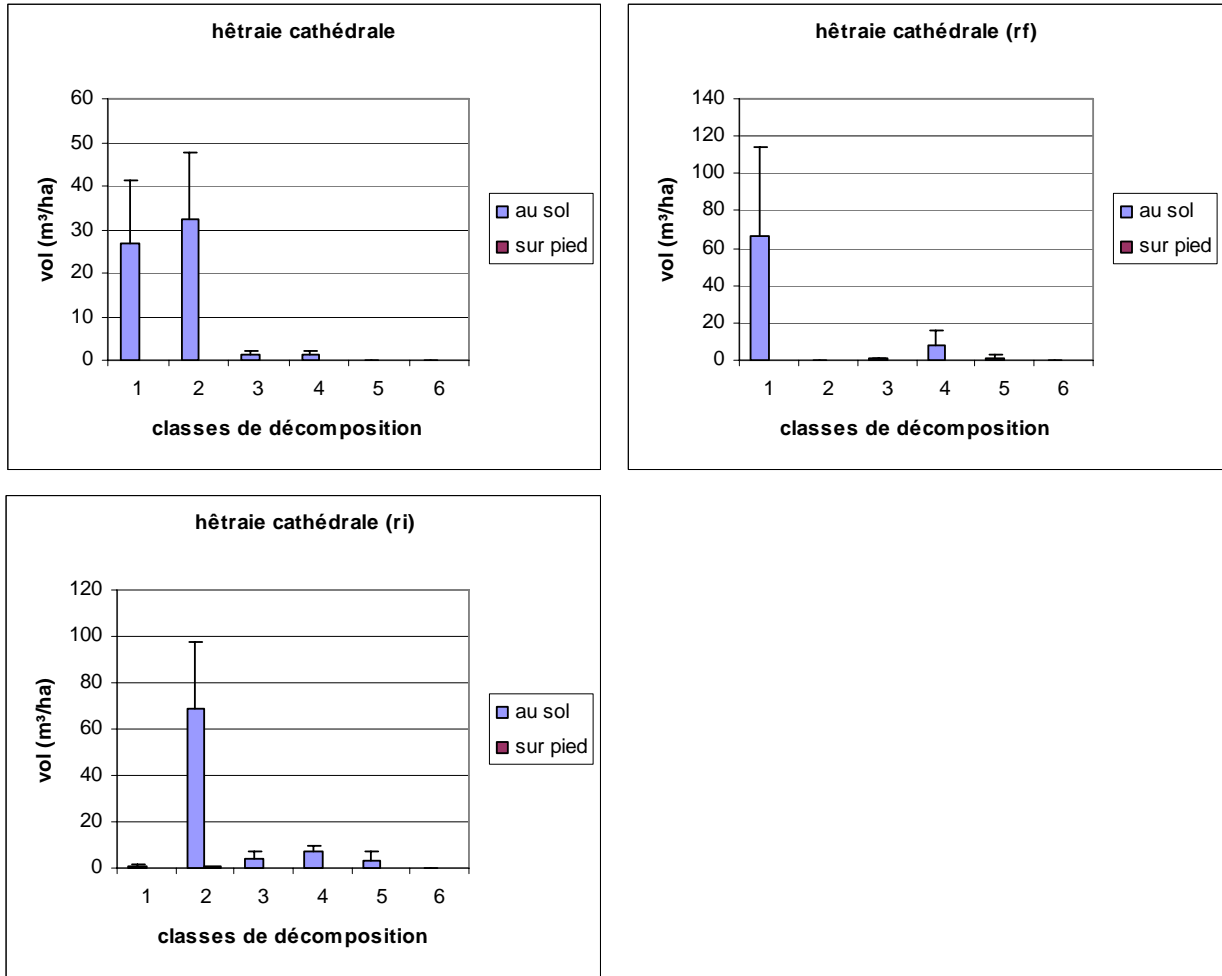


Figure 4. Suite

### 3.4. Fréquence du bois mort par classe de diamètre

La distribution de fréquence du bois mort en fonction de son diamètre est donnée à la figure 5 pour chaque habitat considéré. Nous constatons que tous les habitats sans exception présentent une extrême pauvreté, voire une absence totale, de gros bois au sol (diamètre supérieur à 30 cm). Quand au gros bois sur pied, il n'est présent que dans les forêts alluviales (91E0), les vieilles chênaies (9190), les chênaies-charmaies (9160) et les hêtraies calcicoles (9150).

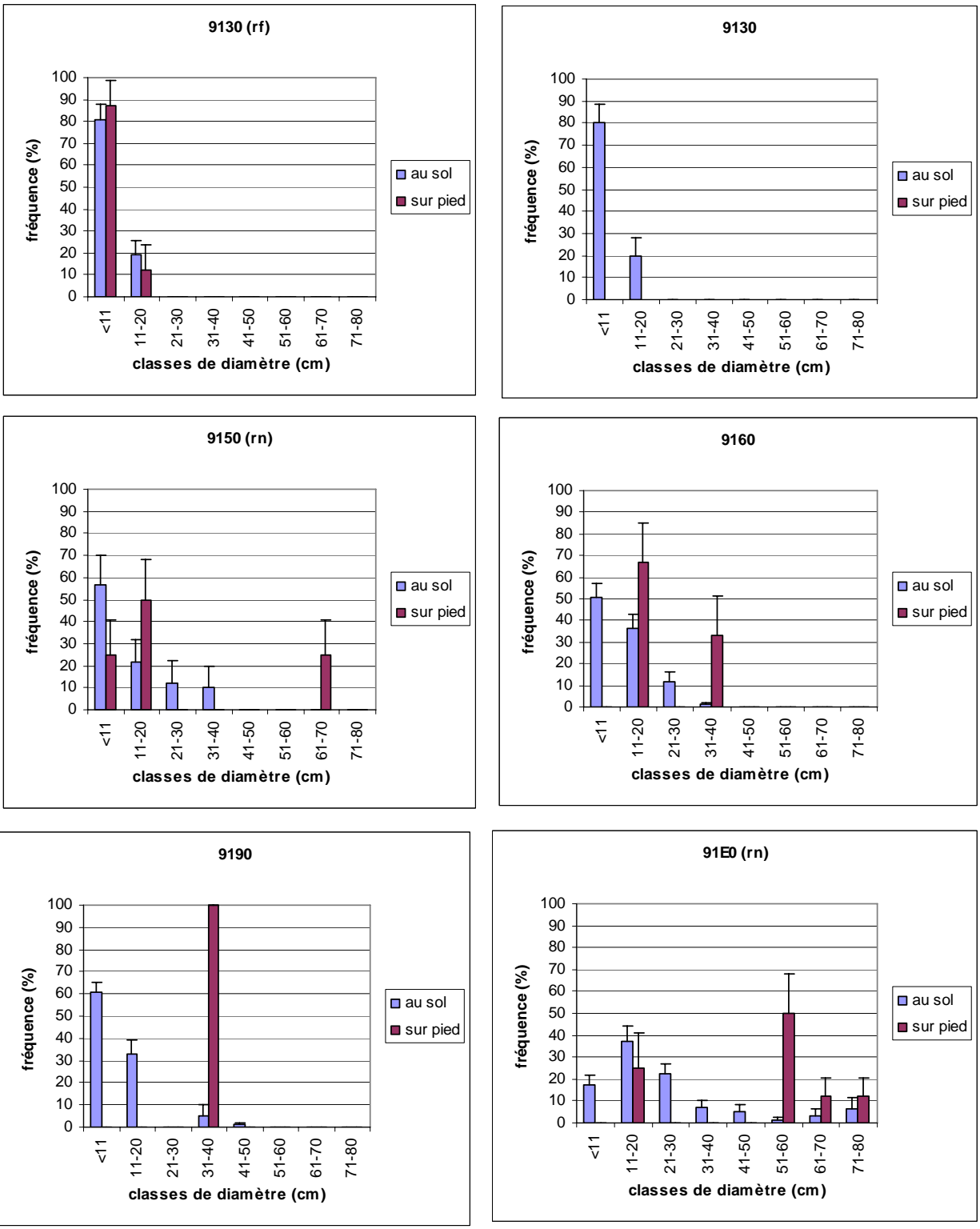


Figure 5. Distribution de fréquence du bois mort en fonction de son diamètre pour chaque habitat considéré.

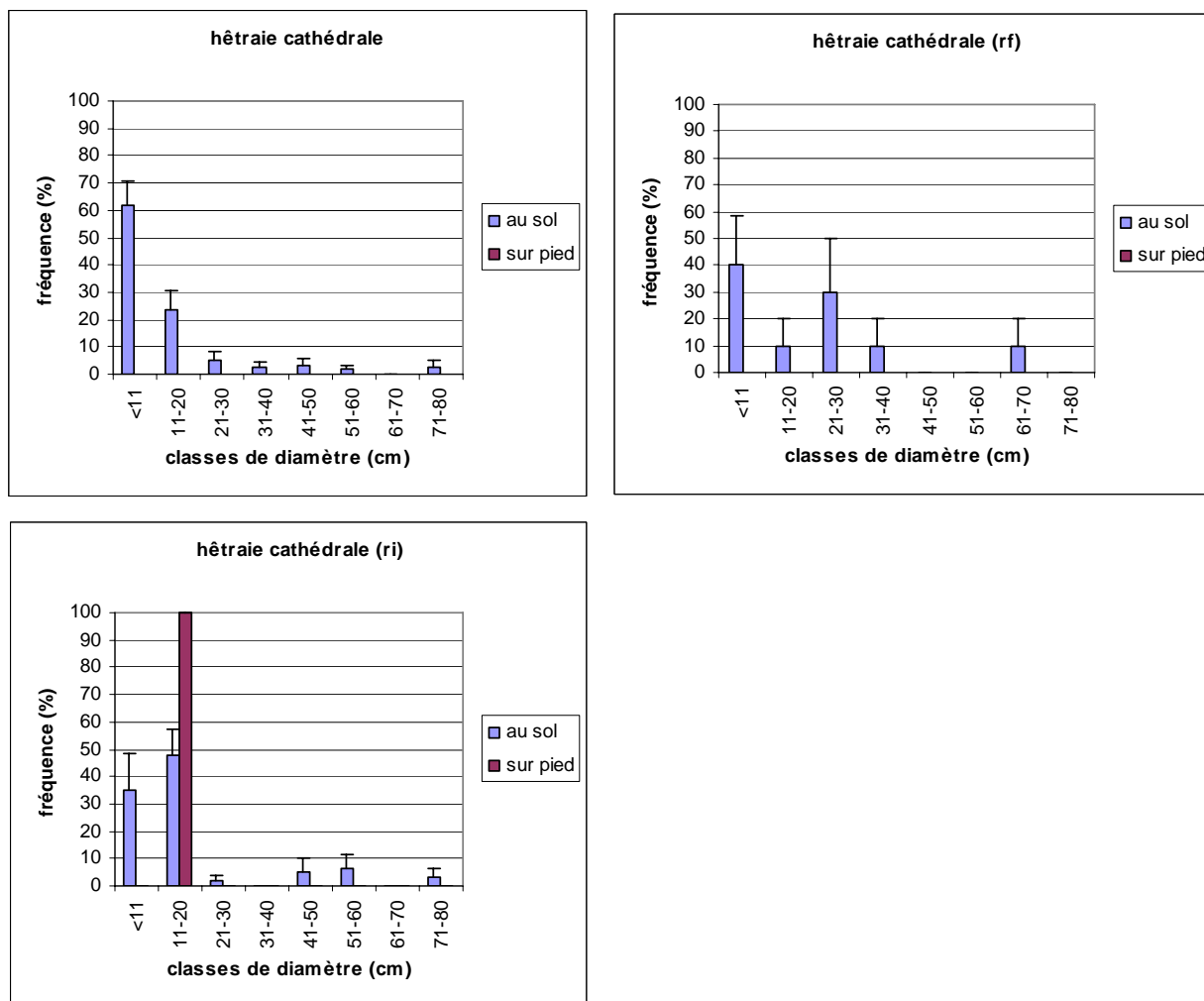


Figure 5. Suite

### 3.5. Répartition spatiale du bois mort

La répartition spatiale du bois mort dans les divers habitats est évaluée par le biais du coefficient de variation du volume tel que représenté aux graphiques de la figure 6. Pour le bois mort au sol, on s'aperçoit que la variation de celui-ci (son hétérogénéité spatiale) est deux fois plus élevée dans la hêtraie cathédrale que dans les autres habitats. On constate également que l'hétérogénéité spatiale du bois mort sur pied est encore bien plus grande que celle du bois mort au sol. Il est en outre intéressant de remarquer que l'hétérogénéité spatiale du gros bois est nettement plus élevée que celle du petit bois. Quant à la répartition spatiale du petit bois, elle est plus hétérogène dans la hêtraie cathédrale que dans les autres habitats.

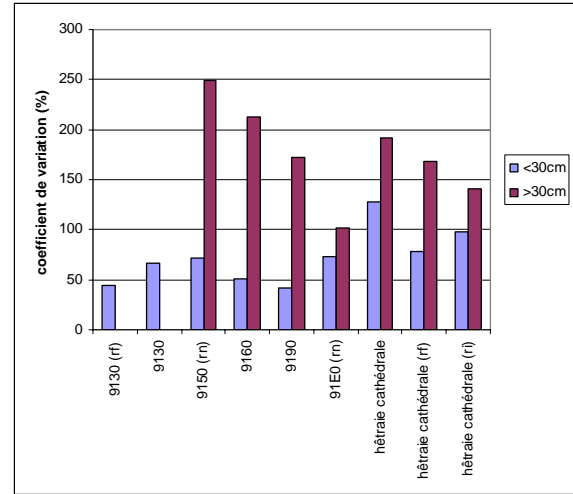
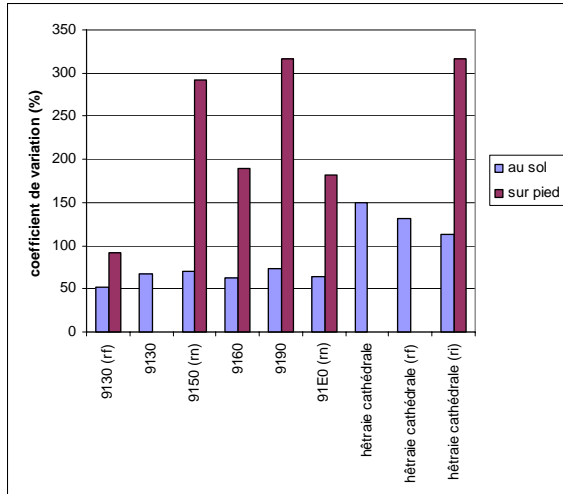


Figure 6. Coefficient de variation du volume de bois mort observé dans chaque habitat pour le bois au sol et sur pied (graphique de gauche), ainsi que pour le petit bois (moins de 30 cm de diamètre) et le gros bois (plus de 30 cm de diamètre) (graphique de droite). Plus le coefficient de variation est élevé, plus hétérogène est la répartition spatiale du bois mort.

## 4. Discussion

### 4.1. Volume de bois mort

Nos mesures ont montré que le volume de bois mort en forêt de Soignes s'élève en moyenne à 94 m<sup>3</sup>/ha (médiane : 62 m<sup>3</sup>/ha). Si l'on compare ce résultat avec le volume de bois mort observé dans d'autres régions ou forêts européennes, on constate que la Forêt de Soignes occupe une position intermédiaire dans le classement, certes en-dessous des valeurs observées dans des forêts plus naturelles comme Fontainebleau ou Bialowieza, mais néanmoins bien au-dessus des quantités de bois mort observées dans les pays voisins.

Tableau 4. Quantités de bois mort signalées dans quelques pays, régions ou forêts en Europe.

Pays	vol (m <sup>3</sup> /ha)	Nature des données	Auteur
Fontainebleau	256	Melico-Fagetum (hêtraie à mélisque)	Mountford (2002)
Bialowieza	143	Circaeo-Alnetum (aulnaie à circée)	Bobiec (2002)
Fontainebleau	142	Quercu-Fagetum (hêtraie-chênaie)	Mountford (2002)
Forêt de Soignes: rés. for. Kersselaerspleyn	139	observations datant de 2000 pour la hêtraie de la réserve forestière	De Keersmaeker et al. (2002)
hêtraies (réserves forestières)	130	moyenne européenne	Christensen et al. (2005)
Bialowieza	129	Tilio-Carpinetum (Tiliaie-charmaie)	Bobiec (2002)
Forêt de Soignes bruxelloise	94	moyenne de tous les habitats de la forêt de Soignes (Bxl)	Godefroid (présent rapport)
Pays Bas	17	forêts de plus de 100 ans	Jagers op Akkerhuis et al. 2005)
Suisse	12	moyenne nationale	Dudley & Vallauri (2004)
Luxembourg	11,6	moyenne nationale	Dudley & Vallauri (2004)
Belgique	9,1	moyenne pour la Wallonie	Dudley & Vallauri (2004)
Suède	6,1	moyenne nationale	Dudley & Vallauri (2004)
Finlande	2-10	forêts de production	Dudley & Vallauri (2004)
Allemagne	1-3	moyenne régionale (Bavière)	Dudley & Vallauri (2004)
Autriche	0,6	forêts de production (88% du total), > 35 cm diamètre	Dudley & Vallauri (2004)

Si l'on compare les résultats au sein d'un même habitat, il faut souligner les quantités tout à fait remarquables de bois mort observées dans l'aulnaie alluviale des Grandes Flosses (394 m<sup>3</sup>/ha en moyenne), qui héberge un volume trois fois plus élevé que celui signalé dans une aulnaie à Bialowieza ! Au niveau des hêtraies, les scores sont moins bons (entre 19 et 85 m<sup>3</sup>/ha en moyenne selon le type de hêtraie) si l'on compare avec la moyenne européenne de 130 m<sup>3</sup>/ha ou les 139 m<sup>3</sup>/ha observés dans la réserve forestière de Kersselaerspleyn.

Nous pouvons calculer la quantité théorique de bois mort d'un peuplement à l'aide de la formule suivante (Hahn & Christensen 2004, Gilg 2005) :

$$Volume = 100 \times \frac{productivité}{décomposition}$$

La hêtraie sonienne a une productivité annuelle de 8.5 m<sup>3</sup>/ha (Vanwijnsberghe 2002). Sachant que le taux de décomposition de la plupart des essences de nos régions se situe entre 2 et 5% (Harmon et al. 1986), on arrive à un volume théorique situé entre 170 et 425 m<sup>3</sup>/ha pour la hêtraie cathédrale de la Forêt de Soignes, ce qui est deux à cinq fois plus élevé que le volume moyen que nous avons observé. En raison de sa grande productivité et de la faible vitesse de décomposition de son bois, la hêtraie sonienne présente donc un énorme potentiel en matière de bois mort.

Mais en réalité, que signifient ces chiffres en terme de fonctionnement des écosystèmes forestiers ? Il est en fait difficile de donner des directives concernant la quantité de bois mort souhaitée, mais diverses études (Kirby et al. 1998, Siitonen 2001) évoquent 30 à 40 m<sup>3</sup>/ha comme étant un minimum, où tous les stades (au sol, sur pied, vermoulu) doivent être présents en permanence dans des endroits aussi bien ombragés que ensoleillés. Un minimum de 30 m<sup>3</sup> de bois mort par ha est également cité pour maintenir une densité optimale de pic épeiche. Idéalement, le pic épeiche a besoin de 8 m<sup>3</sup> de bois mort couché, 8 m<sup>3</sup> de bois mort debout et 14 m<sup>3</sup> de bois vivant avec branches mortes (Smith 2000). Ces valeurs de référence doivent

évidemment être considérées avec une certaine réserve, mais elles ont au moins le mérite de donner un ordre de grandeur, un point de repère à atteindre. Il est d'ailleurs intéressant de constater que, hormis les hêtraies neutrophiles hors réserve forestière (habitat 9130 ; 19 m<sup>3</sup>/ha en moyenne), les autres habitats forestiers de la forêt de Soignes présentent *en moyenne* un volume de bois mort supérieur à 40 m<sup>3</sup>/ha.

#### **4.2. Proportion bois mort sur pied / bois mort au sol**

Humphry et al. (2004) ont mis au point des indicateurs européens pour la diversité saprophyte et épixyle en Europe atlantique. Ils estiment qu'en dessous de 20 m<sup>3</sup>/ha (de gros bois de plus de 20 cm de diamètre !!), l'absence d'espèces saprophytes peut devenir problématique dans la plupart des bois adultes. Ils proposent les valeurs indicatrices suivantes pour l'Europe atlantique :

- bois mort sur pied : 20-40 m<sup>3</sup>/ha (> 20 cm dbh), entre 3 et 10 arbres par ha
- bois mort au sol : 20-40 m<sup>3</sup>/ha (> 20 cm dbh), entre 3 et 10 arbres par ha

Ce qui, avec un minimum de 40 m<sup>3</sup>/ha, correspond à ce qui est mentionné par d'autres auteurs, mais a le mérite d'être plus précis, dans le sens où la répartition entre bois mort sur pied et bois mort au sol est évoquée, à savoir moitié-moitié, ce qui correspond également à ce que Jagers op Akkerhuis et al. (2005) mentionnent. Cette précision a de l'importance car un arbre mort sur pied n'accueillera pas la même faune qu'un arbre mort au sol. Winter (1993), par exemple, a montré qu'un hêtre mort sur pied héberge davantage d'espèces de coléoptères qu'un hêtre mort au sol. Pour les cavernicoles que sont certains oiseaux et chauves-souris, le bois sur pied est beaucoup plus important que le bois au sol (Londo 1991). Le bois mort sur pied augmente significativement la richesse de l'avifaune (Opdam & Schotman 1986).

En Forêt de Soignes, la quantité de bois mort sur pied est très inférieure à ce qui est préconisé dans la littérature. Rappelons que ce type de bois mort est virtuellement absent dans la hêtraie cathédrale et dans les hêtraies neutrophiles hors réserve naturelle. Dans les autres habitats, la proportion de bois mort sur pied par rapport au bois mort au sol s'élève à 0.11 (vieilles chênaies), 0.12 (hêtraies neutrophiles en réserve naturelle), 0.21 (chênaies-charmaies), 0.32 (forêts alluviales) et 0.86 (hêtraies calcicoles), ce qui est inférieur au rapport de 1 recommandé dans la littérature.

#### **4.3. Stades de décomposition du bois mort**

Pour beaucoup d'espèces, le degré de décomposition du bois est plus important que l'espèce elle-même (Schmitt 1992, Köhler 2000). D'une manière générale, aux différentes phases du développement forestier correspondent des cortèges mycorhiziens et décomposeurs spécifiques (Froidevaux, 1975). Au niveau des champignons, les espèces rares et les espèces des listes rouges se développent surtout sur les stades de décomposition les plus avancés et apparaissent peu sur du bois mort frais, ce qui a été démontré pour plusieurs espèces dont le hêtre (Heilmann-Clausen & Christensen 2005). Selon Heilmann-Clausen & Christensen (2004), l'incidence maximale des espèces figurant sur les listes rouges est observée au stade de décomposition 4. En Forêt de Soignes, le bois mort âgé (classes de décomposition 4 à 6) est rare ; son volume oscille entre 1 et 18 m<sup>3</sup>/ha, sauf pour la forêt alluviale du Rouge-Cloître qui en contient 125 m<sup>3</sup>/ha. A cette

exception près, le déficit en bois mort fortement décomposé se fait donc sentir dans tous les habitats, et en particulier dans la hêtraie cathédrale.

#### **4.4. Gros bois ou petit bois ?**

La biodiversité du petit bois et des branches est élevée, mais celle-ci comprend essentiellement des espèces communes. Dans le gros bois par contre, on trouve davantage d'espèces uniquement inféodées au bois de gros calibre. Ce sont souvent des espèces rares, qui ne seront pas favorisées par le fait de laisser sur le sol les branches de faible calibre (Jagers op Akkerhuis et al. 2005). Le petit bois se décompose plus rapidement et n'est de ce fait favorable pour les organismes du bois mort que pendant une courte période. Le petit bois conduit de ce fait rapidement à une rupture de la continuité de la présence de tous les stades de décomposition, ce qui a des conséquences négatives pour les espèces qui exigent un habitat stable dans le temps (Jagers op Akkerhuis et al. 2005). Certains champignons mycorrhiziens n'apparaissent que dans de très vieux peuplements et disparaissent lorsqu'il n'y a plus de gros bois (Froidevaux, 1975).

De nombreuses espèces exigent des conditions environnementales stables pour leur cycle de vie. Dans le gros bois, les fluctuations de température et d'humidité sont moins élevées, ce qui rend ce type de bois plus propice pour ces espèces (Jagers op Akkerhuis et al. 2005). Le bois mort (en particulier le gros bois) contribue à stabiliser l'humidité relative en forêt (Lesica et al. 1991, Rambo & Muir 1998a, Rambo 2001).

Au cours de leurs études dans les hêtraies eu Danemark, Heilmann-Clausen & Christensen (2004, 2005) ont trouvé moins d'espèces de champignons de la liste rouge sur des troncs de diamètre de 20 à 50 cm que sur des arbres plus gros, et la majorité des espèces de la liste rouge fut trouvée sur des troncs plus gros que 70 cm. D'autre part, Pasinelli (2000) a montré que seuls les chênes de gros diamètre (>36 cm de diamètre), présentent un potentiel maximal pour la formation de cavités adaptées à la colonisation par le Pic mar (*Dendrocopos medius*), espèce de la Directive Oiseaux présente à Bruxelles. Le maintien de gros vieux arbres est ainsi indispensable pour l'espèce.

En Forêt de Soignes, nous avons vu que le bois mort de gros calibre était très peu fréquent, voire inexistant dans le cas des hêtraies neutrophiles. La seule exception concerne les forêts alluviales où l'on a fréquemment recensé du bois mort sur pied de diamètre oscillant entre 50 et 80 cm. Le tableau 5 synthétise l'état de décomposition et le calibre du bois mort en Forêt de Soignes. Nous voyons d'emblée qu'il y a un déséquilibre majeur dans la répartition du bois mort, sachant que dans des forêts (sub)naturelles nous aurions 25% dans chacune des quatre catégories (Jagers op Akkerhuis et al. 2005). La Forêt de Soignes est donc actuellement caractérisée par une surreprésentation du petit bois faiblement décomposé. Le seul habitat qui se rapproche d'un état naturel est la forêt alluviale (91E0). Nous voyons également que, moyennant une gestion appropriée, certains habitats évolueront plus rapidement que d'autres vers une répartition optimale de leur bois mort. C'est le cas des vieilles chênaies (9190) et des hêtraies calcicoles (9150) qui possèdent déjà à l'heure actuelle du gros bois fortement décomposé, ce qui n'est pas le cas dans les hêtraies neutrophiles (9130), les chênaies-charmaies (9160) et la hêtraie cathédrale où se type de bois mort fait totalement défaut.



Tableau 5. Fréquence du bois mort dans les habitats de la Forêt de Soignes, en fonction de son état de décomposition (faible (1-3) ou avancée (4-6)) et de son diamètre (petit bois ou gros bois).

	classes de décomposition: 1-3		classes de décomposition: 4-6	
	petit bois (< 30 cm)	gros bois (> 30 cm)	petit bois (< 30 cm)	gros bois (> 30 cm)
9130 (rf)	91.91	0.00	8.09	0.00
9130	84.80	0.00	15.20	0.00
9150 (m)	68.24	8.98	12.78	10.00
9160	77.47	9.17	13.36	0.00
9190	49.94	15.28	27.10	7.67
91E0 (m)	21.34	39.54	17.03	22.09
hêtraie cathédrale	72.60	22.38	5.02	0.00
hêtraie cathédrale (rf)	23.11	36.89	40.00	0.00
hêtraie cathédrale (ri)	41.34	34.90	23.76	0.00

#### 4.5. Diversité d'essences dans le bois mort

Le bois mort appartenant à différentes espèces héberge des cortèges faunistiques différents (Lindhe & Lindelöw 2004). Les essences ligneuses sont donc complémentaires entre elles et une grande variété d'arbres est donc à recommander. Ce n'est toutefois que dans les premiers stades de décomposition que l'essence joue un rôle (Schmitt 1992, Köhler 2000).

Beaucoup de champignons lignicoles montrent une préférence pour une essence particulière. Ceci résulte des différentes propriétés chimiques et structurales du bois, comme par exemple le pH, la présence d'antibiotiques et la morphologie du bois (Rayner & Boddy 1988). C'est sur *Quercus robur* que l'on trouve la plus grande quantité d'espèces spécifiques, ce qui est à mettre en relation avec la quantité élevée de tannins contenue dans le bois de cette espèce (Heilmann-Clausen 2003).

Le nombre d'invertébrés et en particulier le nombre de coléoptères xylophages inféodés aux chênes est nettement plus élevé que pour le hêtre (Ammer 1991). Le tableau 6 nous indique que ce nombre passe pratiquement du simple au double entre le hêtre et les chênes.

Tableau 6. L'importance de l'essence ligneuse pour les coléoptères xylophages et autres invertébrés en Allemagne du Sud (Ammer 1991)

Essence ligneuse	nb d'invertébrés (total)	% de coléoptères xylophages
<b>Chênes</b>	<b>900</b>	<b>70</b>
Bouleaux	700	50
Peupliers	700	50
<b>Hêtres</b>	<b>600</b>	<b>40</b>
Saules	600	40
Aulnes	500	36
Tilleuls	300	20
Epicéas	300	20

La différence est encore plus frappante lorsqu'on ne prend en compte que les espèces spécifique aux essences, tel qu'illustré au moyen de données récoltées en Allemagne (tableau 7)

Tableau 7. Coléoptères du bois mort, spécifiques (et non spécifiques) à une essence ligneuse dans les régions de Nordrhein-Westfalen (Köhler 2000) et Niedersachsen (Bense 1996 in Bücking 1998)

Essence	coléoptères spécifiques - région de Nordrhein- Westfalen	coléoptères spécifiques (et non spécifiques) - région de Niedersachsen
Pins	24	55 (209)
<b>Chênes</b>	<b>17</b>	<b>84 (490)</b>
Peupliers	9	14 (251)
Ormes	7	10 (185)
Bouleaux	6	9 (243)
Epicéa	6	24 (206)
Saules	5	?
Erables	2	2 (151)
Frêne	2	7 (81)
Genévrier	2	4 (10)
Prunus	2	?
Aulne	1	4 (219)
<b>Hêtre</b>	<b>1</b>	<b>18 (367)</b>
Mélèzes	1	3 (39)
Tilleuls	1	7 (157)
Sapin	0	10 (82)
Charme	0	2 (125)
Châtaignier	0	?
Noisetier	0	?
Bourdaïne	0	?

En Forêt de Soignes, le bois mort n'est représenté que par une seule espèce en hêtraie cathédrale, contre 3 à 6 espèces dans les autres habitats. Le chêne pédonculé (*Quercus robur*) y occupe une position centrale, ce qui, comme nous venons de le voir ci-dessus, est très favorable à l'apparition d'invertébrés et de champignons tout à fait spécifiques. Il s'agit donc d'une espèce clé qu'il convient de favoriser à l'avenir.

Dans la plupart des habitats (sauf les forêts alluviales et la hêtraie cathédrale), on a recensé également une proportion importante de cerisier tardif (*Prunus serotina*) dans le bois mort. Cette espèce étant exotique, il est fort probable qu'elle n'aie qu'un intérêt très limité pour la faune et la fonge lignicoles. La politique d'éradication de cette espèce envahissante appliquée actuellement se justifie donc également du point de vue du bois mort. On lui préférera d'autres essences comme les bouleaux, qui sont d'ailleurs très peu représentés pour l'instant. Hêtres, frênes, érables et peupliers ont en outre été recensés dans le bois mort de divers habitats, quoique en proportions très variables. A l'avenir, il conviendra de renforcer cette mixité des peuplements qui est la clé d'un écosystème diversifié et fonctionnel.

#### **4.6. Continuité de l'habitat bois mort**

La mobilité de beaucoup de coléoptères ne dépasse souvent pas quelques centaines de mètres autour de l'arbre hôte (Ranius, 2000, Ranius & Hedin, 2001). Ainsi, l'absence de bois mort régulier répondant aux caractéristiques recherchées fragmente l'habitat disponible pour les

populations de ces espèces peu dynamiques, au risque de les rendre non viables. La continuité de l'habitat bois mort est donc indispensable à la viabilité des populations de nombreuses espèces peu mobiles, à cause de leur structuration en métapopulations (Vallauri et al. 2002).

En Forêt de Soignes, nous avons vu que l'hétérogénéité spatiale du bois mort est particulièrement élevée dans le cas : (1) de la hêtraie cathédrale, (2) du bois mort sur pied, et (3) du gros bois (diamètre >30cm). Dans l'état actuel des choses, la répartition spatiale du bois mort est donc loin d'être optimale pour la survie des populations de nombreuses espèces peu mobiles.

#### **4.7. Recommandations pour la gestion du bois mort**

Une politique de conservation du bois mort n'est pas seulement bénéfique à la conservation de la biodiversité, mais également à l'amélioration de la fertilité forestière, au stockage du carbone et à l'équilibre des populations de ravageurs (Vallauri et al. 2002).

Nous formulons ci-dessous quelques pistes de gestion visant à améliorer les lacunes observées dans le compartiment bois mort des habitats de la Forêt de Soignes.

##### **Laisser debout les arbres morts, malformés ou abîmés**

Ceci permettra d'augmenter la proportion de bois mort sur pied. Les arbres fourchus devraient être sélectionnés en premier car ils supportent une plus grande diversité en comparaison avec des arbres non fourchus et ils ont une valeur économique limitée (Heilmann-Clausen & Christensen 2003).

##### **Laisser sur le sol les chablis (tronc et couronne intacts)**

Chaque année, on enregistre plus de 1000 chablis en Forêt de Soignes (De Vos et al. 2003). Cette opportunité doit être saisie afin d'optimiser la composante bois mort. Comme cela se pratique déjà en beaucoup d'endroits en Forêt de Soignes, il convient de laisser au sol certains de ces chablis. Même si dans ce cas les troncs sont peu tamponnés face aux fluctuations de température et d'humidité suite à leur faible contact avec le sol (Heilmann-Clausen & Christensen 2003) en raison de l'assiette racinaire, ces chablis constituent autant d'occasions uniques d'augmenter la proportion de (très) gros bois, qui fait actuellement défaut dans beaucoup de peuplements.

##### **Laisser sur place les résidus d'exploitation (ne pas scier ou mettre en tas)**

Les coupes et les éclaircies entraînent la présence de résidus d'exploitation qu'il faudrait laisser en permanence sur les parcelles exploitées. Ce n'est pas le cas actuellement, puisqu'ils sont enlevés pour faciliter la replantation. Le fait d'en faire des andains (comme c'est le cas suite aux récentes éclaircies au bois de la Cambre) fragmente l'habitat bois mort en plus d'appauvrir le sol. Ne pas enlever les rémanents avant la replantation des parcelles exploitées se pratique déjà sans problèmes dans la partie wallonne de la forêt, comme nous l'a mentionné le garde forestier (Cuvelier, comm. pers.).

## **Ne pas être pressé, raisonner sur du long terme...**

L'intérêt que les gestionnaires portent au bois mort étant relativement récent, il est dès lors logique de ne trouver que majoritairement du bois mort faiblement décomposé. Afin d'augmenter cette composante dans nos habitats forestiers, le meilleur allié d'une gestion raisonnée est le temps. Nous avons en effet besoin de beaucoup de temps pour arriver à avoir suffisamment de gros bois mort fortement décomposé. Vallauri et al. (2002) estiment que 80 ans est le temps qu'il faut pour qu'une forêt non exploitée acquière une forte naturalité. Selon van Hees (2003), il faut 27 ans pour qu'un gros hêtre de 60 cm de diamètre atteigne le stade de décomposition 5 (tableau 7).

Tableau 7. Estimation du temps nécessaire depuis la mort du hêtre pour arriver à différents stades de décomposition (van Hees 2003)

DBH (cm)	classes de décomposition					
	1	2	3	4	5	6
10	3 ans	5 ans	9 ans	12 ans	15 ans	n.d.
20	3 ans	6 ans	10 ans	13 ans	16 ans	n.d.
30	3 ans	6 ans	10 ans	14 ans	18 ans	n.d.
40	3 ans	6 ans	11 ans	16 ans	20 ans	n.d.
50	3 ans	7 ans	12 ans	18 ans	23 ans	n.d.
60	3 ans	7 ans	12 ans	21 ans	27 ans	n.d.

## **Création artificielle de bois mort**

Dans le cas où l'on crée du bois mort de manière artificielle, il est préférable de varier les techniques (annelage, explosifs, etc.), de manière à diversifier les voies de succession dynamique, chacune ayant ses propres espèces

Une technique largement pratiquée en foresterie (et d'ailleurs appliquée dans quelques réserves naturelles à Bruxelles) consiste à couper certains arbres à une hauteur de 4 à 5 m, de manière à laisser un tronc qui puisse être colonisé par les organismes saprophytes (Jonsell et al. 2004). Cette pratique est utilisée par de nombreux propriétaires de forêts certifiées FSC. En Suède, lors de coupes forestières, la certification requiert la création active de bois mort sur pied à partir de cette technique (Raivio et al. 2001, Anonyme 2005). Actuellement dans ce pays, on crée 3 à 5 troncs par hectare, ceux-ci étant souvent étêtés mécaniquement, bien que des explosifs soient parfois utilisés, placés à 5 m au dessus du sol (Jonsell et al. 2004). Cette méthode permet d'obtenir un effet plus « naturel » que la méthode mécanique qui est parfois critiquée car créant des « totems » jugés inesthétiques. Dans ce cas, il sera préférable d'utiliser des bâtons de dynamite que l'on introduira dans des trous de part et d'autre du tronc mais à des hauteurs sensiblement différentes (Anne Sverdrup-Thygeson, comm. pers.).

Créer du bois mort de cette manière demande du personnel et équipement spécialisé. De ce fait, pour des raisons logistiques, ce type d'opération est généralement effectuée en une seule fois et puis plus du tout pendant quelques années ou décennies. Or, il faut plutôt veiller à ce qu'il y ait constamment du bois mort dans tous les stades de décomposition, c'est-à-dire régulièrement laisser un arbre mort ou sénescant (étaler dans le temps) plutôt que plusieurs sur une courte période (par exemple anneler un arbre par an pendant 10 ans sera mieux que 10 arbres en 1 an et

puis plus du tout). Une augmentation soudaine de bois mort en annelant plusieurs arbres d'un coup n'a pas vraiment de sens car à court terme ce ne sont que les espèces très mobiles qui vont en profiter. Ces espèces sont en général non menacées. Il faut au contraire considérer l'élaboration d'un capital bois mort comme une tâche à long terme (Ammer 1991).

Une autre façon de créer du bois mort sur pied est l'annelage des arbres (Aulén 1991, Martikainen 2001), qui consiste à enlever un anneau d'écorce sur une hauteur de 5 à 30 cm selon l'espèce, afin de laisser mourir l'arbre lentement. Cette pratique est également déjà adoptée dans certaines réserves naturelles (Vuilbeek, Grandes Flosses) depuis le début des années '90.

Il faut toutefois mentionner que Jonsell et al. (2004) ont trouvé des différences dans la composition spécifique des saprophages entre le bois mort sur pied créé artificiellement et celui issu d'un processus naturel. Ceci suggère que le fait de créer artificiellement du bois mort sur pied est utile pour certaines espèces de saprophages, mais que la faune associée à ce type de bois est quelque peu différente de celle du bois mort d'origine naturelle. Celui-ci est probablement plus hétérogène que le bois mort de création artificielle qui est créé de la même manière et au même moment de l'année (Jonsell et al. 2004).

### **Homogénéiser la répartition spatiale du bois mort**

Bien que le bois mort sur pied d'origine artificielle n'héberge qu'une partie de la faune potentielle, les espèces qui le colonisent peuvent cependant construire de nouvelles populations et ainsi augmenter les chances pour que quelques individus migrent avec succès vers de nouvelles localités plus ou moins éloignées (Hanski, 1994). Ceci peut être particulièrement important en forêt de Soignes où l'hétérogénéité spatiale du bois mort est très élevée. La colonisation de celui-ci pourrait même être encore davantage facilitée si la création du bois mort se fait en rotation. L'espacement optimal entre le bois sur pied créé artificiellement dépend de la distance de dispersion des espèces saproxyliques qui, pour beaucoup d'espèces ne dépasse souvent pas quelques centaines de mètres autour de l'arbre hôte (Ranius, 2000, Ranius & Hedin, 2001). Le plan de gestion de la Forêt de Soignes prévoit bien la rétention de 4 à 6 arbres dépérissants ou morts sur pied par hectare (Vanwijnsberghe 2002), mais il s'agit actuellement d'une moyenne sur plusieurs hectares. Afin de ne pas dépasser la distance de dispersion de certaines espèces, il convient d'établir cette moyenne sur un maximum de 4 ha. En effet, lors de la création de bois mort, les populations d'insectes saproxyliques vont augmenter, mais cet effet positif sera de très court terme si les autres supports sont hors d'atteinte par ces espèces.

### **Non-intervention**

Il va de soi que la philosophie de non-intervention doit également être encouragée. En effet, permettre la dynamique naturelle est généralement plus efficace et la façon la moins coûteuse pour restaurer la biodiversité du bois mort (Dudley & Valleuri 2004). Le processus prendra davantage de temps, mais étant donné le nombre élevé de chablis observé chaque année en forêt de Soignes, ce temps devrait être minimalisé ici. En effet, l'augmentation de bois mort (toutes catégories confondues) par non-intervention peut aller assez rapidement si l'on se réfère aux données de la réserve forestière de Kersselaerspleyn : la quantité de bois mort y a été multipliée par cinq en 15 ans et ce aussi bien pour le hêtre que le chêne (tableau 8).

Tableau 8. Evolution du volume du bois mort (m<sup>3</sup>/ha) entre 1986 et 2000 dans la réserve forestière de Kersselaerspleyn (De Keersmaecker et al. 2002).

	1986	1990	2000
hêtre	27.4	97.1	132.2
chêne	1.2	1.9	6.6
charme	0	0	0
érable	0	0	0
Total	28.6	99.0	138.8

#### **4.8. Information du public**

Lorsqu'il aperçoit du bois mort, le public pense souvent que quelque chose ne va pas, que la forêt est malade, que le gestionnaire ne fait pas son travail. L'information du public est fondamentale afin de casser les mythes infondés qui se sont développés pendant des siècles à propos des vieux arbres et du bois mort. En effet, beaucoup de nos forêts présentent une structure jeune et équiennne, de sorte que les gens ne savent même plus à quoi ressemble une forêt naturelle. La fréquentation élevée de nos écosystèmes forestiers urbains fait que l'information du public est cruciale afin de faire changer les mentalités et faire accepter la politique du bois mort mise en place.

#### **4.9. Et la prolifération des ravageurs forestiers ?**

Le bois mort est-il le lieu de prolifération des ravageurs forestiers sur les arbres vivants ? Laissons la parole à Louis-Michel Nageleisen, spécialiste du Département de la Santé des forêts du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt en France:

“Les insectes ravageurs forestiers sont biologiquement inféodés aux seuls arbres vivants. Au nombre de quelques dizaines d'espèces, ils peuvent être classés en ravageurs primaires et ravageurs secondaires selon leur capacité à coloniser respectivement un arbre vigoureux ou un arbre affaibli, c'est-à-dire selon leur capacité à surpasser les réactions de l'arbre vivant. (...) Ces insectes se nourrissent de tissus vivants et laissent la place à d'autres cortèges, les insectes saproxylophages, lorsque leur hôte meurt. (...) Les insectes saproxylophages qui se succèdent depuis l'arbre récemment mort à l'arbre réduit à l'état de matière organique décomposée appartiennent à de très nombreuses familles et comptent des milliers d'espèces, toutes incapables d'investir des tissus vivants. (...) De fait, les arbres morts anciens ne présentent aucun danger pour la forêt. Au contraire, plusieurs études semblent montrer qu'ils abritent un cortège important de parasitoïdes et prédateurs qui exercent un certain contrôle des populations d'insectes ravageurs. Seuls les arbres en train de mourir ou récemment mort, qui peuvent pendant un court laps de temps héberger encore des ravageurs secondaires, présentent éventuellement un danger à évaluer selon l'essence, les insectes et leur niveau de population” (Nageleisen, 2002).

#### **4.10. Sécurité et responsabilité en forêt**

Selon certains forestiers, "dans une forêt naturelle, les branches mortes suspendues dans les airs menacent le promeneur désorienté dans un spectacle de désolation". De plus la responsabilité juridique du propriétaire est engagée pour tout accident (promeneur blessé, dégât matériel sur un

véhicule,...). Le raccourci est donc vite fait : il n'est pas envisageable pour des raisons de sécurité de conserver des arbres morts, sauf de façon anecdotique. Attardons-nous donc sur un danger beaucoup moins réel pour le touriste en forêt que pour le propriétaire face à une société procédurière refusant tout risque naturel. Voici quelques éléments pour une analyse raisonnée, que nous empruntons à Vallauri et al. (2002).

La forêt par temps de grands vents et de tempêtes est un milieu naturel dangereux. Toutefois, avec raison, les grands mammifères savent trouver refuge dans les clairières dans ces conditions. Les promeneurs doivent, quel que soit le type de forêts, comprendre cette prudence nécessaire par grand vent et après les tempêtes. En dehors de ces conditions extrêmes, la probabilité pour qu'un promeneur voit tomber un arbre dans une forêt est très faible. En France, les arbres tombent à 99% suite à une perturbation (comme une tempête ou, surtout, l'exploitation forestière).

### **Probabilité de chute d'arbres en forêt exploitée avec et sans bois mort**

La probabilité est plus forte en forêt exploitée, puisqu'il y a des activités d'abattage justement. Rappelons qu'en France près de 400 accidents graves et 2500 accidents avec arrêt maladie touchent chaque année les professionnels de l'exploitation forestière. Malgré l'exploitation, la probabilité qu'un accident arrive à un promeneur dans ces conditions est pourtant nulle en forêt exploitée. Maintenir 4 gros arbres morts à l'ha signifie une mise au sol naturelle très inférieure à 0,4 arbres/an. Cela correspond à augmenter de 1 pour 1,3 milliard la probabilité pour qu'un promeneur traverse sur le chemin un jour sans vent dans la minute où l'arbre tombe dans l'ha. Et le promeneur ne sera pas touché si quelques mesures de précaution sont prises justement pour exploiter les volis à proximité des chemins.

### **Probabilité de chute d'arbres en forêt naturelle**

En forêt naturelle, dans une réserve naturelle intégrale ancienne par exemple, il existe environ 40 à 140 arbres morts par ha, avec une production annuelle de 2 à 10 arbres/an. La fréquentation est régulée, orientée, voire réglementée dans certaines zones (exemple : interdiction de sortir des chemins). Le même calcul de probabilité est supérieur de 5 à 25 fois, mais reste faible (1 pour 260 millions à 1 pour 52 millions). Le nombre de chemin est plus faible ou doit tendre à le devenir. Dans la réalité des réserves naturelles françaises, aucun accident n'est à déplorer pour cette raison.

De façon raisonnable, l'ONF dans son "Instruction sur la prise en compte de la diversité biologique" (1993) note qu'il est souhaitable d' « éviter le maintien de vieux arbres à proximité immédiate des chemins et des lieux de grande fréquentation ». Cela nous semble une prudence nécessaire et suffisante, sans limitation du nombre d'arbres mort à l'hectare et de leur taille.



## 5. Références

- Ammer U. 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Tothholzforschung für die forstliche Praxis. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 149-157.
- Anonyme 2005. Swedish FSC Standard for forest certification. Swedish FSC-council, Uppsala.
- Aulén, G., 1991. Increasing insect abundance by killing deciduous trees: a method of improving the food situation for endangered woodpeckers. Holarctic Ecology 14: 68–80.
- Bader P., Jansson S. & Jonsson B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. Biological Conservation 72: 355-362.
- Bate L.J., Torgersen T.R., Garton E.O. & Wisdom M.J. 2002. Accuracy and efficiency of methods to sample logs for wildlife research and management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181, pp. 817-822.
- Brown J.K. 1974. A handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. General Technical report INT-16. Ogden, Utah.
- Brunner A. & Kimmins J.P. 2003. Nitrogen fixation in coarse woody debris of Thuja plicata and Tsuga heterophylla forests on northern Vancouver Island. Canadian Journal of Forest Research 33: 1670-1682.
- Bücking W. 1998. Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern. Holzbewohnende Käfer, Laufkäfer und Vögel. Mitt. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Heft 203.
- Butler J., Alexander K. & Green T. 2002. Decaying wood: an overview of its status and ecology in the United Kingdom and continental Europe. Proceedings of the symposium on the ecology and management of dead wood in western forests. 2-4 November 1999, Reno, USDA report PSW-GTR-181.
- Christensen M. & Hahn K. 2003. A study on dead wood in European beech forest reserves. NAT-MAN Report.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Odor P., Standovar T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S. & Vrska T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management 210: 267-282.
- Christiansen M. & Hahn K. 2003. A study of dead wood in European beech reserves. Natman report.
- De Keersmaeker, L., Baeté, H., Van de Kerckhove, P., Christiaens, B., Esprit, M. & Vandekerckhove, K. 2002. Bosreservaat Kersselaerspleyn (Zoniënwoud). Monitoringrapport. Monitoring van de vegetatie en de dendrometrische gegevens in de kernvalkte en de steekproefcirkels. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Rapport IBW.Bb.02.002.
- De Vos B., Grulois C., Van der Aa B., Loyen S. & Quivy V. 2003. Régénération naturelle de la Forêt de Soignes – Natuurlijke verjonging van het Zoniënwoud. Rapport 5. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux.
- Dudley N. & Valleuri D. 2004. Deadwood – living forests. WWF report.
- Froideveaux, L. 1975. Dans la réserve de Derborence, un rescapé de l'exploitation des forêts : *Poria terrestris* (DC ex Fr.) Sacc., mycorrhizique sur *A. alba*, *L. decidua* et *P. abies*. Schweizerischen Zeitschrift für Forstwesen, 126(1) : 65-66
- Hannah L., Carr J.L. Lankerani A. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. Biodiversity and Conservation 4: 128-155.
- Hanski, I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. Journal of Animal Ecology 63: 151–162.
- Harmon M.E., Cromack K. & Smith B.J. 1987. Coarse woody debris in mixed coniferous forests of Sequoia National park. Canadian Journal of Forest Research 17: 1265-1272.
- 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., Cromarck, JR., Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: Mac Fayed & Ford (eds) Advances in Ecological Research. Academic Press, London, pp. 133-302.



- 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., Cromarck, JR., Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: Mac Fayed & Ford (eds) *Advances in Ecological Research*. Academic Press, London, pp. 133-302.
- Hatsch E., Dupouey J.L., Dubreuil B. & Guillaud J. 1999. Impact du champignon parasite *Phellinus robustus* et des cavités nidifiables sur la croissance des chênes sessile et pédonculé. *Revue forestière Française* 51 : 511-521.
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. 2003. Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation* 12: 953-973.
- Heilmann-Clausen J. & 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.
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. 2005. Wood-inhabiting macrofungi in Danish beech-forests – conflicting diversity patterns and their implications in a conservation perspective. *Biological Conservation* 122: 633-642.
- Heilmann-Clausen J. 2003. Wood-inhabiting fungi in deciduous forests – Diversity, habitat preferences and conservation. PhD thesis, Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Denmark.
- Huston M.A., 1996. Models and management implications of coarse wood debris impacts on biodiversity In: J.W. McMinn and D.A. Crossley, Editors, *Workshop on Coarse Woody Debris in Southern Forests: Effects on Biodiversity*, USDA Forest Service, Athens, GA (1996), pp. 139–143.
- Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., Wijdeven S.M.J., Moraal L.G., Veerkamp M.T. & Bijlsma R.J. 2005. Dood hout en biodiversiteit. Een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame instandhouding van geleedpotigen, paddenstoelen en mossen. *Alterra-rapport 1320*, Wageningen.
- Jonsell M., Nittérus K. & Stighäll K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163-173.
- Jonsson B.G. & Kruys N. (eds) 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins*, pp. 49.
- 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.
- Kirby K.J., Reid C.M., Thomas R.C. & Goldsmith F.B. 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35: 148-155.
- Köhler F. 2000. Totholz Käfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Hrsg. Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW, LÖBF-Schriftenreihe, Band 18.
- Lesica P., McCune B., Cooper S.V. & Hong W.S. 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swann Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany* 69: 1745-1755.
- Lindhe A. & Lindelöw 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1-20.
- Lindhe A., Åsenblad N. & Toresson H.-G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak – nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443-454.
- Londo G. 1991. Natuurbeheer in Nederland. Deel 4. Natuurtechnisch bosbeheer. Pudoc, Wageningen.
- Lutes D.C. 2002. Assessment of the line transect method: an examination of the spatial patterns of down and standing dead wood. USDA Forest Service Gen. Tech. rep. PSW-GTR-181, pp. 665-675.
- Marshall P.L., Davis G. & LeMay V.M. 2000. Using line intersect sampling for coarse woody debris. Technical report. Vancouver Forest Region.
- Martikainen, P., 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Mountford E.P. 2002. Fallen dead wood levels in the near-natural beech forest at La Tillaie reserve, Fontainebleau, France. *Forestry* 75: 203-208.

- Nageleisen L.M. 2002. Les arbres morts sont-ils dangereux pour la forêt? Xylobios Workshop, Mont Rigi, 11-12 mars 2002.
- Nilsson S.G. & Baranowski R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491-498.
- Nilsson S.G., Hedin J. & Niklasson M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 10-26.
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F. & Olausson B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1-10.
- ONF, 1993. Instruction sur la prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière. Paris, 18 pages.
- ONF, 1998. Arbres morts, arbres à cavités. Pourquoi, comment? Guide technique. Fontainebleau, 32 p.
- Opdam P. & Schotman A. 1986. De betekenis van structuur en beheer van bossen voor de vogelrijkdom. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 58: 21-33.
- Pasinelli, G. 2000. Oaks (*Quercus sp.*) and only oaks ? Relations between structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological conservation*, 93: 227-235.
- Pichery C. 2001. Eléments de réflexion pour une meilleure gestion du bois mort en forêt. Rapport ENGREF/FIF, Nancy 95 p. + annexes.
- Raivio, S., Normark, E., Pettersson, B. and Salpakivi-Salomaa, P., 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity – Forest industries' views. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 99–104.
- Rambo T.R. & Muir P.S. 1998. Forest floor bryophytes of *Pseudotsuga menziesii*-*Tsuga heterophylla* stands in Oregon: influences of substrate and overstory. *Bryologist* 101: 116-130.
- Rambo T.R. 2001. Decaying logs and habitat heterogeneity: implications for bryophyte diversity in western Oregon forest. *Northwest Science* 75: 270-277.
- Ranius, T. 2000. Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation*, 3(1) : 37-43.
- Ranius, T., Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*, 126(3) : 363-370.
- Rayner A.D.M. & Boddy L. 1988. Fungal decomposition of wood: its biology and ecology. Wiley & Sons, Chichester.
- Schiegg K. 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7: 290-298.
- Schmitt M. 1992. Buchen Tothorlz als Lebensraum für xylobionte Käfer. *Waldhygiene* 19: 97-191.
- Siitonen J. 2001. Forest Management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example/ *Ecological Bulletin* 49: 11-41.
- Siitonen, J. Penttilä R. and Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia, *Ecological Bulletins* 49: 231–242.
- Simberloff D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 101-111.
- Smith K.W. 2000. Long term monitoring of great spotted woodpeckers and dead wood. *English Nature Science* 34: 63-70.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Strasbourg, Council of Europe, Nature and Environment Series 42: 1-79.
- Stöckli B. 1996. La régénération des forêts de montagne sur du bois mort. *La Forêt* 49 : 6-12.
- Stokland J.N. and Kauserud, H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187: 333–343.
- Stokland, J.N. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator, *Ecological Bulletins* 49: 71–83.

- Vallauri D., André J. & Blondel J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport scientifique WWF.
- Van Den Berge K., Maddelein D. & Muys B. 1993. Recent structural changes in the beech forest reserve of Groenendaal (Belgium). In: Broekmeyer M.E.A., Vos W. & Koop H. (eds.). European Forest Reserves. Pudoc, Wageningen, pp. 195-198.
- Van Hees A.F.M. 2003. Decay and physical-chemical characteristics of dead beech wood in The Netherlands. NAT-MAN Working Report 45.
- Van Hees A.F.M. 2003. Decay and physical-chemical characteristics of dead beech wood in The Netherlands. NAT-MAN Working Report 45.
- Van Wagner C.E. 1968. The line transect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14 : 20-26.
- Vanwijnsberghe, S., 2002. Projet de plan de gestion de la Forêt de Soignes, partie de Bruxelles-Capitale. Projet modifié suite à la consultation publique. IBGE. Division Espaces Verts, Département des Bois et Forêts, Cantonement de Bruxelles.
- Warren W.G. & Olsen P.E. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10: 267-276.
- Warren, M.S. & Key, R.S. 1991. Woodlands: past, present and potential for insects. In: Collins, N.M. and Thomas, J.A., eds. *The Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London.
- Winter K. 1993. Untersuchungen über die xylobionte Käferfauna in Neidersächsischen Naturwäldern – ein Beitrag zur Naturwaldforschung. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 8: 437-439.
- Yatskov M., Harmon M.E. & Krankina O.N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1211-1226.