DeadWood4Forests

Importance du bois mort pour des forêts vivantes et plus résilientes

Fiche 108 du Plan de Relance de Wallonie

2023-2024

(version 10-04-2025)

ULiège – Gembloux Agro-Bio Tech – Biodiversité, Ecosystèmes, Paysages : T. Coppée, M. Dufrêne (Coordination, WP2, 5 et 8)

Centre National de la Propriété Forestière : L. Larrieu (Support scientifique général)

TER-consult : L. Royen, F. Lehaire (WP4, 6)

Forêt.Nature : A. Vandenbergh, A. Crespin, N. Simon, Y. Collard, M. Bussers (WP1, 3, 6, 7)

Société Royale Forestière de Belgique : I. Blervaque, P. de Wouters (WP3, 6, 7)

Table des matières

Remerciements 7
Citation 7
Avant-propos 8
1.1 Cadre général du projet 8
1.2 Contenu du rapport 9
Glossaire général 10
2.1 Définitions 10
WP1 – Synthèse scientifique sur les rôles du bois mort 14
3.1 Première partie – Impacts du bois en décomposition dans l'écosystème forestier 14
3.1.1 Introduction 14
3.1.2 La décomposition du bois 14
3.1.3 Types de bois en décomposition et dendromicrohabitats 20
3.1.4 Le bois en décomposition n'attire pas les ravageurs 23
3.1.5 Bois en décomposition et biodiversité forestière 26
3.1.6 Impacts du bois en décomposition sur les cycles du carbone et des nutriments 29
3.1.7 Impacts du bois en décomposition sur la rétention en eau 35
3.1.8 Impacts du bois en décomposition sur la régénération naturelle 36
3.1.9 Le bois en décomposition comme barrière naturelle à la faune sauvage 39
3.1.10 Bois en décomposition et perturbations naturelles 41
3.1.11 Impacts du bois en décomposition dans les cours d'eau 45
3.2 Deuxième partie - Aspects quantitatifs, distribution et gestion du bois en décomposition 50
3.2.1 Quelle quantité de bois en décomposition en forêt ? 50
3.2.2 Disponibilité du bois en décomposition dans le temps et dans l'espace 51
3.2.3 Relevé des recommandations de gestion du bois en décomposition 54
3.3 Troisième partie - Aspects économiques, réduction des risques et conclusion 63
3.3.1 Aspects économiques et réduction des risques 63
3.3.2 Conclusion 64
WP2 – Synthèse des normes et statistiques 66
4.1 Les statistiques 66
4.1.1 Allemagne 66

4.1.2 France 71
4.1.3 Suisse 75
4.1.4 Grand-Duché du Luxembourg 78
4.1.5 Wallonie 79
4.1.6 Synthèse 87
4.2 Les normes 91
4.2.1 Allemagne 91
4.2.2 France 94
4.2.3 Suisse 97
4.2.4 Grand-Duché du Luxembourg 98
4.2.5 Wallonie 98
4.2.6 Synthèse des normes 102
4.3 Analyse du potentiel d'arbres-habitats dans les ventes de bois assurées par le DNF depuis 30 ans 105
4.3.1 Pourquoi s'intéresser à ce jeu de données ? 105
4.3.2 Description du jeu de données 105
4.3.3 Statistiques descriptives globales des martelages 106
4.3.4 Evolution des volumes globaux martelés 107
4.3.5 Catégorie de dimension des arbres martelés 110
4.3.6 Catégories de bois 112
4.3.7 Impact financier de la crise du hêtre 115
4.3.8 Discussions et conclusions 119
WP3 – Analyse des perceptions du bois mort 123
5.1 Introduction 123
5.2 Enquête qualitative 123
5.2.1 Méthode 123
5.2.2 Publics cibles 123
5.2.3 Résultats : forêt publique 124
5.2.4 Résultats : forêt privée 126
5.3 Enquête quantitative 128
5.3.1 Publics cibles (Q1-9) 128
5.3.2 Résultats (Q10-21) 129

5.4 Perspectives 137
WP4 – Analyse coûts/Bénéfices 140
6.1 Introduction 140
6.2 Bénéfices 140
6.2.1 Services de soutien 141
6.2.2 Services de production 143
6.2.3 Services de régulation 144
6.2.4 Services culturels 145
6.2.5 Autres services favorisés par l'absence de collecte du bois mort 145
6.2.6 Estimation économique des services écosystémiques 146
6.3 Analyse économique : manque à gagner 148
6.3.1 Définitions 148
6.3.2 Données d'entrée 149
6.3.3 Le manque à gagner à l'échelle de la surface en libre évolution 154
6.3.4 Le manque à gagner à l'échelle de l'arbre 159
6.4 Conclusion 165
WP5 – Quelle stratégie pour développer les arbres-habitats et les volumes de bois mort dans les forêts de Wallonie ? 167
7.1 Synthèse des caractéristiques biologiques et écologiques du bois mort dans les écosystèmes forestiers 167
7.1.1 Une accumulation extraordinaire de biomasse 167
7.1.2 Une biodiversité associée aux processus de décomposition étonnante 168
7.1.3 Une diversité de contributions de la nature pour les hommes 168
7.1.4 Un rôle essentiel pour améliorer la productivité forestière 169
7.2 Statistiques et normes : le bilan wallon est largement défavorable 169
7.2.1 Les indicateurs associés au bois mort confirment le retard en Wallonie 169
7.2.2 Des normes wallonnes concernant le bois mort beaucoup trop limitées et non mises en œuvre 170
7.2.3 Un potentiel de bois mort martelé non négligeable 172
7.2.4 Le potentiel important des crises sanitaires 172
7.3 Une perception du bois mort à améliorer largement 174
7.3.1 La pratique du bois mort par les gestionnaires forestiers en Wallonie 174
7.3.2 La prise en compte du bois mort dans la vision de la forêt 176

7.3.3 Est-ce que toute la forêt wallonne est « productive » de bois à vocation de production de matériaux ou d'énergie ? 176
7.3.4 Bois mort et arbre-habitat = « manque à gagner » ? 178
7.3.5 Faut-il alors dédommager la réservation de biomasse à la nature ? 180
7.4 Comment prendre en compte les enjeux de protection, de génération et de connectivité essentiels pour les arbres-habitats ? 182
7.4.1 Choisir entre les approches du « Land sparing » versus « Land sharing » ? 182
7.4.2 Comment structurer la répartition spatiale pour la promotion et la conservation du bois mort et des arbres d'intérêt biologique ? Une synthèse de la littérature. 184
7.4.3 La nécessité d'adapter la sylviculture pour favoriser le bois mort et la résilience forestière 188
7.4.4 Principes pour mettre en place une stratégie intégrative 193
7.4.5 Exemple de mise en œuvre d'une gestion intégrative 195
7.5 Proposition d'une stratégie « bois mort » pour la Wallonie 199
7.5.1 Objectifs généraux de la stratégie proposée 199
7.5.2 Seuils et normes proposés 200
WP6 – Itinéraires techniques 206
8.1 Introduction 206
8.2 Désignation des surfaces en libre évolution et des arbres-habitats 207
8.2.1 Surfaces en libre évolution permanente 207
8.2.2 Désignation des arbres-habitats 208
8.3 Futaie feuillue, mixte ou résineuse irrégulière 215
8.3.1 Stratégie 215
8.3.2 Mesures de gestion 215
8.4 Futaie résineuse 216
8.4.1 Stratégie 216
8.4.2 Mesures de gestion 216
WP7 – Sensibilisation et formations 221
9.1 Introduction 221
9.2 Formation pour les propriétaires des forêts privées 221
9.3 Formations réalisées par Forêt.Nature 235
WP8 : Les actions à mettre en œuvre pour développer la résilience forestière avec le bois mort 241

10.1 Objectifs 241

10.2 La révision des normes et des mécanismes de support 241

10.3 Outils d'information et de sensibilisation sur les enjeux du BM et les outils d'accompagnement des gestionnaires et propriétaires 243

10.4 Outils de suivi et de recherches scientifiques à mettre en œuvre pour accompagner la stratégie 245

10.5 Synthèse 249

Bibliographie 251

Annexes 268

Remerciements

Pour réaliser ce travail important, de nombreuses personnes ont participé et nous les remercions grandement.

Tout d'abord, nous remercions les membres du comité d'accompagnement de ce projet pour leur suivi, les échanges constructifs et leur présence lors des réunions supplémentaires : M. Lionel Wibail, Mme Aurélie Jeunieaux, M. Karim Chouikh. Nous remercions particulièrement Aurélie Jeunieaux pour son aide importante dans l'obtention de données essentielles, sa disponibilité dans le cadre du projet et ses nombreuses relectures des documents produits.

Ensuite, nous tenons à remercier toutes les personnes qui nous ont mis à disposition des données essentielles wallonnes et étrangères et des documents : M. Jérôme Perin (ULiège, Belgique), M. André Thibaut (IPRFW-SPW, Belgique), Mme Danièle Murat (ANF, Luxembourg), Mme Martine Neuberg (ANF, Luxembourg), Mme Ingrid Bonhême (IGN, France).

Nous remercions également M. Nicolas Delhaye, Chef du cantonnement de Liège, pour le partage de son expérience sur la thématique du bois mort.

Le projet ***DeadWood4Forests*** a été financé dans le cadre du projet 108 "Soutenir la régénération de forêts résilientes (aspects recherche et formation)" du Plan de Relance de la Wallonie.

Citation

Ce rapport est un travail collectif où tous les participants ont joué un rôle à la fois essentiel et complémentaire. Ce rapport peut être référencé comme suit :

Dufrene M., Blervaque I., Bussers M., Collard Y., Coppée Th., Crespin A., de Wouters Ph., Larrieu L., Lehaire F., Royen L., Simon N. et Vandenbergh A. (2025) Rapport final du projet DeadWood4Forests : Importance du bois mort pour des forêts vivantes et plus résilientes. ULiege – CNPF – Ter-Consult – Forêt.Nature – SRFB, 275 pp.

Avant-propos

1.1 Cadre général du projet

Ce projet ***DeadWood4Forests*** a pour but de promouvoir l'importance du bois mort pour la résilience des écosystèmes forestiers. Les forêts rendent de nombreux services à l'homme via notamment la production de bois, la régulation du climat et des événements extrêmes associés, l'amélioration des flux et de la qualité de l'eau, l'amélioration de la qualité de l'air, le bien-être de l'homme, etc. Pour que les forêts puissent jouer ce rôle pleinement, il est essentiel que l'écosystème soit en bonne santé ce qui passe notamment par la présence de volume suffisant de bois mort. En plus de ces services, le bois mort joue un rôle primordial dans le cycle des éléments nutritifs. La bois en décomposition rend une quantité importante de nutriments au sol permettant d'améliorer significativement la productivité forestière. Finalement, le bois mort constitue une ressource indispensable pour de nombreux organismes vivants. Une grande partie de la biodiversité forestière dépend du bois mort et des vieux arbres vivants. En effet, ceux-ci sont porteurs de nombreux habitats particuliers, appelés "dendromicrohabitats", qui abritent une diversité biologique originale et caractéristiques. La présence de ces organismes permet d'assurer la fonctionnalité biologique et écologique de la forêt.

Actuellement, les forêts wallonnes contiennent trop peu de bois mort pour assurer un écosystème forestier en bonne santé. Le volume moyen de bois mort en Wallonie est de 10 m^3/ha d'après les chiffres fournis par l'Etat de l'environnement wallon[1], alors que de nombreuses études montrent qu'il est nécessaire d'atteindre un seuil minimal de 40 m^3/ha. Les forêts contiennent également très peu de très gros arbres qui sont souvent porteurs de nombreux dendromicrohabitats. Ces chiffres sont au minimum 2 fois moins élevés que dans les pays et régions voisines. En effet, les volumes de bois mort dépassent partout les 20 m^3/ha et atteignent même pratiquement le seuil de 40 m^3/ha dans plusieurs régions (par exemple, les Lands de la Sarre et de la Rhénanie-Palatinat en Allemagne).

Dans les pays et régions voisins, de nombreux exemples de gestion montrent qu'il est possible de prendre en compte la présence du bois mort dans les forêts exploitées.

Plus de 20 ans après le projet **Xylobios**[2] qui avait initié en Wallonie une première réflexion sur les enjeux biologiques du bois mort en forêts et contribué à la définition de normes de base pour la gestion forestière (Circulaire Biodiversité, Code forestier, …), le projet ***DeadWood4Forests*** a pour but de faire la synthèse des connaissances sur les enjeux biologiques du bois mort dans et pour les forêts de production, notamment pour améliorer la régénération forestière, d'analyser l'état de la ressource et des perceptions en Wallonie, d'évaluer les impacts écologiques et économiques de la réservation de volumes de bois à la

[1] https://etat.environnement.wallonie.be/home/diagnostic/biodiversite-1.html

[2] https://www.belspo.be/belspo/organisation/publ/rappEVbiodiv_fr.stm et Fayt et al. 2006.

nécromasse, de proposer une stratégie, des itinéraires techniques et du contenu pour des formations pour sensibiliser tous les acteurs de la filière-bois.

1.2 Contenu du rapport

La structuration du rapport est basée sur les différentes parties (workpackages) du projet avec :

- Le WP1 réalise une **revue de la littérature sur les rôles du bois mort** en forêt en 3 parties : les impacts du bois en décomposition dans l'écosystème forestier, les aspects quantitatifs, distribution et gestion du bois en décomposition et les aspects économiques, réduction des risques;
- Le WP2 synthétise **les statistiques et les normes** concernant le bois mort en Wallonie et dans les régions et pays voisins. Cette synthèse est accompagnée d'une **analyse des données de martelage** réalisé par le DNF;
- Le WP3 présente les résultats de **l'enquête sociologique** réalisée par Forêt.Nature ayant pour objectif d'analyser les représentations sociales des gestionnaires et propriétaires forestiers wallons vis-à-vis du bois mort et d'étudier les freins et leviers au maintien d'arbres morts en forêt;
- Le WP4 réalise une **analyse coûts/bénéfices** du maintien de bois mort dans les peuplements forestiers;
- Le WP5 établit une proposition de **stratégie** pour augmenter les quantités de bois mort au sein des forêts wallonnes sur base des éléments des autres WP;
- Le WP6 propose des **itinéraires techniques** à prendre en compte dans la gestion des forêts pour atteindre les objectifs de la stratégie proposée;
- Le WP7 présente des **exemples de support de formations** données afin de sensibiliser les propriétaires privés et publiques aux enjeux liés au bois mort en forêt;
- Le WP8 synthétise les **perspectives** des différentes parties et propose un programme-cadre afin de continuer la recherche scientifique sur les rôles du bois mort en forêt.

Glossaire général

2.1 Définitions

Arbre-habitat (AH) : arbre mort (AM) ou un arbre d'intérêt biologique (AIB) vivant porteur d'au moins un dendromicrohabitat (DMH) ou de plus de 70 cm de Ø (TGB). On préfère en effet utiliser ce terme générique d'« **arbre-habitat** », synonyme d'« **arbre-biotope** », pour laisser plus de liberté de sélection lorsqu'une des trois catégories domine. Il n'est par ailleurs pas toujours évident de définir si un AM l'est complètement ou s'il est encore un AIB. Les TTGB ont une forte probabilité de porter au moins un DMH et s'ils n'en portent pas encore, la probabilité qu'ils en portent prochainement est plus forte encore mais ils peuvent être difficilement visibles. Ces AIB et TTGB sont aussi de bons candidats pour alimenter le compartiment de BM plus tard, d'autant plus qu'ils peuvent apporter d'un coup une grosse masse de BM et que les BM de grosses dimensions sont une ressource rare.

Arbre d'intérêt biologique (AIB) : arbre de dimensions exceptionnelles ou un arbre à cavité

Bouquet d'arbres (BA) : bouquet de quelques AH avec un maximum de 5 AH comptabilisés. Leur intérêt par rapport à des AH isolés est que les BA ont une durée de vie potentiellement plus longue car différents AH ont des durées de vie plus ou moins longues et permettent ainsi de conserver une continuité écologique locale ainsi qu'une diversité de support à la biodiversité. On limite le nombre d'AH comptabilisés à 5 maximum pour éviter de voir la ressource concentrée dans un seul endroit alors qu'il est nécessaire de développer un réseau régulier d'AH.

Bois mort sur pied : aussi appelé chandelle ; arbre récemment mort ou en décomposition avancée, qui est encore debout. Les bois morts sur pied sont repris par l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières en Wallonie (IPRFW) en « bois mort sur pied » si l'angle entre l'axe du tronc et la verticale est inférieur à 45°.

Bois mort au sol : branches, cimes, troncs ou arbres entiers qui, suite à des perturbations abiotiques ou biotiques, sont fragilisés et chutent finalement au sol. Les rémanents d'exploitation sont également compris dans le bois mort au sol. Ils sont repris par l'IPFRW en « bois mort au sol » si l'angle entre l'axe du tronc et la verticale est supérieur à 45°.

Dendromicrohabitat (DMH) : Un dendromicrohabitat est une singularité morphologique portée par un arbre et qui est utilisée par des espèces parfois hautement spécialisées, au moins durant une partie de leur cycle de vie. Ils constituent des refuges, des lieux de reproduction, d'hibernation et de nutrition cruciaux pour des milliers d'espèces (Cfr (Bütler et al., 2024)). La typologie identifie **7 formes de DMH** avec :

- **les cavités :** trous dans le bois ou lieux abrités, humides ou secs, contenant du terreau ou pas, situés dans le tronc, le houppier ou au collet de l'arbre

- **les blessures et bois apparent :** aubier ou bois de cœur apparents suite à la perte de l'écorce ou l'éclatement du bois
- **le bois mort dans le houppier :** bois mort situé dans le houppier de l'arbre.
- **les excroissances :** excroissances engendrées par une réaction de l'arbre à la lumière, ou à une attaque de bactéries, de champignons ou de virus.
- **les sporophores de champignons et myxomycètes :** organes reproducteurs de champignons lignivores ou plasmodes de myxomycètes, perdurant au moins quelques semaines.
- **les structures épiphytiques, épixyliques ou parasites :** structure ou organisme vivant pour lequel l'arbre sert principalement de support comme notamment les nids de rapaces et autres.
- **les exsudats:** coulées actives de sève ou de résine.

Débris ligneux : bois en décomposition qui peut être

- **très fin** (**VFWD**, very fine woody debris) : bois en décomposition dont le diamètre (à hauteur de poitrine si debout, moyen si au sol) est compris entre 1 et 5 cm ou la circonférence entre 3 et 16 cm.
- **fin** (**FWD**, fine woody debris) : bois en décomposition dont le diamètre (à hauteur de poitrine si debout, moyen si au sol) est compris entre 5 et 10 cm ou la circonférence entre 16 et 30 cm.
- **grossier** (**CWD**, coarse woody debris) : bois en décomposition dont le diamètre (à hauteur de poitrine si debout, moyen si au sol) est supérieur à 10 cm ou la circonférence supérieure à 30 cm. Parmi les CWD, on peut distinguer :
    - Les CWD de **Ø moyen** entre 10 et 40 cm (circonférence entre 30 et 125 cm)
    - Les CWD de **large Ø** entre 40 et 70 cm (circonférence entre 125 et 220 cm)
    - Les CWD de **très large Ø** > à 70 cm (circonférence > à 220 cm).

Gros arbres sont définis en fonction de leur diamètre qui pourrait dépendre de l'essence et de la fertilité de la région biogéographique (Ardenne versus les autres régions en Wallonie). Si en France, ce sont les mesures en diamètre (Ø) qui sont utilisées, en Wallonie, ce sont plutôt les circonférences (©).
Les seuils utilisés dans cette étude sont :

- **gros bois (GB)** : ≥ 160 cm de © donc en principe ≥ 50 cm de Ø,
- **très gros bois (TGB)** : ≥ 220 cm de © donc en principe ≥ 70 cm de Ø,
- **très très gros bois (TTGB)** : ≥ 250 cm de © donc en principe ≥ 80 cm de Ø.

Îlot de sénescence (IS) : superficie en libre évolution permanente de minimum 0,5 ha, idéalement 2 ha, à 10 ha d'un seul tenant. Les IS doivent être prioritairement désignés au sein des forêts feuillues concernées par des habitats d'intérêt européen ou régional sur des sols marginaux bien établis (boulaies tourbeuses, aulnaies alluviales et marécageuses, chênaies à molinies, érablières de ravin, chênaies pubescentes, chênaies sèches acides,

…) ou sur bons sols lorsqu'il y a une densité élevée de TGB (> 70 cm de Ø) ou de TTGB (> 80 cm de Ø). Les IS peuvent concerner des peuplements âgés d'épicéas ou d'autres résineux lorsque des objectifs biologiques particuliers y sont associés (espèces de papillons forestiers comme le Moiré fascié (*Erebia ligea*), le moiré sylvicole (*Erebia aethiops*), …) qui dépendent de milieux forestiers assez ouverts avec des arbres âgés. Les IS ne doivent pas être désignés sur des zones qui viennent d'être restaurées ou à restaurer.

Îlot de vieillissement : désigne un peuplement de taille limitée bénéficiant d'un cycle sylvicole prolongé pouvant aller jusqu'au double des critères optimaux d'exploitabilité économique. Une gestion forestière y est toujours appliquée ce qui entraîne l'exploitation d'arbres-habitats (AIB ou TGB) qui ont acquis un intérêt biologique important et deviennent un piège écologique (Garrigue et al., 2022). Cette option de retarder l'exploitation n'est pas retenue comme une solution à promouvoir dans ce projet à moins de conserver les AH et de n'exporter que les arbres à forte valeur économique. Toutefois, plus un arbre vieilli et grossi, plus il a de grandes chances de devenir porteur de biodiversité. On parlera alors plutôt d'« **îlots de maturation** » qui ne sont pas pris en compte comme un effort de réservation d'espaces à la nature et donc dans les statistiques de zones réservées à la nature.

Libre évolution permanente : surface soustraite à l'exploitation forestière de façon permanente et entièrement dédiée à la nature. Seules les coupes de sécurité sont autorisées et en laissant les arbres sur place. Cette appellation qualifie les IS et les RIF.

Réserve intégrale forestière (RIF) : synonyme de « **réserve biologique intégrale** » (**RIB**) superficie en libre évolution permanente de minimum 10 ha d'un seul tenant. Les RIF sont des IS de grande taille où les critères de présence d'habitats sur sols marginaux ou de fortes densités de T(T)GB doivent au moins concerner 75% de la surface.

Résineux : désigne un groupe d'arbres, principalement des conifères, qui produisent de la résine. En Wallonie, ce terme scientifique est parfois utilisé de manière élargie pour désigner certains conifères non résineux, tels que le sapin pectiné. Dans le cadre de ce rapport, le terme 'résineux' est employé dans le sens courant en Wallonie afin de faciliter la compréhension usuelle.

Saproxylique : se dit d'une espèce qui dépend d'arbres sénescents, de bois en décomposition ou d'autres espèces saproxyliques pendant au moins une partie de son cycle de vie.

Souche : la partie inférieure d'un arbre qui dépasse du sol après que la plus grande partie du tronc est tombée ou a été coupée. Une souche est considérée comme **haute** lorsqu'elle mesure entre 1 et 1,5 mètre de hauteur (approximativement à hauteur de poitrine), et comme **basse** en-deçà.

Très très gros hêtre mort à Saint-Hubert (07.2018) - CC-by-NC (MD).

WP1 – Synthèse scientifique sur les rôles du bois mort

3.1 Première partie – Impacts du bois en décomposition dans l'écosystème forestier

3.1.1 Introduction

Le bois en décomposition, ou bois mort, est un élément clé des écosystèmes forestiers et s'y retrouve sous diverses formes et en quantités variables. Il y remplit de nombreuses fonctions essentielles, offrant gîte et couvert à nombre d'espèces, intervenant dans les cycles biogéochimiques et stockant l'eau. Les forêts de production contiennent moins de bois mort que les forêts dites naturelles, mais leur volume peut y être augmenté par une gestion courante adéquate et un changement des mentalités. Le présent rapport a pour objectif de rendre compte de la bibliographie scientifique relative au bois mort et à son rôle dans le fonctionnement des forêts et des milieux qui lui sont associés, tels les cours d'eau. Il aborde la manière dont le bois est décomposé et les impacts de cette décomposition sur les sols forestiers et la régénération naturelle. Enfin, un relevé des recommandations de gestion citées dans la littérature est également fourni en fin de document.

3.1.2 La décomposition du bois

3.1.2.1 Causes de mortalité et décomposition du bois

La décomposition du bois commence dès la mort de l'arbre ou de parties de celui-ci. Si une partie de l'écorce est arrachée et que l'arbre ne recouvre pas la blessure, la décomposition débute également à cet endroit. Plusieurs raisons peuvent expliquer la mort d'un arbre, notamment :

- La sénescence : elle fait partie intégrante du cycle ontogénique de l'arbre et se traduit par une réduction du métabolisme, menant à une croissance ralentie, un auto-élagage augmenté et une susceptibilité accrue face aux blessures et aux attaques parasitaires. La mort de certaines parties de l'arbre est ainsi favorisée, le houppier développant des branches mortes et certaines blessures pouvant évoluer en cavités à terreau. Les arbres sénescents constituent un habitat pour les espèces saproxyliques et continuent à l'être pendant plusieurs années après leur mort. La sénescence peut être abrupte (chez les essences pionnières) ou durer plus de cent ans (Stokland et al., 2012).
- Les conditions climatiques et les perturbations naturelles (tempêtes, sécheresses, incendies, inondations, gel, etc.).
- L'incapacité de l'arbre à contrer l'activité des organismes ravageurs ou pathogènes.
- La compétition : en conditions naturelles, ce sont les jeunes peuplements qui ont le taux annuel de mortalité le plus élevé en raison notamment de la forte concurrence des arbres pour la lumière.
- L'exploitation forestière (coupe et élagage) : la sylviculture anticipe la mort naturelle des arbres (jeunes ou vieux).

Les cellules du bois contiennent trois composants structurels principaux, reliés entre eux pour former un matériau solide : la cellulose, l'hémicellulose et la lignine (Stokland et al., 2012).

- La cellulose a une structure relativement simple formée de longues chaînes de glucides. C'est le principal constituant du bois, représentant 40-50 % du poids sec chez les feuillus et les conifères.
- L'hémicellulose a une structure moléculaire plus complexe avec différents types de sucres reliés entre eux. Les hémicelluloses des conifères et des feuillus diffèrent et leur proportion est un peu plus importante chez les feuillus (25-40 % du poids sec de bois) par rapport aux conifères (25-30 %).
- La lignine est une molécule complexe constituée de différentes sous-unités de sucres. Elle est très résistante à la dégradation enzymatique, particulièrement chez les conifères. On la trouve notamment dans les parois cellulaires. Les lignines sont différentes entre feuillus et conifères, et sont présentes en plus grandes quantités dans le bois des conifères (25-35 %) par rapport aux feuillus (18-25 %).

Les champignons et insectes saproxyliques possèdent des enzymes permettant de briser les liaisons chimiques de ces composés. Ils agissent de concert tout au long de la décomposition pour dissocier ces molécules complexes en éléments simples directement assimilables par les insectes, les champignons ou les végétaux. Dans les écosystèmes terrestres, les champignons sont les principaux agents décomposeurs du bois (action à la fois physique et chimique). L'action, essentiellement physique, des invertébrés est également essentielle : ils réduisent la taille des particules de bois, creusent des galeries facilitant la colonisation par les champignons et permettent d'oxygéner l'intérieur de la pièce en décomposition.

On distingue trois phases dans la décomposition du bois (Stokland et al., 2012; Delahaye et al., 2022) :

- **La phase de colonisation du bois frais**
  Cette première phase, qui dure environ deux ans, est dominée par des espèces saproxyliques primaires, pénétrant à l'intérieur des arbres qui viennent de dépérir et dégradant d'abord les sucres simples dans les cellules. Les insectes sont d'une importance capitale à ce stade (coléoptères tels les scolytes, longicornes ou buprestes, certains hyménoptères comme les sirex, etc.). Il s'agit d'espèces pionnières se nourrissant de l'écorce ou de l'aubier, forant des galeries dans le bois pour ouvrir le passage à d'autres insectes, champignons ou bactéries (dont certaines sont des symbiontes internes de l'intestin d'insectes xylophages).
- **La phase de décomposition**
  Le bois commence à se décomposer, les rameaux et les branches tombent, et l'écorce se détache complètement du tronc. Les espèces saproxyliques primaires sont rejointes par les secondaires, qui s'attaquent notamment aux parois cellulaires. L'action des champignons est cruciale durant cette phase, accompagnée par les bactéries et un cortège d'insectes différent par rapport à la phase de colonisation (lucanes,

ténébrions, taupins, etc.). La durée de la phase de décomposition est variable selon les essences et les conditions stationnelles (voir la section 3.1.2.3.).

- **La phase d'humification**
  Le bois se désagrège et devient partie intégrante du sol. À ce stade, les espèces saproxylophages équipées pour creuser le bois sont progressivement remplacées par les organismes du sol à corps mou. Ces derniers broient les particules qui deviennent alors accessibles aux microorganismes. Les champignons et les bactéries sont les acteurs principaux de ce troisième acte, achevant la décomposition de la cellulose et de la lignine et transformant le bois décomposé en humus.

Trois formes de pourriture du bois existent : la pourriture blanche, la pourriture brune et la pourriture molle (Stokland et al., 2012). Chacune est causée par plusieurs champignons spécifiques et influence les assemblages d'espèces intervenant dans la décomposition.

- Les champignons générant une pourriture blanche dégradent tous les composés du bois, y compris la lignine. Visuellement, le bois dégradé de la sorte est blanchâtre et a un aspect fibreux, même si on le presse entre les doigts. Ces champignons sont responsables de la majeure partie de la décomposition du bois dans les forêts tempérées et sont les principaux décomposeurs des feuillus.
- Les champignons responsables de la pourriture brune ne sont pas capables de dégrader la lignine et laissent donc ce composant intact dans le bois, lui donnant une couleur rougeâtre. Cette pourriture détruit la structure du bois, qui se délite de façon cubique. Si on le presse fortement entre les doigts, le bois se transforme en une fine poudre brune. La majorité des champignons de la pourriture brune se rencontrent spécifiquement dans le bois des conifères.
- Les champignons de la pourriture molle dégradent principalement la cellulose et l'hémicellulose, et parfois la lignine. Cette dégradation donne au bois une couleur foncée, un aspect spongieux et mou, ressemblant à de la pourriture brune quand il est sec. Cette décomposition s'opère depuis la surface du bois vers l'intérieur de celui-ci. Les champignons de la pourriture molle sont les agents majeurs de décomposition dans l'eau ou les situations fortement humides (bois en contact avec le sol, environnements aquatiques), là où l'oxygène est insuffisant au bon fonctionnement des agents de pourriture blanche ou brune.

Enfin, une grande diversité de bactéries existe dans le bois, qu'elles décomposent lentement. Elles jouent un rôle significatif dans la décomposition du bois en milieux aquatiques (Stokland et al., 2012).

3.1.2.2 Les cinq stades de décomposition du bois[3]

Stade 1: Bois mort dans l'année, très dur, pas ou très peu altéré. Écorce partout adhérente.

Stade 2: Bois très dur, peu altéré: couteau s'enfonçant très difficilement (<1 cm) même dans le sens des fibres. Écorce quasiment partout présente, mais moins adhérente.

Stade 3: Bois altéré, plus tendre en surface: couteau s'enfonçant de 1 à quelques cm dans le sens des fibres. Écorce partiellement à globalement tombée (sauf pour certaines essences comme le hêtre où l'écorce reste en place très longtemps). La pièce de bois n'a pas perdu de son volume initial.

Stade 4: Bois très altéré: couteau s'enfonçant jusqu'à la garde, au moins localement. Plus (ou vraiment très peu) d'écorce présente. La pièce de bois a perdu une partie de son volume initial.

Stade 5: Bois très peu cohérent et dispersable facilement avec le pied. Mélange d'organismes saproxyliques et du sol (p.ex. vers de terre). Seul un examen approfondi permet d'identifier l'essence.

Au fur et à mesure de la décomposition, la gravité, l'eau de ruissellement et le travail des organismes décomposeurs fragmentent de plus en plus le bois. Plus le processus de décomposition avance, plus le bois perd de sa structure, de sa densité, et finit par se déposer au sol. Le bois se tasse et passe d'une section ronde à une section elliptique.

Cinq stades de saproxylation sont illustrés dans Bütler et al. (2020). Cette échelle (**Figure 3.1**) est facilement utilisable sur le terrain par le gestionnaire. Elle permet d'identifier le stade de décomposition sur base de la proportion d'écorce encore attachée et de la facilité avec laquelle une lame de couteau peut être enfoncée dans le bois.

Notons que les gros bois morts peuvent comporter plusieurs stades de décomposition différents sur une même pièce.

Figure 3.1. Echelle de saproxylation en 5 stades. D'après Bütler et al. (2020).

3.1.2.3 Facteurs influençant la décomposition du bois

En plus des communautés d'organismes décomposeurs impliquées dans la décomposition, plusieurs facteurs influencent le taux de décomposition du bois, notamment :

- La température : l'activité des microorganismes augmente généralement avec la température, jusqu'à une certaine limite. La plupart des champignons décomposeurs de bois ne peuvent grandir au-delà de 40°C et en-dessous 4-5°C, leur activité cesse (Harmon et al., 1986). Un écart important entre température maximale et minimale peut aussi diminuer le taux de décomposition (Shorohova & Kapitsa, 2014).
- L'humidité : la croissance des champignons est meilleure en conditions humides. Ainsi, un bois mort en contact avec le sol est plus humide et se décompose en général plus vite qu'un bois mort sur pied. D'après les données de l'Inventaire Forestier National en Suisse, le bois mort au sol se décompose 1,7 fois plus vite que le bois mort sur pied (Hararuk et al., 2020). Cependant, une trop forte humidité (dans un marécage par

[3] D'après Bütler et al. (2020)

exemple) peut ralentir la décomposition, du fait des conditions anaérobies qui y règnent (Piaszczyk et al., 2022).

- Le rapport O_2/CO_2 ambiant : un manque d'oxygène ralentit l'activité des microorganismes.
- La taille de la pièce de bois : le duramen est généralement la partie du bois la plus difficile à décomposer. Or, la proportion de duramen augmente avec le diamètre du bois : les grosses pièces prennent donc plus de temps à se décomposer. De plus, elles ont un rapport surface/volume plus faible, d'où un microclimat à l'intérieur du bois plus stable. Ces grosses pièces se décomposent lentement, rendant cette ressource plus constante dans le temps par rapport à des bois morts de petit diamètre (Lachat et al., 2019).
- La composition chimique du bois, liée à l'essence (voir point 3.1.2.4.).

De plus, la décomposition pourrait être plus rapide dans les forêts contenant déjà des stocks importants de bois mort (Bradford et al., 2023). En effet, le bois mort déjà présent constitue une ressource à partir de laquelle les décomposeurs pourraient coloniser plus rapidement les nouveaux apports de bois.

3.1.2.4 Vitesse de décomposition : feuillus & conifères

Le bois des conifères contient moins de tissu vivant (aubier notamment) que le bois des feuillus. Or, le tissu vivant contient plus de nutriments et de matériaux directement décomposables ; sa décomposition est donc généralement plus rapide. Les conifères contiennent aussi plus de lignine, difficilement décomposable. D'autres composés chimiques, comme les terpènes, sont particulièrement présents chez eux (dans la résine notamment), et empêchent le développement de certains champignons décomposeurs (Stokland et al., 2012). De plus, chez les feuillus, les vaisseaux conducteurs d'eau sont plus larges et forment des voies d'accès pour les décomposeurs plus continues que chez les conifères. Ces caractéristiques rendent la décomposition globalement plus lente chez les conifères par rapport aux feuillus (Harmon et al., 1986; Weedon et al., 2009). Weedon et al. (2009), sur base d'une analyse de 16 différentes études sur tous les continents, estiment ainsi que les taux de décomposition moyens des feuillus sont 77 % plus élevés que chez les conifères.

En raison des nombreux facteurs influençant le taux de décomposition (voir point 3.1.2.3.), il est difficile de déterminer en combien de temps se décompose une pièce de bois selon son essence. Selon l'espèce d'arbre, l'ensemble de la décomposition peut durer environ 10 à 20 ans (peupliers, saules, bouleaux), 30 à 50 ans (hêtre, pins) ou jusqu'à plus de 80 ans (chênes) (WSL, s. d.-b). Dans les forêts européennes, en comparaison avec le chêne :

- l'épicéa se décompose en moyenne 1,4 fois plus vite ;
- le pin sylvestre se décompose en moyenne 1,6 fois plus vite ;
- le hêtre se décompose en moyenne 1,8 fois plus vite (Rock et al., 2008).

Le temps de résidence moyen de quelques essences, qui dépend fortement du diamètre de la pièce de bois, est donné dans le **tableau 3.1**.

Tableau 3.1. Temps de résidence moyen de quelques essences. Selon la source, concerne les bois morts couchés de diamètre > 10 cm en vieille forêt alluviale de plaine en Europe centrale (Vrška et al., 2015), ou tous les bois morts de diamètre > 12 cm en forêt suisse, pour les sites dont la température moyenne est de 7°C (Hararuk et al., 2020).

	Temps de résidence (années)		Source
Essences	50 % du bois décomposé	90 % du bois décomposé	Vrška et al. (2015)
Érable champêtre (*Acer campestre*)	22	34	Vrška et al. (2015)
Charme (*Carpinus betulus*)	21	34	Vrška et al. (2015)
Frêne (*Fraxinus angustifolia*)	26	40	Vrška et al. (2015)
Orme (*Ulmus* sp.)	19	28	Vrška et al. (2015)
Chêne pédonculé (*Quercus robur*)	35	62	Vrška et al. (2015)
Hêtre (*Fagus sylvatica*)	-	35	Hararuk et al. (2020)
Épicéa (*Picea abies*)	-	45	Hararuk et al. (2020)

LA DÉCOMPOSITION DU BOIS : POINTS-CLÉS

> Les causes de mortalité d'un arbre sont diverses et sont soit naturelles soit anthropiques.

> Trois phases se succèdent dans la décomposition du bois : la phase de colonisation du bois frais, la phase de décomposition et la phase d'humification.

> Trois formes de pourriture du bois existent : la pourriture blanche, la pourriture brune et la pourriture molle.

> Une échelle de saproxylation en 5 stades permet au gestionnaire d'évaluer facilement l'état de décomposition d'une pièce de bois sur le terrain.

> En plus de l'activité des organismes décomposeurs, plusieurs autres facteurs influencent la vitesse de décomposition du bois, notamment : la température, l'humidité, le rapport O_2/CO_2 ambiant, la taille de la pièce de bois et sa composition chimique.

> Généralement, les feuillus se décomposent plus vite que les conifères.

3.1.3 Types de bois en décomposition et dendromicrohabitats

3.1.3.1 Typologie du bois en décomposition

Le bois en décomposition peut prendre de nombreuses formes et occuper diverses positions en forêt : arbres ou parties d'arbres sur pied ou tombés au sol, **dendromicrohabitats (DMH)** contenant du bois en décomposition (voir point 3.1.3.2.), rémanents d'exploitation, souches, galettes racinaires, houppiers et tas de branches mortes au sol, ou encore le bois mort présent dans la couronne d'arbres vivants. Le type de bois mort varie également selon son exposition (au soleil ou à l'ombre), ses dimensions, son stade de décomposition ou son essence. En particulier, le bois en décomposition des essences pionnières (bouleaux, saules, etc.) et post-pionnières (frêne commun, merisier, etc.) joue un rôle important pendant tout le cycle sylvigénétique car il permet de diversifier le bois mort dans le peuplement, lorsque celui des essences dominantes vient à manquer (Larrieu et al., 2014).

Les **bois morts sur pied**, parfois appelés chandelles, désignent des arbres récemment morts ou en décomposition avancée, qui sont encore debout. Ils sont repris par l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières en Wallonie (IPRFW) en « bois mort sur pied » si l'angle entre l'axe du tronc et la verticale est inférieur à 45°. Ils présentent des signes visibles de détérioration, comme des branches manquantes ou une écorce absente.

Les **bois morts au sol** désignent des branches, cimes, troncs ou arbres entiers qui, à la suite de perturbations abiotiques ou biotiques, sont fragilisés. En général, le vent agit comme l'élément final qui fait finalement chuter ce bois au sol. Les rémanents d'exploitation sont également compris dans le bois mort au sol. Ils sont repris par l'IPFRW en « bois mort au sol » si l'angle entre l'axe du tronc et la verticale est supérieur à 45°.

La **souche** représente la partie inférieure d'un arbre qui dépasse du sol après que la plus grande partie du tronc soit tombée ou a été coupée. Une souche est considérée comme haute lorsqu'elle mesure entre 1 et 1,5 mètre de hauteur (approximativement à hauteur de poitrine), et comme basse en-deçà. Les souches peuvent constituer le seul bois mort de gros diamètre dans certains peuplements. Ainsi, leur contribution au volume total de bois en décomposition en forêt peut s'élever à environ 25 %, comme l'a montré une étude basée sur les données de l'Inventaire Forestier National en Suisse (Didion & Abegg, 2022).

Le bois mort est régulièrement appelé « débris ligneux » dans la littérature (*woody debris* en anglais). Il est classé en fonction de son diamètre mesuré à hauteur de poitrine (soit à environ 130 cm du sol) ou de son diamètre moyen s'il est au sol. On distingue ainsi les débris ligneux très fins (VFWD, *very fine woody debris*), fins (FWD, *fine woody debris*) ou grossiers (CWD, *coarse woody debris*). Au sein des débris ligneux grossiers, il existe cependant des divergences dans la littérature concernant les dimensions menant à qualifier l'arbre mort considéré comme étant de large diamètre. À cet égard, les seuils de diamètre utilisés pour qualifier les dimensions du bois mort dans le projet ***Deadwood4Forests*** sont résumés dans le **tableau 3.2**.

Tableau 3.2. Classes de bois en décomposition avec leurs seuils de diamètre et circonférence correspondants, utilisés au sein du projet ***Deadwood4Forests***.

		Diamètre [cm]	Circonférence [cm]
VFWD (very fine woody debris)		[1-5[	[3-16[
FWD (fine woody debris)		[5-10[	[16-30[
CWD (coarse woody debris)	Moyen diamètre	[10-40[	[30-125 [
	Large diamètre	[40-70[	[125-220[
	Très large diamètre	[70 - … [	[220 - … [

3.1.3.2 Arbres-habitats et dendromicrohabitats (DMH)

Les arbres porteurs de DMH, appelés « **arbres-habitats** » et correspondant à la notion wallonne d'« arbres d'intérêt biologique », sont des arbres vivants ou morts portant un ou plusieurs DMH. La typologie complète des DMH (Bütler et al., 2024) est disponible[4]. Elle est applicable aux forêts tempérées et méditerranéennes.

Environ 60 % des DMH comprennent du bois en décomposition ; ils entrent donc en ligne de compte lorsqu'on souhaite évaluer, de la manière la plus exhaustive possible, le volume de bois en décomposition dans un peuplement. Ces habitats particuliers constituent les ressources clés pour des milliers d'espèces, certaines hautement spécialisées, qui contribuent significativement au fonctionnement des écosystèmes forestiers (Larrieu & Cabanettes, 2012; Bütler et al., 2024). La typologie publiée en 2024 comprend 52 types différents, regroupés en 17 groupes, eux-mêmes rassemblés en 7 formes générales, dont certaines contiennent du bois en décomposition. Les sept formes en question sont les suivantes (Bütler et al., 2024) :

- **Les cavités** : trous ou lieux abrités dans l'arbre, secs ou humides, avec ou sans terreau, situés sur le tronc, dans le houppier ou au collet de l'arbre. Ce sont par exemple les loges de pics, les cavités à terreau (contenant un mélange de bois en décomposition, d'excrétions et de restes d'animaux) ou les galeries d'insectes.
- **Les blessures et le bois apparent** : l'aubier ou le bois de cœur est exposé en raison de la perte d'écorce, de l'éclatement ou du bris de bois.
- **Le bois mort situé dans le houppier**. Ce type de bois en décomposition ne doit pas être négligé lors des inventaires car, pour certaines essences, la proportion de bois mort dans la couronne d'arbres vivants peut être significative. Ce stock est particulièrement important dans les forêts exploitées qui ne contiennent que peu de bois en décomposition. Ainsi, dans les forêts de chênes du Sud de la Suède, certains auteurs cités dans Stokland et al. (2012) estiment la proportion de bois mort dans la couronne

[4] https://www.wsl.ch/fr/publications/field-guide-to-tree-related-microhabitats-2nd-ed/

à environ 12 %. Dans le cas de taillis-sous-futaie de hêtres et de chênes dans le Sud-Ouest de la France, ce bois mort perché représente également 10 à 20 % du volume total de bois en décomposition (Larrieu et al., 2019).

- **Les excroissances** : excroissances causées par une réaction de l'arbre à la lumière ou par une attaque de bactéries, de champignons, de virus ou d'arthropodes. Les chancres, qui contiennent des parties de bois en décomposition, entrent par exemple dans cette catégorie.
- **Les sporophores de champignons et myxomycètes** : il s'agit des structures reproductives des champignons saproxyliques ou des plasmodes des myxomycètes, perdurant de quelques jours à plusieurs semaines.
- **Les structures épiphytes et épixyliques** : formations ou organismes vivants qui utilisent l'arbre principalement comme support physique. Les microsols sont un exemple de DMH formant un petit volume de sol jeune résultant de l'humification de matière organique en décomposition issue de brindilles, de feuilles, d'écorce ou de mousse.
- **Les exsudats** : coulées actives de sève ou de résine.

De chaque type de DMH dépendent des assemblages d'espèces au moins en partie distincts : la présence de types (ou a fortiori de groupes ou de formes) différents apporte donc potentiellement une diversité de taxa associés.

Certaines perturbations, de cause naturelle (chutes de pierres, chutes d'arbres voisins pendant une tempête, etc.) ou de cause anthropique (exploitation forestière), peuvent participer à la formation de DMH. En effet, si une plage d'écorce est arrachée à un arbre non exploité, et que ce dernier est incapable de recouvrir rapidement la blessure, la surface écorcée constitue la première étape d'un processus de saproxylation qui aboutira, après plusieurs années voire centaines d'années, à la formation d'une cavité à terreau (Bütler et al., 2024).

Les très gros bois vivants et d'âge avancé sont des éléments cruciaux du fonctionnement de l'écosystème forestier car ils portent le plus grand nombre et la plus grande diversité de dendromicrohabitats (Emberger et al., 2013; Kozák et al., 2023). En hêtraie-sapinière subnaturelle, 90 % des hêtres de plus de 70 cm de diamètre et 30 % des sapins pectinés de plus de 65 cm de diamètre sont porteurs d'au moins un DMH (Larrieu & Cabanettes, 2012; Emberger et al., 2013). Pour l'ensemble des DMH, des diamètres seuils importants ont ainsi été identifiés, permettant de rencontrer leur plus forte diversité : en général, **> 70 cm pour les feuillus et > 100 cm pour les conifères** (Larrieu & Cabanettes, 2012). Une fois leur mort venue, ces arbres de grosse dimension contribueront significativement au stock de bois mort en forêt.

Globalement, les feuillus portent plus souvent et plus précocement des DMH que les conifères. C'est particulièrement le cas de certaines essences pionnières feuillues peu longévives (bouleaux, saules, peupliers).

La typologie du bois mort s'accompagne également d'une notion de répartition de ce bois en forêt (voir point 3.2.2).

TYPES DE BOIS EN DÉCOMPOSITION ET DENDROMICROHABITATS : POINTS-CLÉS

> Le bois en décomposition comprend : les arbres ou parties d'arbres sur pied ou tombés au sol, les DMH contenant du bois en décomposition, les rémanents d'exploitation, les souches, les galettes racinaires, les houppiers et tas de branches mortes au sol, le bois mort présent dans la couronne d'arbres vivants.

> Le type de bois mort varie également selon son exposition, ses dimensions, son stade de décomposition ou son essence.

> Les arbres-habitats ne doivent pas être négligés lors de l'évaluation du volume de bois mort dans un peuplement. En effet, 60 % des DMH comprennent du bois en décomposition.

> Les très gros bois vivants (diamètre > 70 cm pour les feuillus et > 100 cm pour les conifères) portent le plus grand nombre et la plus grande diversité de DMH, et contribueront significativement au stock de bois mort une fois leur mort venue.

> Les essences pionnières et post-pionnières diversifient le bois mort et portent rapidement des DMH.

3.1.4 Le bois en décomposition n'attire pas les ravageurs

Il est important de différencier les champignons et insectes qui s'attaquent à des arbres vivants, et qui peuvent donc poser soucis au forestier, de ceux qui colonisent exclusivement les arbres morts.

Les agents pathogènes et insectes s'attaquant aux arbres vivants comprennent les parasites dits « primaires » et les parasites dits « de faiblesse » ou « secondaires ». Les premiers se nourrissent de tissus vivants, comme les feuilles, les jeunes pousses ou le cambium, et ne s'attaquent qu'aux arbres sains. Les seconds colonisent les arbres déjà affaiblis et comprennent des espèces intéressées par le stade 1 de décomposition du bois (**Figure 3.1**). Une fois l'arbre mort, les parasites secondaires terminent leur développement larvaire puis quittent définitivement le bois, cédant la place aux organismes saproxylophages se nourrissant exclusivement de tissus morts.

Qu'ils soient considérés comme parasites primaires ou secondaires, ces champignons et insectes peuvent devenir ravageurs lorsque le contexte leur est favorable. Toutefois, le nombre d'espèces qui peuvent, en cas de pullulation et de conditions adéquates, devenir déprédatrices dans les forêts commerciales est extrêmement réduit. Parmi les parasites de faiblesse, seules quelques espèces ont la capacité d'attaquer des arbres peu affaiblis, paraissant encore sains. Moins de 1 % des espèces de coléoptères saproxyliques peuvent s'attaquer aux arbres stressés (Emberger et al., 2013). Les peuplements monospécifiques et avec une mauvaise adéquation essence-station sont les plus sensibles à ces perturbations de type parasitaire.

Seule une pullulation de parasites de faiblesse constitue une réelle menace pour le peuplement ; la conservation disséminée d'arbres-habitats, d'arbres morts ou d'îlots de

sénescence n'a pas d'influence sur le risque d'épidémie. La présence de vieux arbres et de bois en décomposition permet au contraire d'accueillir les prédateurs et les parasitoïdes des organismes ravageurs.

Très peu d'études abordent les effets de la quantité de bois mort sur l'abondance d'invertébrés saproxyliques prédateurs et parasitoïdes. Leur rôle dans le contrôle d'insectes déprédateurs demeure, aujourd'hui encore, controversé. Certaines études ne montrent pas d'effet de l'ajout de bois mort sur le taux de prédation des insectes ravageurs (Nordkvist et al., 2022). D'autres, toutefois, semblent indiquer qu'un approvisionnement continu en bois mort peut assurer la survie de populations d'invertébrés ennemis naturels d'insectes déprédateurs. Plusieurs études ont effectivement montré que l'abondance de xylophages secondaires et de leurs ennemis naturels est corrélée positivement avec la quantité et la diversité du bois en décomposition (Martikainen et al., 1999). De plus, Weslien & Schroeder (1999) ont montré que certains prédateurs du scolyte *Ips typographus* arrivent plus rapidement sur des billons-pièges rendus attractifs avec des phéromones dans des peuplements non gérés avec typographe endémique, par rapport à des peuplements gérés n'ayant pas subi d'épidémie récente et contenant significativement moins de bois mort. Dans leur étude en Suède, les deux types de forêts ne présentaient pas de différence de densité d'*Ips typographus*, mais la densité de quatre prédateurs majeurs était 2 à 3 fois supérieure dans les peuplements non gérés. Ceci indique une reproduction des prédateurs favorisée par les attaques annuelles de scolytes au même endroit, induisant un ratio prédateur/proie supérieur à celui des peuplements avec peu de bois mort (Weslien & Schroeder, 1999).

En ce qui concerne le typographe (*Ips typographus*), un bois mort depuis plus de deux ans ne constitue plus un risque, car le développement larvaire de l'insecte n'y est plus possible. Les bois morts de moins de deux ans peuvent éventuellement représenter un risque dans les peuplements d'épicéas, surtout lorsque ceux-ci ne sont pas en station. À noter également que les parasitoïdes émergent des bois morts deux mois après les scolytes (Similä et al., 2002; Wermelinger, 2002). Il est donc conseillé de maintenir les arbres morts récemment sur pied quelques mois supplémentaires pour permettre l'émergence de ces auxiliaires. L'exploitation des arbres scolytés en été, lorsque les scolytes ont déjà essaimé, engendre en effet une réduction drastique des populations de parasitoïdes (Wermelinger, 2002).

Le **tableau 3.3** dresse l'inventaire des configurations induisant des échanges potentiellement à risque entre bois mort et arbres vivants ou bois stockés (Bouget, Nageleisen, et al., 2011).

Tableau 3.3. Inventaire des configurations induisant des échanges potentiellement à risque entre bois mort et arbres vivants ou bois stockés, d'après Bouget et al. (2011).

Source	Ravageur/pathogène	Essences	Contexte favorable	Types de dégâts
Souches	*Hylobius abietis* (hylobe du pin)	Tous conifères	Après coupe	Contagion phytophages aux jeunes plants
Souches	*Heterobasidion* spp. (Fomès)	Tous conifères	Après coupe	Contagion aux arbres vivants
Souches	*Armillaria* spp. (armillaires)	Tous conifères	Après coupe	Contagion aux arbres vivants
Chablis et bois stockés	*Ips typographus* (typographe)	*Picea* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux arbres vivants
Chablis et bois stockés	*Pityokteines curvidens* (curvidenté), *Pissodes piceae* (pissode du sapin)	*Abies* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux arbres vivants
Rémanents, chablis, bois stockés	*Pityogenes chalcographus* (chalcographe)	*Picea* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux arbres vivants
Rémanents, chablis, bois stockés	*Pityokteines spinidens* (spinidenté), *Cryphalus piceae* (cryphale du sapin)	*Abies* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux arbres vivants
Rémanents, chablis, bois stockés	*Ips acuminatus* (acuminé), *Orthotomicus erosus* (érodé), *Pissodes* spp. (pissodes)	*Pinus* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux arbres vivants
Rémanents, chablis, bois stockés	*Trypodendron lineatum* (liseré)	*Abies* spp., *Picea* spp.	Après tempête, après coupe	Contagion aux bois stockés (« piqure »)
Chablis, bois stockés	*Ips sexdentatus* (sténographe), *Tomicus piniperda* (hylésine du pin)	*Pinus* spp.	Après tempête, après coupe, après sécheresse	Contagion aux bois stockés (bleuissement) et aux arbres vivants
Rémanents, chablis, bois stockés	*Platypus cylindrus* (platype)	*Quercus* spp.	Après coupe	Contagion aux bois stockés (« piqure »)

Rémanents, chablis, bois stockés	*Xyloterus* spp.	*Fagus sylvatica*	Après coupe	Contagion aux bois stockés (« piqure »)
Rémanents, chablis, bois stockés	*Xyleborus* spp. (xylébores)	Feuillus	Après coupe	Contagion aux jeunes plants

En ce qui concerne les champignons lignivores, qui répandent très largement leurs spores en forêt, les arbres morts ne représentent qu'un inoculum supplémentaire réputé négligeable (Biache, 2017).

LE BOIS EN DÉCOMPOSITION N'ATTIRE PAS LES RAVAGEURS : POINTS-CLÉS

> Certains champignons ou insectes s'attaquent aux arbres vivants (parasites « primaires » et parasites « de faiblesse » ou « secondaires »), et sont différents de ceux colonisant exclusivement les bois morts.

> Les parasites de faiblesse colonisent les arbres affaiblis. Parmi eux, moins de 1 % des espèces de coléoptères peuvent s'attaquer aux arbres stressés.

> Seule une pullulation de parasites de faiblesse constitue une réelle menace pour le peuplement ; la conservation disséminée d'arbres-habitats, d'arbres morts ou d'îlots de sénescence n'a pas d'influence sur le risque d'épidémie.

> Très peu d'études abordent les effets de la quantité de bois mort sur l'abondance d'invertébrés saproxyliques prédateurs et parasitoïdes.

3.1.5 Bois en décomposition et biodiversité forestière

Les forêts sont les milieux terrestres présentant la plus grande diversité biologique (Branquart & Liégeois, 2010; Delahaye et al., 2022). Toutefois, de nombreuses espèces strictement forestières sont aujourd'hui fortement menacées. En forêt exploitée, c'est particulièrement le cas de celles qui dépendent des phases finales de la dynamique forestière (très vieux arbres et bois mort à un stade de décomposition avancé) (Delahaye et al., 2022). En revanche, en forêt « naturelle » (c'est-à-dire sans exploitation depuis au moins 50 voire 100 ans), la disponibilité en bois mort et en dendromicrohabitats est globalement constante tout au long du cycle sylvigénétique, à la fois en termes de quantité et de diversité (Larrieu et al., 2014).

Environ un quart des espèces forestières dépendent du bois en décomposition, au moins pendant une partie de leur cycle de vie (Branquart & Liégeois, 2010; Delahaye et al., 2022; Stokland et al., 2012). Le bois mort et les parties mortes portées par des arbres vivants sont donc des éléments cruciaux pour l'accueil de la biodiversité en forêt. La corrélation entre la richesse spécifique en espèces saproxyliques et le volume de bois mort est significative, bien qu'elle soit plus forte en forêt boréale qu'en forêt tempérée (Lassauce et al., 2011). En contexte tempéré, c'est particulièrement la diversité des types de bois mort qui est cruciale au maintien de communautés saproxyliques fonctionnelles (Bouget et al., 2013).

Chaque type de bois mort a son importance. Les gros arbres, morts ou vivants, sont particulièrement favorables à l'accueil de la biodiversité. Comme mentionné au point 3.1.3.2., c'est sur les très gros bois vivants qu'on trouve le plus grand nombre et la plus grande diversité de dendromicrohabitats, accueillant des espèces hautement spécialisées (Larrieu & Cabanettes, 2012).

Le bois mort présent dans le houppier d'arbres vivants est une ressource unique pour certaines espèces. Sur chêne par exemple, Bouget et al. (2011) montrent que 21 % des espèces de coléoptères saproxyliques se retrouvent exclusivement dans le bois en décomposition de la canopée.

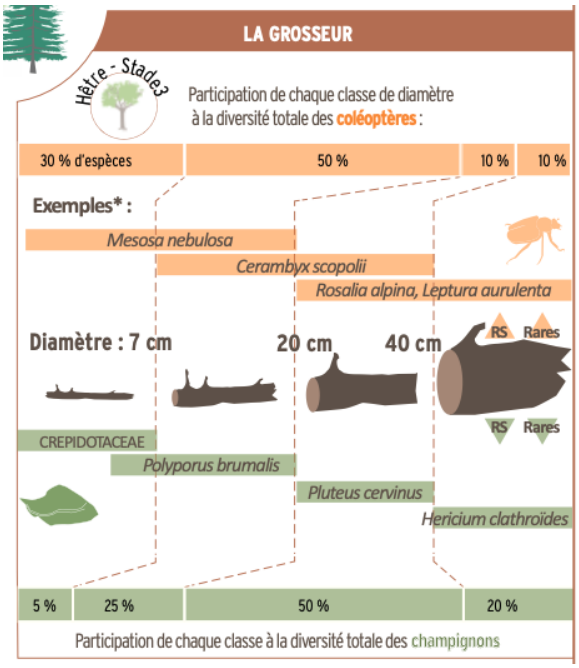


Figure 3.2. Distribution des coléoptères et champignons saproxyliques en fonction de la grosseur du bois mort, pour le bois mort de hêtre au stade de décomposition 3/5. Source : Emberger et al., 2013.

Les bois morts de plus petit diamètre n'abritent pas les mêmes espèces que les gros bois morts. Ils ont donc aussi leur importance en termes d'accueil de la biodiversité forestière. Par exemple, *Pogonocherus hispidulus*, un coléoptère longicorne assez rare, est typique des branches mortes en conditions ensoleillées (M. Gosselin & Paillet, 2017). Celles-ci sont présentes en forêt notamment via les rémanents d'exploitation.

Des études menées en hêtraie-sapinière montrent que pour le bois mort de hêtre au stade de décomposition 3, les branches de diamètre inférieur à 7 cm accueillent déjà 30 % de la diversité en coléoptères saproxyliques. La classe comprise entre 7 et 20 cm de diamètre accueille, quant à elle, 50 % de cette diversité (Emberger et al., 2013). 30 % de la diversité en champignons saproxyliques se retrouvent également sur ce type de bois mort jusqu'à un diamètre de 20 cm (**Figure 3.2**). Les pics de richesse spécifique et de rareté sont toutefois atteints pour les bois morts les plus gros.

Les souches ne doivent pas être oubliées, car elles constituent une ressource pour de nombreuses espèces saproxyliques (Hjältén et al., 2010; Jonsell & Schroeder, 2014). Par rapport aux souches basses, les souches hautes fournissent un plus grand volume de bois et peuvent présenter plusieurs stades de saproxylation différents sur une même pièce, participant à la diversification des substrats pour les espèces qui en dépendent.

Parmi les espèces forestières tributaires du bois mort, les insectes et les champignons constituent les groupes les plus diversifiés. En Suisse, on estime que plus de 1700 espèces de coléoptères et plus de 2700 espèces de champignons supérieurs dépendent ainsi du bois en décomposition (Lachat et al., 2019). Ces insectes et champignons sont souvent spécialistes

soit des feuillus, soit des conifères (Stokland et al., 2012). Les colonisateurs pionniers, comme les scolytes, sont souvent associés à un seul genre d'arbre. Toutefois, au fur et à mesure de l'avancée de la décomposition, l'importance de l'essence diminue pour les espèces saproxyliques, car les propriétés physico-chimiques du bois mort tendent à se confondre quelle que soit l'essence (Lachat et al., 2019).

Par leurs formes variées, les bois morts offrent de nombreuses niches écologiques, auxquelles se sont adaptées un grand nombre d'espèces, spécialistes ou plus généralistes. C'est bien sûr le cas pour les champignons, insectes et autres bactéries dont la présence est indispensable à la décomposition du bois et au retour des nutriments au sol, mais également pour nombre d'autres espèces.

Les oiseaux sont plus nombreux et diversifiés dans les peuplements à gros bois (Delahaye, 2006), et environ 40 % des espèces rencontrées en forêt française sont cavicoles (Biache, 2017). En Wallonie, il a été montré que l'abondance de ces oiseaux fréquentant les cavités est d'autant plus élevée que le volume de bois mort sur pied et la circonférence moyenne des arbres sont élevés (Delahaye, 2006). Les chauves-souris sont tributaires de certains DMH (*Bat Roosts in Trees – Pelagic Publishing – Bat Tree Habitat Key – Henry Andrews*, s. d.) (fentes, cavités, écorces décollées, etc.) et leur richesse spécifique augmente significativement à partir de 25 m^3/ha de bois mort sur pied (Tillon, s. d.). Un tiers des 24 espèces wallonnes sont classées comme « vulnérable » ou « en danger » selon la Liste Rouge (Paquet et al., 2021) et la plupart fréquentent les milieux forestiers ou leurs milieux associés (lisières notamment). Le bois mort revêt donc une importance particulière pour ces mammifères.

Les amphibiens utilisent le bois mort pour s'abriter durant leur phase terrestre, certains mammifères y trouvent refuge, et les reptiles viennent s'y dorer au soleil.

Les débris ligneux grossiers et les dendromicrohabitats contenant du bois en décomposition offrent des substrats aux propriétés physico-chimiques particulièrement favorables à de nombreuses espèces épixyles (utilisant le bois mort comme support) (Kriebitzsch et al., 2013). Certaines espèces de mousses ou de lichens sont ainsi spécialistes des vieilles forêts ou bois morts. En particulier, en forêt tempérée, la majorité des espèces de lichens menacés dépendent des habitats forestiers (Hauck et al., 2013) : les lichens épiphytes figurent en tête avec 58 % d'espèces menacées et 33 % d'espèces éteintes ou menacées d'extinction (Kriebitzsch et al., 2013). De plus, ils sont particulièrement sensibles à l'intervention humaine en forêt. Ainsi, la réduction des arbres-habitats et du bois en décomposition est une des principales causes du déclin des espèces de lichens épiphytes des forêts feuillues tempérées. En particulier, les lichens spécialistes de certaines cavités ou écorces crevassées protégées de la pluie, ainsi que ceux dépendant de bois mort et humide à l'intérieur des massifs forestiers, subissent les déclins les plus marqués (Hauck et al., 2013).

Dans les milieux ouverts forestiers, le bois mort constitue également un élément clé de la biodiversité. Le bois mort exposé au soleil attire un cortège d'espèces spécifiques aimant les habitats chauds. Sa proximité avec les ressources florales est primordiale pour certains

insectes, comme certaines espèces de syrphes dont les larves se développent dans le bois mort, mais les adultes butinent les fleurs. Ces espèces ont donc besoin d'une juxtaposition spatiale des stades sénescents et juvéniles de la succession écologique pour que leurs populations se maintiennent à long terme (Fichefet et al., 2011).

Ceci n'est qu'un très bref aperçu des potentialités qu'offrent le bois mort et les arbres-habitats pour la biodiversité. Les différents groupes biologiques qui leur sont associés sont décrits dans de nombreux documents et ne seront donc pas re-détaillés dans le cadre de ce rapport.

BOIS EN DÉCOMPOSITION ET BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE : POINTS-CLÉS

> Environ 25 % des espèces forestières dépendent du bois en décomposition, au moins pendant une partie de leur cycle de vie.

> La corrélation entre la richesse spécifique en espèces saproxyliques et le volume de bois mort est significative.

> En contexte tempéré, c'est particulièrement la diversité des types de bois mort qui est cruciale au maintien de communautés saproxyliques fonctionnelles.

> Chaque type de bois mort a son importance en termes de biodiversité.

> Les gros arbres, morts ou vivants, sont particulièrement favorables à l'accueil de la biodiversité.

3.1.6 Impacts du bois en décomposition sur les cycles du carbone et des nutriments

3.1.6.1 Impacts du bois en décomposition sur le cycle du carbone

En forêt, on trouve le carbone non seulement dans la biomasse vivante, mais également dans le bois mort et, surtout, dans le sol. Les sols constituent le réservoir continental de carbone le plus important : plus de la moitié du carbone forestier peut s'y retrouver (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe - FOREST EUROPE, 2020), et dépend de l'activité biologique qui s'y déroule, elle-même influencée par la présence de bois mort. Selon l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (cycle 1994-2008), le contenu en carbone des sols (hors racines) jusqu'à une profondeur de 20 cm s'élève en moyenne à 88 tonnes par hectare. En d'autres termes, 47 % du carbone de la forêt wallonne sont contenus dans ses sols.

Bien que moins conséquent par rapport aux sols forestiers, le bois mort constitue un autre réservoir. Selon les données récoltées par l'IPRFW pendant la période 1994-2008, le compartiment « bois mort » (au sol et sur pied) représente moins d'1 % du carbone forestier en Wallonie (pour un volume de bois mort estimé à l'époque à 8,3 m^3/ha) (Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie, 1994).

Dans la partie polonaise de la Réserve de Biosphère de Białowieża, Matuszkiewicz et al. (2021) ont estimé que le stock de carbone dans le bois mort sur pied et couché de diamètre > 7 cm représentait en moyenne 16 % du stock de carbone dans la biomasse totale (arbres vivants et bois mort). Cette part était de 7,4 % à 7,9 % dans l'étude de Tavankar et al. (2022) dans les

peuplements mixtes feuillus sous statut de protection (non gérés) en forêts hyrcaniennes du Nord de l'Iran. Dans cette étude, le bois mort a été comptabilisé à partir de 10 cm de diamètre et comprenait le bois mort sur pied, au sol ainsi que les souches (Tavankar et al., 2022).

Naturellement, le carbone contenu dans le bois y reste stocké jusqu'à la mort de l'arbre. Ensuite, la matière organique de l'arbre est, d'une part, minéralisée par l'activité des organismes décomposeurs et libérée sous forme de CO_2 et, d'autre part, stockée dans l'humus. Au fur et à mesure que la décomposition du bois avance et qu'il perd en densité, le taux de respiration (évolution du CO_2) augmente, avant de diminuer à nouveau lorsque le bois est totalement désintégré (Harmon et al., 1986; Kahl et al., 2015; Rinne-Garmston et al., 2019; Lagomarsino et al., 2021). En parallèle, une augmentation de la concentration en carbone est notée dans le sol à proximité directe du bois (Błońska et al., 2017; Piaszczyk, Błońska, et al., 2019; Piaszczyk, Lasota, et al., 2019). Le bois mort au stade de décomposition le plus avancé est particulièrement important en forêt : à ce stade, il permet une meilleure inclusion du carbone dans le sol et une formation plus stable de matière organique (Błońska, Prażuch, et al., 2023). À titre d'exemple, dans le sol à proximité directe d'un bois mort de sapin pectiné, l'accumulation de carbone au stade de décomposition 4 (sur 5) est 25 % plus élevée que dans le sol près d'un bois mort de stade de décomposition 3 (Błońska et al., 2017). À long terme, c'est la balance entre la proportion de carbone incorporée dans la matière organique du sol et la part minéralisée qui importe pour l'équilibre de l'écosystème forestier.

3.1.6.2 Impacts du bois en décomposition sur le cycle des nutriments

La concentration en nutriments est relativement faible dans le bois, comparée à celle des tissus foliaires ou des racines fines notamment. Toutefois, la biomasse importante que représente la matière ligneuse en forêt résulte en une forte accumulation de ces composés (Harmon et al., 1986). Les nutriments sont toutefois indisponibles pour les producteurs primaires tant que le bois n'est pas décomposé, d'où le rôle fonctionnel majeur joué par les organismes décomposeurs au sein des écosystèmes forestiers. Eux seuls sont capables de rendre les éléments minéraux assimilables par les plantes. Cela se fait de manière progressive, les nutriments stockés dans le bois mort étant libérés par la décomposition bien plus lentement que les nutriments recyclés à partir de la chute annuelle des feuilles, par exemple.

Avec l'avancée de la décomposition, plusieurs phénomènes s'observent dans le bois ainsi que dans le sol situé à proximité. Dans le sol, ces effets sont particulièrement marqués à proximité immédiate du bois en décomposition (rayon de moins d'un mètre) (Dufrêne et al., 2006; Błońska et al., 2017). Globalement, plus la décomposition est avancée, plus les composés carbonés dans le bois sont détruits. En conséquence, le contenu relatif en nutriments, par rapport au volume de bois, évolue. On observe donc que :

- les rapports C/N, C/P et N/P diminuent dans le bois mort et augmentent en parallèle dans le sol (Piaszczyk, Błońska, et al., 2019) ;

- la concentration en nutriments augmente dans le bois mort et dans le sol situé sous lui, avec des variations possibles au cours du processus (Bütler et al., 2007; Fukasawa et al., 2014; Piaszczyk, Błońska, et al., 2019; Piaszczyk, Lasota, et al., 2019) ;
- des quantités croissantes d'azote sous forme d'ammonium et de nitrates, de phosphore sous forme de phosphates, d'ions calcium, sodium, potassium et magnésium sont relarguées par le bois mort dans le sol (Lasota et al., 2018) ;
- l'activité biochimique des microorganismes du sol augmente, et est particulièrement stimulée sous les bois morts très décomposés (Piaszczyk, Błońska, et al., 2019).

Il a été prouvé que les contenus en carbone et en azote, notamment, sont plus importants dans le sol situé sous un bois mort très décomposé par rapport à un sol sans bois mort (Piaszczyk, Błońska, et al., 2019; Piaszczyk, Lasota, et al., 2019). Pareillement, les peuplements belges avec une grande quantité de bois mort présentent une plus grande disponibilité en phosphore dans la couche supérieure du sol (Dufrêne et al., 2006).

Des flux de nutriments importants ont donc lieu au sein du bois mort et entre celui-ci et le sol, facilités par les décomposeurs. Les champignons lignivores sont ainsi capables de transférer activement l'azote et le phosphore, indispensables à la croissance des plantes, grâce à leurs hyphes (Boddy & Watkinson, 1995). Certaines bactéries qui décomposent le bois sont, elles, capables de fixer l'azote atmosphérique, et peuvent aussi expliquer une partie des flux de nutriments, surtout à la fin du processus de décomposition (Rinne-Garmston et al., 2019).

Évidemment, les organismes décomposeurs ont aussi besoin de nutriments pour leur propre croissance. Les champignons, en particulier, utilisent ces nutriments pour la production de leur carpophore et du mycélium actif dans la recherche de nourriture. Ce dernier se développe hors du bois à la recherche de nouvelles ressources, formant de vastes réseaux pérennes qui réaffectent la biomasse fongique et les éléments nutritifs (Boddy & Watkinson, 1995). Au début de la décomposition, les nutriments peuvent donc être faiblement fixés dans le bois en raison de leur utilisation par les décomposeurs pour leur propre développement. C'est le cas notamment lorsque certains éléments, comme l'azote ou le phosphore, sont limitants dans le milieu (Laiho & Prescott, 2004).

Les mycorhizes, alliées indispensables pour la croissance des arbres vivants, utilisent également le bois en décomposition comme habitat (Olchowik et al., 2019) et interviennent dans les flux de nutriments entre bois mort et végétation vivante. Dans une expérience menée en 1999, Lindahl et al. constatent ainsi que les mycorhizes associées à un plant vivant de pin établissent aussi des contacts avec le mycélium d'un champignon décomposeur dans du bois mort de hêtre. Se faisant, 25 % du phosphore y a été intercepté et redistribué en partie au jeune plant de pin (Lindahl et al., 1999).

En ce qui concerne le bois mort sur pied, l'eau qui s'écoule le long du tronc est moins concentrée en éléments nutritifs que lorsque l'arbre était vivant et pouvait intercepter de grandes quantités de nutriments via sa canopée (Bade et al., 2015). Néanmoins, cet

écoulement vers le bas permet une saturation en cations basiques (calcium, magnésium et potassium par exemple dans le cas d'un épicéa) élevée au pied de l'arbre.

Le bois en décomposition constitue indéniablement un réservoir en éléments nutritifs, progressivement libérés dans le sol et rendus assimilables pour d'autres plantes. Cependant, le volume de bois mort ne peut sans doute pas, à lui seul, assurer toute la productivité et la fertilité des sols forestiers (Laiho & Prescott, 2004). D'autres apports organiques, venant par exemple des feuilles (contenant en général plus de nutriments), entrent aussi en ligne de compte.

3.1.6.3 Différences feuillus-conifères & apport en nutriments de quelques essences

Par rapport aux conifères, les feuillus ont un rapport C/N plus faible et un contenu en nutriments plus élevé, résultant en un taux de décomposition et un cycle des nutriments plus rapides. En étudiant les lixiviats issus du bois mort de différentes essences, il a été constaté que le bois de feuillus aux stades de décomposition 3 et 4 relargue plus de 50 % de cations calcium, magnésium, potassium, sodium et ammonium en plus que les conifères. Cette différence atteint même plus de 100 % de cations en plus chez les feuillus au stade de décomposition 5 (Lasota et al., 2018) (**Figure 3.3**).

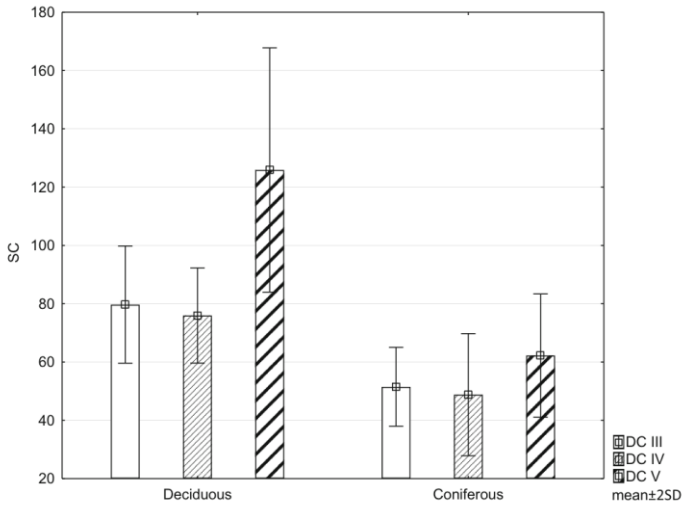


Figure 3.3. Somme des cations (SC ; en mg/L) dans les lixiviats provenant de bois mort de feuillus et de conifères à différents stades de décomposition (3 à 5), d'après Lasota et al. (2018).

Le bois des feuillus a globalement un effet plus favorable sur le sol (Piaszczyk, Błońska, et al., 2019). En particulier, des essences telles que le frêne, le charme, le peuplier tremble, le bouleau et l'aulne ont des effets favorables sur les horizons de surface du sol grâce à leur apport en substances ioniques (Lasota et al., 2018) :

- le bois de frêne libère de grandes quantités de calcium ;
- le bois de charme libère du magnésium et du sodium ;
- le peuplier tremble libère du calcium, du potassium et du nitrate ;
- l'aulne libère beaucoup d'azote et d'ammonium ;

- le bouleau libère beaucoup de magnésium, du potassium et de l'ammonium. Dans son cas, contrairement aux autres essences citées, de grandes quantités d'ions sont déjà relarguées aux stades moins avancés de décomposition, alors que le flux de nutriments est réduit aux stades 4 et 5 de décomposition. Ceci peut être dû au fait que la décomposition du bouleau est relativement rapide par rapport à celle d'autres essences.

Parmi les conifères, le bois de sapin pectiné a un effet plus favorable en termes de libération d'ions dans le sol que le bois d'épicéa (Lasota et al., 2018). Le bois d'épicéa au stade le plus décomposé relargue cependant de grandes quantités de phosphates et de sulfates dans le sol. De son côté, le bois très décomposé de sapin libère beaucoup de calcium et de nitrates (Lasota et al., 2018).

3.1.6.4 Impact du bois en décomposition sur l'acidification des sols

Le bois mort, en particulier de feuillus, améliore la qualité des sols forestiers acides. En effet, plusieurs études montrent qu'à proximité d'un bois mort couché, en particulier à un stade de décomposition avancé, le sol présente un pH plus élevé (Kappes et al., 2007; Piaszczyk, Błońska, et al., 2019).

L'aluminium est un élément toxique pour les plantes qui affecte la croissance des racines. Cet élément est commun dans les sols, mais sa concentration sous forme dissoute (ions Al^{3+}) peut être particulièrement importante dans les sols acides. En revanche, il a été montré qu'en hêtraie-sapinière, le bois mort pouvait contenir jusqu'à 60 fois moins d'aluminium que le sol (Błońska, Kempf, et al., 2023).

3.1.6.5 Impact du changement climatique sur le bois en décomposition

Pour autant que l'humidité dans le bois mort ne soit pas limitante (trop ou trop peu d'humidité), le taux de respiration des décomposeurs augmente, jusqu'à un certain point, avec la température. Le changement climatique pourrait donc accélérer les flux de carbone du bois mort. En forêt boréale, Rinne-Garmston et al. (2019) ont ainsi calculé l'impact potentiel du réchauffement climatique sur la production de CO_2 en utilisant un scénario où l'augmentation projetée de température est de 1,4°C en été et jusqu'à 3,8°C en hiver. En supposant que la quantité et la qualité du bois mort en forêt finlandaise soient similaires au stock actuel, les résultats estiment que l'augmentation du taux de respiration annuel pour la décomposition du bois d'épicéa sera de 28 %.

De plus, les modèles liant changements globaux et végétation prédisent une augmentation du caractère décidu des forêts à l'avenir, associé à la dominance des angiospermes (Weedon et al., 2009). Le bois de ces derniers ayant un taux de décomposition plus élevé que celui des gymnospermes, et ce taux augmentant également avec la température, les angiospermes ont donc le potentiel d'influencer le stockage du carbone dans de vastes zones forestières.

3.1.6.6 Le cas des rémanents

Les petites branches contiennent, à volume donné, trois fois plus d'éléments minéraux que les grumes (Bouget et al., 2020) ; elles sont donc importantes pour le maintien de la fertilité des sols forestiers, particulièrement sur les stations pauvres. De plus, elles participent aussi à la colonisation par les mycorhizes, et protègent les jeunes semis du froid, de la sécheresse et de la dent des ongulés sauvages (M. Gosselin & Paillet, 2017).

Les récoltes intensives de rémanents (feuilles, branchages et souches) conduisent à une augmentation modérée des exportations de biomasse (+15 % à +45 % environ) mais entraînent en revanche de très fortes exportations d'éléments minéraux, de l'ordre de +30 % à +240 % (Achat & Augusto, 2016). Cette exportation est encore plus marquée dans le cas où le feuillage de l'arbre est évacué avec les branches. L'exploitation d'arbres entiers peut également provoquer une acidification des sols, car les cations basiques (calcium, magnésium, potassium) contenus dans les branches et le feuillage sont enlevés du peuplement (Cacot et al., 2003). Ces chiffres varient en fonction de l'âge du peuplement et de l'essence considérée, mais surtout des conditions locales.

En moyenne, la perte de productivité d'un peuplement après une récolte intensive (bois fort et rémanents) est estimée à 3-7 %, et pourrait devenir encore plus importante du fait de récoltes successives (Achat & Augusto, 2016).

De plus, laisser les houppiers sur le parterre de la coupe peut être économiquement intéressant, comme l'atteste un bilan réalisé après 17 années de gestion intégrative dans la forêt de Steigerwald, en Bavière. En effet, l'expérience montre que par m^3 de bois, il est plus rentable de se concentrer uniquement sur le façonnage du bois de sciage, plutôt que d'effectuer une transformation complète incluant également les houppiers (Mergner et al., 2020).

Pour éviter tout appauvrissement du sol, le Code forestier wallon impose de conserver les branches de moins de 4 cm de diamètre sur le parterre d'une coupe. Ces branches ne seront jamais rejetées sur les chemins ou coupe-feux, ni à moins de 4 mètres de ceux-ci. En peuplements de conifères, ces rémanents doivent être disposés sur les cloisonnements d'exploitation présents, sauf en cas d'abattage manuel et/ou de débardage à cheval.

Certains auteurs préconisent de limiter les récoltes de rémanents à une voire deux fois durant la vie du peuplement dans le cas de stations fertiles (Cacot et al., 2005). Toutefois, dans le cadre de la sylviculture mélangée à couvert continu, cette durée de vie du peuplement est difficile à définir. Pour les stations pauvres, aucune récolte n'est recommandée, ou alors une seule maximum (Cacot et al., 2005).

Ces récoltes éventuelles de rémanents s'accompagnent dans tous les cas d'une exportation de cette ressource pour les espèces saproxyliques qui en dépendent, pouvant conduire à un appauvrissement des cortèges dédiés au recyclage de la matière organique sous forme de bois en décomposition.

IMPACTS DU BOIS EN DÉCOMPOSITION SUR LES CYCLES DU CARBONE ET DES NUTRIMENTS : POINTS-CLÉS

> Le bois mort constitue un réservoir d'éléments nutritifs et de carbone.

> Pendant la décomposition, le carbone du bois est détruit : il est en partie relâché sous forme de CO_2 et en partie incorporé au sol. En parallèle, le contenu en nutriments, par rapport au volume de bois, évolue.

> Le bois mort très décomposé permet une formation plus stable de matière organique.

> Les organismes décomposeurs rendent les éléments minéraux stockés dans le bois assimilable pour les végétaux.

> Au fur et à mesure de la décomposition, des quantités croissantes d'azote, de phosphore, de calcium, de sodium, de potassium et de magnésium sont relarguées par le bois mort dans le sol.

> Au fur et à mesure de la décomposition, l'activité biochimique des microorganismes du sol augmente.

> Des flux importants de nutriments ont lieu au sein du bois mort et entre celui-ci et le sol.

> Le bois mort des feuillus a globalement un effet plus favorable sur le sol que celui des conifères.

> Le changement climatique pourrait accélérer les flux de carbone du bois mort.

> Les récoltes de rémanents entraînent de très fortes exportations d'éléments minéraux (+30 % à +240 %), impactant la fertilité des sols forestiers. Elles s'accompagnent également d'une exportation de cette ressource pour les espèces saproxyliques qui en dépendent.

3.1.7 Impacts du bois en décomposition sur la rétention en eau

Le bois mort, en particulier au sol, peut accumuler une importante proportion d'eau au fur et à mesure de sa décomposition. Elle provient à la fois de l'environnement extérieur et de l'activité des microorganismes décomposeurs, puisque la réaction chimique de respiration libère des molécules d'eau. Dans un contexte de sécheresses de plus en plus fréquentes, le bois en décomposition a donc un rôle clé à jouer.

La capacité de stockage et d'absorption de l'eau par le bois est variable selon l'essence et augmente avec l'augmentation de la porosité du bois (Klamerus-Iwan et al., 2020). Dans leur étude, Klamerus-Iwan et al. (2020) classent cinq essences selon une capacité de stockage et d'absorption de l'eau croissante : charme < frêne < aulne < peuplier tremble < sapin pectiné. Généralement, l'augmentation de la taille du bois mort, de sa surface de contact avec le sol et un ombrage important, augmentent significativement le contenu en humidité dans le bois en décomposition.

Plusieurs études ont montré qu'avec l'avancée de la décomposition, le bois mort perd en densité et gagne parallèlement en humidité (Bütler et al., 2007; Fukasawa et al., 2014; Rinne-Garmston et al., 2019; Klamerus-Iwan et al., 2020). L'augmentation de la teneur en humidité est particulièrement marquée dans les stades avancés de décomposition. Dans une récente étude en hêtraie-sapinière, une augmentation de la teneur en eau de plus de 140 % est observée dans le bois mort au sol au stade de décomposition 4, et de plus de 350 % au stade

5 (Petritan et al., 2023). Au Japon, certains bois morts très décomposés contiennent jusqu'à dix fois plus d'eau que le bois vivant d'origine (Fukasawa et al., 2014). Enfin, en forêt tempérée et selon l'essence considérée, Błońska et al. (2018) ont calculé qu'au stade 5 de décomposition, on trouve de 70 % à plus de 80 % d'eau dans le bois mort, par rapport au poids du bois sec.

Cette forte rétention en eau dans le bois mort stimule aussi l'activité mycorhizienne du sol environnant (Harmon et al., 1986). La matière organique relâchée par le bois mort en décomposition et qui est incorporée au sol en altère ses propriétés physiques : elle stimule la formation d'agrégats et améliore la porosité du sol, ce qui lui permet de retenir davantage d'eau (Piaszczyk, Lasota, et al., 2019).

IMPACTS DU BOIS EN DÉCOMPOSITION SUR LA RÉTENTION EN EAU : POINTS-CLÉS

> La capacité de stockage et d'absorption de l'eau par le bois augmente avec l'augmentation de la porosité du bois : charme < frêne < aulne < peuplier tremble < sapin pectiné.

> Avec l'avancée de la décomposition, le bois mort perd en densité et gagne en humidité.

> Certains bois morts très décomposés contiennent jusqu'à dix fois plus d'eau que le bois vivant d'origine.

> La décomposition du bois mort améliore la porosité du sol.

3.1.8 Impacts du bois en décomposition sur la régénération naturelle

La colonisation du bois mort par les épiphytes et la végétation commence généralement par les lichens, suivis des bryophytes, des plantes herbacées et, enfin, des jeunes arbres. L'installation de plantes vasculaires sur du bois mort se fait donc généralement lorsque celui-ci est déjà moyennement décomposé (Zielonka & Piątek, 2004). Cependant, une colonisation précoce par les plantes et les semis d'arbres peut avoir lieu (Chećko et al., 2015; Unar et al., 2023).

La probabilité de colonisation et l'abondance en plantes et jeunes semis d'arbres augmentent avec le diamètre du bois mort et avec l'avancée de la décomposition (Bače et al., 2012; Chećko et al., 2015; Orman & Szewczyk, 2015; Chmura et al., 2018; Unar et al., 2023). In fine, le bois mort très décomposé (stades 4 et 5 de décomposition) devient un substrat aussi efficace que le sol pour la régénération de certaines essences (Orman & Szewczyk, 2015; Błońska et al., 2023). La couverture en bryophytes est également un facteur augmentant la probabilité de colonisation d'un bois mort par d'autres plantes (Chećko et al., 2015; Chmura et al., 2018). En effet, un tapis de mousses permet d'atténuer la prédation sur les graines, sert de réservoir d'eau et accélère l'accumulation de sol à la surface du bois. Toutefois, un tapis de mousses excessivement épais peut avoir l'effet inverse en entravant la bonne installation des semis (Harmon et al., 1986).

3.1.8.1 Le bois en décomposition est-il préféré au sol pour l'installation des semis ?

La réponse à cette question est variable selon les sites d'étude, les essences considérées et leurs caractéristiques.

De nombreuses études ont montré la préférence de l'épicéa commun envers le bois mort au sol, y compris les souches, comme substrat pour sa régénération naturelle (voir point 3.1.8.2.). Pour les essences feuillues, Chećko et al. (2015) observent un nombre de semis sur le sol forestier supérieur à celui sur bois mort. Unar et al. (2023) constatent aussi que les plantes vasculaires, pour s'installer, montrent une préférence pour le substrat sol plutôt que pour le substrat bois mort. Dans leur étude, les plantes préférant le bois mort pour s'établir sont plutôt des espèces des premiers stades de succession écologique et de milieux ouverts, ayant besoin de lumière et donc peu tolérantes à l'ombrage. Les hygrophytes et les plantes typiques du sous-bois préfèrent, elles, le sol forestier. La composition en espèces poussant sur le bois mort évolue cependant avec l'avancée de la décomposition : les espèces typiques du sous-bois sont ainsi de plus en plus communes sur le bois mort au fur et à mesure que celui-ci se décompose et est réintégré au sol (Unar et al., 2023).

La fréquence et l'abondance de plantes poussant sur le bois mort sont aussi plus importantes pour les espèces dont les graines sont petites et légères (< 1 mg), car elles se coincent facilement dans les anfractuosités du bois et de son écorce (Chećko et al., 2015). Le type de peuplement peut aussi entrer en ligne de compte. En hêtraie, par exemple, le bois mort qui dépasse de la couche de litière non décomposée peut localement devenir le seul substrat colonisable par la végétation (Orman et al., 2016). Enfin, le bois mort peut constituer un substrat de choix pour la régénération dans les contextes de sols très acides en raison de sa teneur beaucoup plus faible en ions aluminium (voir point 3.1.6.4). En hêtraie-sapinière polonaise, il a ainsi été montré que les semis de sapin pectiné poussant sur le bois mort avaient des racines significativement plus longues que ceux poussant sur le sol (Błońska et al., 2023).

Même si le bois mort n'est pas spécifiquement préféré au sol forestier pour la régénération de certaines essences, il apporte néanmoins une diversité supplémentaire de microsites de germination dans les écosystèmes forestiers. Dans le cas du sapin pectiné, de l'épicéa commun et du hêtre, Orman & Szewczyk (2015) montrent d'ailleurs qu'il augmente leur croissance en hauteur et peut améliorer leur survie à court et long terme.

3.1.8.2 Le cas de l'épicéa commun (Picea abies)

De nombreuses études ont montré l'importance du bois en décomposition, en ce compris les souches, comme substrat pour la régénération naturelle de l'épicéa (Stöckli, 1996; Ježek, 2004; Zielonka, 2006; Bače et al., 2011; Chećko et al., 2015; Orman & Szewczyk, 2015).

En forêt subalpine, même si le bois mort au sol ne couvre que moins de 5 % du sol forestier, plus de 40 % des gaulis d'épicéa peuvent grandir sur des souches ou des bois en décomposition (Zielonka, 2006). Ceci représente une densité presque 20 fois supérieure à la régénération sur le sol. Dans ces forêts, le recrutement le plus abondant apparaît sur les bois morts depuis 30 à 60 ans, ne comportant plus d'écorce et où une lame de couteau peut être enfoncée d'au moins quelques centimètres jusqu'à totalement (stade de décomposition 4 sur 5) (Zielonka, 2006).

Là encore, la biodiversité liée au bois mort joue un rôle fondamental. En effet, pour l'épicéa et pour le sapin pectiné, des champignons saproxyliques mycorhiziens (exemple : Tomentelles) s'installent dans le bois altéré et s'associent aux racines des jeunes semis. Ces mycorhizes constituent un soutien pour la croissance et la résistance aux pathogènes des semis, avant de passer le relais à des champignons mycorhiziens non saproxyliques qui seront des alliés pour l'arbre tout au long de sa vie (Emberger et al., 2013). Bače et al. (2012) mettent également en évidence le rôle clé de deux champignons de la pourriture blanche, *Armillaria* sp. et *Phellinus nigrolimitatus*, dans la régénération de l'épicéa sur bois mort. Leur présence a un effet positif sur la densité en semis et en plants de plus de 15 cm. Cela pourrait notamment s'expliquer par une meilleure stabilité mécanique du bois mort décomposé par ce type de champignons.

On note aussi un effet positif du diamètre du tronc sur le nombre de semis enracinés, les plus gros troncs soutenant l'abondance des semis bien plus que ce qui correspondrait simplement à leur augmentation de surface (Ježek, 2004; Bače et al., 2012). Ceci peut s'expliquer, d'une part, par le fait qu'un épicéa se régénérant sur un gros tronc mort est positionné plus en hauteur et donc hors d'atteinte de la végétation du sol (moins de compétition). D'autre part, les conditions d'humidité sont plus stables dans les gros bois morts car une proportion plus faible du bois est exposée à la dessication.

IMPACTS DU BOIS EN DÉCOMPOSITION SUR LA RÉGÉNÉRATION NATURELLE : POINTS-CLÉS

> La probabilité de colonisation et l'abondance en semis poussant sur une pièce de bois en décomposition augmentent avec le diamètre et le stade de décomposition de cette pièce.

> Le bois mort très décomposé (stades 4 et 5) est un substrat aussi efficace que le sol pour la régénération de certaines essences.

> Le bois en décomposition n'est pas toujours préféré au sol en tant que substrat pour la régénération.

> Certaines études indiquent tout de même que les plantes préférant le bois mort pour s'établir sont plutôt des espèces des premiers stades de succession écologique ou aux graines petites et < 1 mg.

> Les bois en décomposition au sol et les souches sont préférés pour la régénération naturelle de l'épicéa commun et ce, d'autant plus que le diamètre du tronc est important. Les champignons mycorhiziens et ceux responsables de la pourriture blanche y facilitent l'installation des semis.

3.1.9 Le bois en décomposition comme barrière naturelle à la faune sauvage

Le fait de laisser un enchevêtrement de bois en décomposition au sol, notamment les houppiers, protège les jeunes plants de la dent des ongulés sauvages, en augmentant la rugosité du substrat et en entravant ainsi l'accès au semis pour la faune sauvage (de Chantal & Granström, 2007; Smit et al., 2012; Hagge et al., 2019; Milne-Rostkowska et al., 2020; Marangon et al., 2022).

Ceci a notamment été testé sur le terrain par Hagge et al. (2019), en forêt tempérée dans le Sud de l'Allemagne. Dans les 384 placettes étudiées, de 0 à 4 houppiers, d'une longueur moyenne de 7 mètres, ont été utilisés comme barrières physiques pour protéger des jeunes plants de sapin pectiné (*Abies alba*). Dans chaque placette, cinq plants de 30-40 cm de hauteur ont été plantés dans un carré d'un mètre de côté à l'abri des enchevêtrements de couronnes empilés sur place. Au terme de l'expérience, les chercheurs montrent que la probabilité d'abroutissement par les chevreuils diminue de 26 % (aucun houppier) à 6 % (un houppier) et jusqu'à 2 % (4 houppiers).

D'autres études vont également dans le sens d'un effet positif du bois mort laissé au sol comme barrière naturelle à la faune sauvage. En forêt subalpine dans l'Ouest des Carpates, Milne-Rostkowska et al. (2020) montrent ainsi que la probabilité d'occurrence de plants de sorbier est plus élevée dans les sites moins accessibles au chevreuil. Ceux-ci sont notamment caractérisés par une quantité totale de bois morts couchés (comportant encore la majorité de leurs branches) élevée à proximité du sorbier. À titre d'exemple, dans leur étude, si aucune grume morte n'est présente à proximité, la probabilité d'apparition de jeunes sorbiers est de 0,38, alors que pour une longueur cumulée de grumes mortes de 80 mètres dans un rayon de 5 mètres, la probabilité est proche de 0,99. En forêt boréale mixte de pins sylvestres et épicéas communs, suite à un incendie forestier, certaines essences pionnières très appréciées des ongulés sauvages, comme le peuplier tremble (*Populus tremula*) et le saule marsault (*Salix caprea*), ont une hauteur moyenne significativement plus importante lorsque leur régénération est protégée par des agrégats de bois en décomposition (en particulier des houppiers) (de Chantal & Granström, 2007). Dans leur étude suédoise, quatre ans après le feu, de Chantal & Granström (2007) montrent que tous les semis naturels en dehors des agrégats de bois en décomposition ont été abroutis, contre seulement 33 % des semis les plus grands au sein des agrégats. Quatre années après l'incendie, une hauteur moyenne de 153 ± 41 cm est mesurée pour le peuplier tremble protégé par les houppiers laissés sur place, contre 60 ± 9 cm sans protection. En ce qui concerne le saule marsault, cette différence est de 167 ± 27 cm contre 54 ± 12 cm respectivement. Le diamètre à la base des tiges est aussi plus important chez les semis poussant au sein d'amas de bois morts. Les chercheurs indiquent par ailleurs que la hauteur du tas de bois en décomposition est importante pour limiter la pression d'abroutissement : dans leur étude, les agrégats de couronnes mesuraient en moyenne 13 x 4,5 mètres.

Si un enchevêtrement de bois mort peut en effet limiter l'accès au semis pour les ongulés sauvages, cet habitat est aussi favorable à certains micromammifères (nourriture, protection

contre les prédateurs, habitat pour leurs terriers). Ainsi, dans leur étude en Allemagne, Hagge et al. (2019) ont constaté que la probabilité de dégâts occasionnés par les petits rongeurs a augmenté de 1 % à 11 % puis 17 % en laissant respectivement 0, 1 ou 4 houppiers au sol dans les placettes d'étude. En forêt de Białowieża, van Ginkel et al. (2013) constatent en fait que la fonction du bois mort pendant le recrutement des jeunes chênes change avec le temps. Ainsi, les enchevêtrements de bois en décomposition au sol augmentent le taux de prélèvement des glands par les petits rongeurs. Plus tard toutefois, ces amas de bois mort protègent les semis et les jeunes plants de chênes contre la dent des ongulés sauvages (van Ginkel et al., 2013).

Enfin, plusieurs expériences de terrain avaient déjà été réalisées dans les années 1960-1980 par le garde forestier suisse Karl Kaiser, en hêtraie-sapinière (voir (Stöckli, 1996)). Il observait notamment qu'une régénération naturelle importante d'épicéas communs s'établissait sur des tas de rondelles de bois mort disséminés dans le peuplement. Le caractère glissant de ces substrats ne semblait guère apprécié des ongulés sauvages, permettant au semis de s'y épanouir en sécurité.

Dans certains cas, le fait de laisser un enchevêtrement de bois en décomposition au sol n'a pas d'effet marqué sur la réduction de la pression d'abroutissement (Kupferschmid & Bugmann, 2005). Dans leur étude dans la réserve nationale de chasse et de faune sauvage de la Petite-Pierre (région Grand-Est), Pellerin et al. (2010) constatent même, de façon surprenante, que l'utilisation de débris ligneux comme protection contre la dent des cervidés a eu l'effet inverse, en diminuant l'abondance en jeunes arbres. Une première explication à cela concerne le contexte dans lequel s'inscrit cette étude. En effet, le site d'étude est pauvre en espèces appétentes pour les cerfs et chevreuils. Les jeunes arbres qui émergent des débris ligneux sont alors plus visibles pour les cervidés, ce qui entraîne une pression d'abroutissement plus forte sur ces plants au lieu de les protéger (Pellerin et al., 2010). Un résultat totalement différent pourrait être obtenu dans le cas de peuplements contenant davantage d'essences appétentes. Une seconde explication donnée par les chercheurs concerne la modification de certaines variables environnementales suite à la présence d'amas de bois en décomposition. Ceux-ci peuvent par exemple réduire la lumière et augmenter l'humidité du sol, réduisant la régénération de certaines essences comme *Abies alba* (Pellerin et al., 2010).

Ainsi, l'essence, tout comme la quantité et le stade de décomposition du bois, sont des facteurs importants limitant ou non l'accès aux jeunes plants appétents. Les arbres morts récemment, dont les branches sont encore attachées, peuvent être un obstacle efficace au mouvement des ongulés sauvages.

LE BOIS EN DÉCOMPOSITION COMME BARRIÈRE NATURELLE À LA FAUNE SAUVAGE : POINTS-CLÉS

> Laisser un enchevêtrement de bois en décomposition au sol, notamment les houppiers d'arbres morts récemment, peut empêcher efficacement l'accès au semis pour les ongulés sauvages.

> Cet enchevêtrement constitue aussi un habitat favorable à certains micromammifères, pouvant augmenter la prédation sur les graines et la régénération naturelle.

3.1.10 Bois en décomposition et perturbations naturelles

Les perturbations naturelles, telles les tempêtes, engendrent de grandes quantités de bois mort au sol ou sur pied (plusieurs centaines de m^3/ha). Parallèlement, elles créent des trouées qui modifient le microclimat forestier, et permettent l'expression de plantes à fleurs constituant une ressource pour un grand nombre d'invertébrés saproxyliques. Au vu des flux de nutriments qui y ont lieu et du support intéressant qu'ils peuvent constituer pour la régénération naturelle, les bois morts résultant de ces perturbations de grande ampleur gagnent à être maintenus sur site, au moins en partie. De plus, ces perturbations naturelles maintiennent des paysages structurellement complexes et les alimentent constamment en une diversité de dendromicrohabitats (Zemlerová et al., 2023). Elles entraînent ainsi une disparité dans la disponibilité des habitats, ce qui favorise un potentiel de biodiversité élevé.

En cas de pullulation de scolytes de l'épicéa, il a été démontré que les peuplements proches de l'état naturel et riches en bois mort abritent déjà leurs ennemis, et sont dès lors en capacité de diminuer beaucoup plus rapidement l'intensité de ces pullulations (voir études citées dans (Delahaye et al., 2022)). De plus, comme mentionné au point 3.1.8.2., le bois en décomposition est un substrat important pour la régénération de l'épicéa commun, ce qui se confirme également en contexte scolyté (Jonášová & Prach, 2004).

Une récente étude menée dans différentes forêts à travers le monde a par ailleurs montré que si environ 75 % d'une forêt perturbée naturellement (par une tempête, un incendie ou une épidémie d'insectes) n'est pas exploitée et est laissée en l'état, 90 % de la richesse en espèces y sera préservée (Thorn, Chao, et al., 2020). Si la moitié seulement de la surface est laissée à elle-même, ce sont déjà environ un quart des espèces qui sont perdues (Thorn, Chao, et al., 2020). Les auteurs indiquent toutefois que ces valeurs varient considérablement d'un groupe taxonomique à l'autre : les organismes saproxyliques nécessitent généralement des zones non exploitées plus étendues que les taxons non saproxyliques.

3.1.10.1 Le bois mort favorise-t-il le déclenchement et la propagation des feux de forêt ?

Le sujet des incendies en forêt étant de plus en plus débattu et d'actualité, il est abordé plus longuement que les autres types de perturbations naturelles dans le cadre de ce rapport.

D'abord, il convient de rappeler que la principale cause de déclenchement des feux de forêt est d'origine humaine ; un travail de sensibilisation à cet égard est donc crucial avant toute autre considération.

Ensuite, Les deux facteurs affectant le plus la propagation d'un incendie forestier sont le vent et la teneur en eau des combustibles morts, qui dépendent de la météo. D'autres facteurs interviennent également (Curt et al., 2022) :

- La quantité de combustible : plus il y a de combustible, plus il sera consommé, et plus le feu pourra se propager.

- La dimension et la forme des matières combustibles : de grandes feuilles créent des litières de faible masse volumique qui permettent des flux d'air importants et brûlent donc plus vite.
- La pente du terrain : un feu montant une pente se propage plus vite que sur un terrain plat. De plus, le bois mort pourrait être la cause de reprise de feu du fait de billons en combustion dévalant la pente.
- Les structures horizontale et verticale de la végétation : généralement, une distribution horizontale très discontinue de la végétation est défavorable à la propagation du feu, de même qu'une canopée haute bien séparée du sous-bois (empêche le feu de se propager aux cimes). Cependant, ces facteurs structuraux ont parfois des effets antagonistes.
- La composition chimique du combustible : les conifères sont plus inflammables que les feuillus.

Plus que tout, la teneur en eau des matières combustibles est un élément clé dans la propagation des incendies. Une forte teneur en humidité ralentit le déclenchement d'un feu, car l'évaporation de l'eau contenue dans les combustibles retarde leur ignition. Un sous-étage dense permet ainsi de modérer le microclimat près du sol en diminuant la température de l'air et en augmentant son humidité relative (Pickering et al., 2021). La litière située à l'ombre d'un couvert forestier continu reste également plus humide que celle exposée aux rayons desséchants du soleil (Kreye et al., 2018). La surface du bois qui est en contact avec le sol réduit la zone d'évaporation et ralentit de ce fait le processus de séchage. Elle permet aussi une remontée capillaire de l'eau du sol, en particulier sur les sols argileux et limoneux, ce qui peut augmenter de manière significative la teneur en eau du bois en décomposition (European Commission. Joint Research Centre., 2023). Il a été montré précédemment que le bois mort stockait de grandes proportions d'eau, surtout aux stades avancés de décomposition, et permettait au sol sous lui de mieux retenir l'humidité (voir point 3.1.7). En ce qui concerne le bois mort sur pied, leur base est influencée par l'humidité du sol mais la majorité du volume en est éloignée et sèche donc plus rapidement en période de sécheresse (European Commission. Joint Research Centre., 2023).

Ainsi, le bois mort, en particulier de grosse dimension, n'augmenterait pas l'inflammabilité des forêts, qui est davantage due aux combustibles plus petits comme le feuillage, les herbes, les lichens, les mousses ou les branchages secs (moins de 10 cm de diamètre) (European Commission. Joint Research Centre., 2023). Par rapport à un bois en décomposition de gros diamètre, le rapport surface/volume de ces petits combustibles est plus élevé : ils s'assèchent et se consument donc plus rapidement. Plus un bois est volumineux et plus sa surface de contact avec le sol est grande, plus il peut stocker de l'humidité, rendant son inflammabilité difficile. La position la plus inflammable du bois mort est probablement la position couchée, dans le cas où ce bois n'a qu'un contact limité avec le sol humide, c'est-à-dire quand il est soutenu par des rochers ou d'autres bois (European Commission. Joint Research Centre., 2023). Cependant, le bois mort à un stade avancé de saproxylation est rarement dans cette

position car il a perdu une grande partie de sa rigidité. Il est également rare qu'une chandelle morte soit la cible de la foudre et déclenche un incendie (European Commission. Joint Research Centre., 2023). Un bois mort sur pied pourrait éventuellement augmenter l'intensité d'un front d'incendie dans le cas où il porte encore des branches, des feuilles ou des aiguilles (European Commission. Joint Research Centre., 2023). Les gros bois morts couchés ou les souches peuvent ajouter à la puissance et la sévérité d'un feu en formant des poches qui couvent pendant longtemps, et peuvent alors causer de graves brûlures au sol et à la végétation forestière, ou causer des nouvelles sources d'ignition si la météo reste sèche (Curt et al., 2022; European Commission. Joint Research Centre., 2023).

D'un point de vue purement pratique, au moment de la phase d'extinction, l'accès des pompiers au sein des parcelles peut être entravé en cas de présence de bois mort en grandes quantités (Biache, 2017).

Enfin, notons que la puissance du feu, qui résulte du produit de la vitesse du feu et de la quantité de biomasse brûlée, est très variable. La très grande majorité des feux ont une puissance de quelques centaines voire quelques milliers de kilowatts par mètre de ligne de feu, mais des feux de plusieurs dizaines de mégawatts par mètre (MW/m) ne sont pas rares (Curt et al., 2022). Toutefois, il faut préciser que lorsque l'intensité d'un feu dépasse un seuil critique autour de 5 à 10 MW/m, les forces de lutte sont dépassées et ne peuvent réduire la puissance dégagée, peu importe le type de végétation ou de forêt (Curt et al., 2022).

3.1.10.2 Impacts et gestion du bois mort après un incendie

Pour favoriser la régénération d'un peuplement incendié, plusieurs études mettent en avant l'intérêt de maintenir le bois mort sur site, plutôt que de couper à blanc (Marzano et al., 2013; Marcolin et al., 2019; Blumroeder et al., 2022). En effet, les conditions microclimatiques extrêmes dans les coupes exposent les jeunes arbres à encore plus de chaleur et à des écarts de température quotidiens importants (Marcolin et al., 2019). De plus, garder les arbres morts et survivants après un incendie, c'est hétérogénéiser la parcelle, ce qui, par rapport à un paysage homogénéisé, est plutôt défavorable à la propagation d'un incendie futur. Maintenir le bois mort c'est (Marzano et al., 2013; Blumroeder et al., 2022) :

- maintenir des températures plus stables ;
- protéger le sol et la végétation des radiations directes du soleil ;
- maintenir des niveaux d'humidité dans le sol plus favorables pour la germination et la régénération ;
- fournir de l'ombrage et ainsi atténuer les pertes d'eau supplémentaires par évapotranspiration et dessication des plantes ;
- protéger le sol de l'érosion ;
- maintenir des ressources saproxyliques pour les espèces spécialistes qui en dépendent.

Les chandelles calcinées peuvent aussi être maintenues sur site pour servir de perchoir aux oiseaux disperseurs de graines.

Soit une stratégie de non-intervention est adoptée (tous les arbres calcinés sont maintenus en l'état sur la parcelle), soit les chandelles brûlées sont coupées et leur biomasse laissée au sol. En tout cas, l'élimination immédiate de tous les arbres après un incendie peut retarder la régénération d'une dizaine d'années (Parro et al., 2015).

En contexte de pinède incendiée, la densité et la diversité de la régénération après un incendie sont ainsi positivement associées avec la présence de bois mort (Marzano et al., 2013). En Allemagne, en 2018, 400 hectares de monocultures de pins sylvestres ont été ravagés par les flammes. On y observe que les sites avec le plus grand nombre d'arbres vivants en régénération, essentiellement du peuplier tremble, sont ceux où aucune intervention n'a eu lieu après le passage du feu (Blumroeder et al., 2022). En revanche, les pins sylvestres replantés après coupe à blanc du site présentent le taux de mortalité le plus élevé. De plus, dans les sites ainsi replantés, le nombre total de pins survivants est plus élevé pour les pins régénérés naturellement, comparé à ceux plantés. Trois ans après l'incendie, la plus grande abondance de peuplier tremble est observée dans les parcelles où les bois morts sur pied et les arbres dépérissant sont maintenus (Blumroeder et al., 2022).

Couper les chandelles mortes et laisser ensuite ce bois sur place permet une humidité du sol au moins aussi élevée que dans le cas d'une non-intervention, et une température moyenne du sol plus basse (Marcolin et al., 2019). Dans certaines pinèdes incendiées où cette technique a été appliquée, la survie des semis est meilleure par rapport à des sites de non-intervention ou coupés à blanc. En Espagne, cinq ans après un feu, la densité de semis de *Pinus pinaster* y est environ 5,5 fois plus élevée que sur les parcelles coupées à blanc ou en non-intervention (Castro et al., 2011). Cependant, le fait d'abattre ces arbres morts sur pied élimine alors cet habitat pour les espèces saproxyliques spécialistes de cette ressource.

Un récent rapport publié par la Commission Européenne attire également l'attention sur le fait que des coupes sanitaires après une perturbation naturelle ne réduisent pas, dans l'immédiat, la quantité de petits combustibles et donc le risque d'incendie. En effet, pendant l'évacuation des arbres, ceux-ci sont mécaniquement abrasés et une accumulation de rémanents a lieu sur le site impacté, augmentant potentiellement le risque d'incendie par rapport à un site où aucune coupe n'a eu lieu (European Commission. Joint Research Centre., 2023).

3.1.10.3 Effets combinés de plusieurs perturbations naturelles

En théorie, un peuplement plus hétérogène est plutôt défavorable à la propagation d'un incendie. Cependant, certaines études montrent que le risque de feu de forêt est accru dans les zones forestières déjà perturbées, notamment par une tempête ou une épidémie de scolytes (Berčák et al., 2023). Ces perturbations apportent en effet de grandes quantités de matières inflammables au sol. Un compromis doit donc être trouvé entre, d'une part, une trop grande quantité de matières sèches potentiellement inflammables et, d'autre part, le maintien de bois mort pour créer de l'ombrage, diminuer les pertes en eau et favoriser la biodiversité forestière. Sur les sites perturbés, ceci est particulièrement important dans les deux à trois premières années suivant un incendie, quand la biomasse n'est pas encore

décomposée et qu'une couche d'herbes et broussailles s'installe suite à la mise en lumière du peuplement (Berčák et al., 2023). Dès lors, Berčák et al. (2023) recommandent de laisser 30 % de la biomasse morte dans les peuplements se régénérant spontanément. Ils préconisent aussi de retirer complètement le bois mort dans certains endroits stratégiques tels les coupe-feux, d'une largeur de 30-50 mètres minimum, et les voies d'accès pour les pompiers.

Rappelons que garder le bois mort sur un site perturbé à la suite d'un incendie ou d'un autre facteur naturel, c'est également garder les nutriments qui y sont stockés, et assurer le rôle fonctionnel des organismes décomposeurs dans l'écosystème.

BOIS EN DÉCOMPOSITION ET PERTURBATIONS NATURELLES : POINTS-CLÉS

Concernant le déclenchement des incendies :

> La principale cause de déclenchement des incendies forestiers est d'origine humaine.

> Pour ralentir le déclenchement d'un feu, une forte teneur en humidité des combustibles est essentielle. En plus d'un sous-étage dense ou d'un couvert forestier continu augmentant l'humidité relative en forêt, le maintien de grosses pièces de bois mort, ayant une grande surface de contact avec le sol et une forte teneur en eau, permet de ralentir le processus de séchage du bois et le déclenchement d'un feu.

> Le bois en décomposition, en particulier de grosse dimension, n'augmenterait pas l'inflammabilité des forêts, qui est davantage due aux combustibles plus petits comme le feuillage, les herbes, les lichens, les mousses ou les branchages secs (moins de 10 cm de diamètre).

Concernant les perturbations naturelles :

> Les perturbations naturelles engendrent de grandes quantités de bois mort au sol ou sur pied (plusieurs centaines de m^3/ha) et alimentent constamment les paysages en une diversité de DMH.

> Si environ 75 % d'une forêt perturbée naturellement est laissée en l'état, 90 % de la richesse en espèces y sera préservée.

> Pour favoriser la régénération d'un peuplement incendié, maintenir le bois mort sur site (au moins en partie) plutôt que de couper à blanc. Cela permet notamment le maintien de températures plus stables et d'un niveau d'humidité plus favorable à la germination.

3.1.11 Impacts du bois en décomposition dans les cours d'eau

Une accumulation de bois en décomposition dans un cours d'eau est appelée un embâcle. Celui-ci est façonné par les écoulements et issu de la végétation rivulaire, dont les ripisylves. Souvent perçu comme une source de nuisances, il remplit pourtant de nombreuses fonctions dans l'écosystème.

Les petits cours d'eau, généralement plus proches de la forêt et au courant moins puissant, comportent proportionnellement plus de volume de bois mort par unité de longueur. De plus, le bois se décompose plus lentement dans l'eau en raison du manque d'oxygène pour la respiration des décomposeurs. Globalement, en comparaison avec le milieu forestier, les rivières accumulent donc plus de bois en décomposition.

Les embâcles, en ce compris les barrages de castor, jouent plusieurs rôles dans l'écosystème forestier.

D'abord, ils constituent un habitat privilégié pour nombre d'espèces car ils augmentent l'hétérogénéité morphologique des cours d'eau. Ils agissent comme un filtre pour les particules détritiques issues de la végétation accumulée, et concentrent la biomasse des invertébrés aquatiques, proies privilégiées des poissons (Maridet et al., 1996). Ils servent d'abri, notamment aux mammifères, écrevisses et poissons, et de support aux mollusques, champignons, bactéries et insectes. La majorité des apports de matière organique dans un cours d'eau a lieu en automne avec la chute des feuilles : les structures ligneuses retiennent ces végétaux et fournissent donc un réservoir de nourriture et une source de carbone disponible toute l'année (Delahaye et al., 2022). En forêt, dans un but de conservation de la biodiversité, un embâcle tel qu'un barrage de castor peut inonder une partie des peuplements et ainsi contribuer à augmenter leur charge en bois en décomposition, favorable à l'accueil des espèces saproxyliques.

Ensuite, les embâcles créent une mosaïque de vitesse, hauteur et granulométrie dans le cours d'eau (Maridet et al., 1996). Les accumulations de bois en décomposition freinent l'écoulement, avec pour conséquences, en amont de l'embâcle, une augmentation du niveau d'eau, une réduction de la vitesse du courant et une sédimentation des particules fines. En aval, l'embâcle rend les particules grossières plus apparentes et engendre une diminution du débit de pointe. En cas de rupture d'embâcle, le phénomène inverse se produit.

Les structures ligneuses participent également à la formation de mouilles et radiers. Les mouilles sont une forme fluviale qui se caractérise par une grande hauteur d'eau et des écoulements lents ; elles alternent généralement avec des radiers, caractérisés par un écoulement rapide et une hauteur d'eau faible (Maridet et al., 1996). Les mouilles sont intéressantes en contexte de sécheresse car elles contiennent plus d'eau, qui reste également plus fraîche. Par ailleurs, dans les cours d'eau non gérés, il a été montré que l'espacement entre les mouilles successives diminue avec l'augmentation du nombre de barrages de bois mort (Linstead & Gurnell, 1999).

Enfin, le bois en décomposition dans l'eau peut également avoir des effets stabilisateurs sur le lit, notamment lorsqu'il est ancré dans le fond ou dans l'extrados d'un méandre (extérieur de la courbe) (Huylenbroeck et al., 2019).

La présence d'une forêt riveraine contribue à limiter l'érosion des berges et à les solidifier. En augmentant les forces de friction, la dissipation de l'énergie et l'encombrement du cours d'eau, la végétation et le bois mort favorisent aussi, localement, les débordements et le stockage de l'eau (Maridet et al., 1996; Huylenbroeck et al., 2019). Le bois en décomposition diversifie les écoulements et favorise ainsi la création d'annexes hydrauliques.

Le bois mort peut servir à limiter la vitesse d'écoulement de l'eau et participer aux logiques de stockage de l'eau le plus près possible des sources lorsqu'il y a des débits importants (Cfr le projet "Slowing the flow at pickering" en Angleterre).

(Example debris dam built with large woody material, in an upland stream, Cropton Forest, 25th March 2010. Photograph by Nick Odoni, Durham University)

Figure 3.4. Exemple d'installation d'arbres au-dessus du lit mineur pour limiter le flux de l'eau lorsqu'il devient important et contribuer ainsi à limiter les pics d'inondations (Rijkswaterstaat, 2016).

Dans des projets de restauration de fonds de vallées alluviales, des souches ou du bois mort peuvent être utilisés pour remonter naturellement le lit mineur. Celui-ci, suite aux travaux de drainage ou à la simple présence de résineux, a incisé profondément le lit majeur et draine en fait la nappe alluviale, rendant la restauration des milieux humides adjacents compliquée.

Sur des cours d'eau de plus grande taille, les arbres sont aussi utilisés pour ralentir et compliquer la circulation de l'eau. Ils créent ainsi des îles ou du relief dans le lit mineur et restaurent l'intégrité fonctionnelle de la morphologie du cours d'eau.

Figure 3.5. Exemple d'installation d'arbres et de souches dans un cours d'eau pour générer de l'hétérogénéité, limiter l'érosion des berges et créer des habitats pour la biodiversité (Grüne Blauwe Rhien Allianz, 2021; Office Etat bavarois pour l'Environnement, 2009).

Dans les zones peu sensibles, où les inondations sont peu dommageables aux activités humaines, une forêt riveraine luxuriante constitue une zone de retenue : elle diminue le débit maximum et la vitesse de montée des eaux situées en aval (Huylenbroeck et al., 2019). Les embâcles quant à eux, jouent le rôle de déversoir et permettent à l'énergie de se dissiper juste à leur aval (Maridet et al., 1996). La violence des crues est ainsi limitée.

En termes de risque d'inondation, l'augmentation du niveau d'eau en amont de l'embâcle n'est problématique que dans les zones sensibles, notamment celles fortement anthropisées, et en cas de volume de bois très important (Maridet et al., 1996). Une rupture d'embâcle peut aussi sembler risquée, surtout en milieu anthropisé, mais là aussi le volume de bois doit être vraiment conséquent pour avoir un réel impact. En général, l'incidence d'un tel événement n'a d'ailleurs lieu que sur les quelques dizaines de mètres directement en aval (Maridet et al., 1996).

Selon sa position, le bois mort dans l'eau peut toutefois avoir quelques effets déstabilisateurs sur le lit et constituer une menace. Certains embâcles peuvent être à risque dans les sections où l'écoulement est canalisé, ou lorsque les berges sont déjà fragilisées par ailleurs (Maridet et al., 1996). Le ralentissement de l'écoulement favorise les débordements locaux lors d'inondations de faible intensité. De plus, lors de crues importantes, les embâcles peuvent être remobilisés : s'ils s'accumulent au droit d'ouvrages d'art, ils peuvent y provoquer des dégâts (Huylenbroeck et al., 2019). Enfin, si l'embâcle n'occupe pas tout le lit mineur, une

concentration de l'écoulement et une augmentation des vitesses (et donc des forces tractrices) dans la partie ouverte de la section se produisent. Une encoche d'érosion peut donc se créer dans cette section réduite (Maridet et al., 1996; Huylenbroeck et al., 2019).

Il est également à noter que le bois en décomposition dans l'eau joue un rôle de dénitrification (Lazar et al., 2014). Les taux d'élimination de l'azote nitrique sont notamment corrélés à la biomasse du biofilm qui se développe à la surface des bois morts immergés. Maintenir, voire générer du bois dans les cours d'eau encourage ainsi l'élimination de l'azote, sans semble-t-il générer de risques élevés de production de N_2O dans les cours d'eau.

Au vu des nombreux services que rend le bois mort dans les cours d'eau, son évacuation hors des lits ne doit donc pas être systématique et dépend des cas (voir recommandations de gestion au point 3.2.3.5).

IMPACTS DU BOIS EN DÉCOMPOSITION DANS LES COURS D'EAU : POINTS-CLÉS

> Les embâcles constituent un habitat privilégié pour de nombreuses espèces, augmentent l'hétérogénéité morphologique des cours d'eau, créent une mosaïque de vitesse, hauteur et granulométrie, et participent à la formation de mouilles (intéressantes en contexte de sécheresse) et de radiers.

> Les embâcles diversifient les écoulements et favorisent la création d'annexes hydrauliques.

> En jouant le rôle de déversoir, les embâcles permettent à l'énergie de se dissiper juste à leur aval. La violence des crues est ainsi limitée.

> L'augmentation du niveau d'eau en amont de l'embâcle n'est problématique que dans les zones sensibles, notamment celles fortement anthropisées, et en cas de volume de bois très important.

> Le bois mort dans l'eau peut constituer une menace dans les sections où l'écoulement est canalisé ou lorsque les berges sont déjà fragilisées par ailleurs.

> Si l'embâcle n'occupe pas tout le lit mineur, une encoche d'érosion peut se créer dans la partie ouverte de la section.

3.2 Deuxième partie - Aspects quantitatifs, distribution et gestion du bois en décomposition

3.2.1 Quelle quantité de bois en décomposition en forêt ?

Dans les forêts naturelles, la disponibilité et le recrutement de bois en décomposition et de DMH est quasi continu dans le temps (Larrieu et al., 2014) (régime de microtrouées), tout comme la représentativité de tous les stades de décomposition. En plus, certaines perturbations de plus grande ampleur viennent ponctuellement alimenter (parfois fortement) le stock de bois mort. En l'absence d'événement particulier, le bois mort apparaît très lentement ; la formation de volumes importants prend donc du temps. En forêt gérée en revanche, la récolte de bois raccourcit la durée de vie possible des arbres de 50 % voire 75 % selon l'essence, les arbres étant coupés bien avant leur vieillissement biologique (WSL, s. d.-a).

En Europe, pour 28 pays, l**e volume moyen de bois mort sur pied et couché en 2015 était de 11,5 m³/ha**, ce qui représente 7,1 % du volume moyen de matériel sur pied. Ce chiffre, issu du rapport « State of Europe's Forests » publié en 2020, ne renseigne toutefois pas le diamètre de précomptage pris en compte pour cette évaluation. Le bois mort couché est la composante prédominante dans la plupart des pays (environ 60 % du bois mort total en moyenne) (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe - FOREST EUROPE, 2020).

Les normes et volumes estimés de bois en décomposition en Wallonie et dans les régions limitrophes seront précisés dans le WP2 du présent projet ***Deadwood4Forests***.

Généralement, les forêts gérées contiennent moins de bois mort que les forêts naturelles, et une diversité moindre en DMH (Larrieu et al., 2012). Les forêts les plus naturelles d'Europe possèdent en moyenne entre **20 et 250 m³/ha de bois mort** (Bütler, 2006). Même si ces valeurs peuvent évidemment varier selon le type de forêt, le volume de bois en décomposition dans ces forêts représente en moyenne entre 20 et 40 % du volume de bois total (vivant et mort) (Emberger et al., 2013). En termes de densité d'arbres morts, en forêt naturelle essentiellement feuillue, on compte en moyenne 40 à 140 arbres morts par hectare, et 10 à 20 arbres présentant au moins une cavité au sens large (Vallauri et al., 2003). Généralement, la densité en arbres-habitats d'un diamètre de plus de 70 cm est inférieure à 0,5-2 arbres/ha dans les forêts exploitées, alors que les **forêts « vierges » d'Europe centrale et du Sud de la Scandinavie comptent entre 10 et 20 arbres de plus de 70 cm par hectare** (Bütler et al., 2013). Enfin, plusieurs auteurs cités dans Larrieu et al. (2012) s'accordent à dire que, dans différents peuplements très matures d'Europe et même d'Amérique du Nord, les chandelles mortes sont relativement rares par rapport au bois mort couché.

La thématique du bois mort en forêt est très souvent abordée dans la littérature pour son importance en termes de biodiversité forestière. Les recommandations de quantités ou volumes de bois mort « idéaux » à atteindre sont donc généralement énoncées dans un

objectif de conservation de la biodiversité forestière, dont dépend le bon fonctionnement de l'écosystème.

En particulier, une étude bibliographique sur les valeurs seuils concernant les organismes tributaires du bois en décomposition démontre que **la majorité des communautés et espèces sont présentes localement lorsque 30 à 50 m³/ha de bois mort sont présents dans les forêts feuillues de plaine**, et 20 à 30 m³/ha dans les forêts boréo-alpines (Müller & Bütler, 2010). Dans cette étude, le bois mort est comptabilisé dès 10 cm de diamètre mais son type n'est pas précisé (et dépend des espèces étudiées). Bütler (2006) note qu'« *il suffirait vraisemblablement de 20 à 40 m³ de bois mort par hectare pour sauvegarder la plupart des espèces sans pour autant nuire gravement à la fonction économique* ». Il faut toutefois noter que certaines espèces ont besoin de plus de 100 m³/ha de bois en décomposition (**Figure 3.6**) (Müller & Bütler, 2010; Lachat et al., 2019).

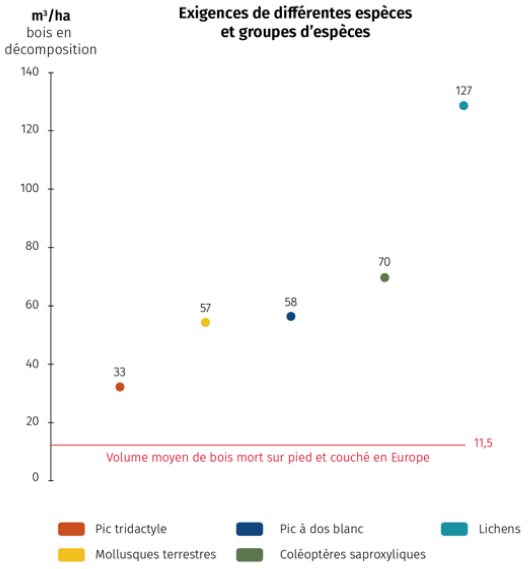


Figure 3.6. Exigences en termes de bois en décomposition de quelques espèces ou groupes d'espèces forestières dans les forêts de hêtres continentales. Modifié d'après Winter et al. (2014) et référencé d'après Müller & Bütler (2010).

3.2.2 Disponibilité du bois en décomposition dans le temps et dans l'espace

Naturellement, en forêt à couvert continu, du bois en décomposition est produit plus ou moins continuellement à une échelle spatiale de quelques hectares et pendant plusieurs centaines voire milliers d'années. Pour la biodiversité qui en dépend, la distance moyenne au bois mort favorable le plus proche est ainsi de l'ordre de moins de 50 à 100 mètres (Stokland et al., 2012). Une répartition spatiale cohérente (connectivité) et une disponibilité du bois en décomposition et des arbres-habitats à long terme (continuité) sont donc indispensables pour augmenter les chances d'avoir des cortèges saproxyliques intègres en forêt. Ceux-ci pourront alors jouer pleinement leur rôle dans les cycles biogéochimiques et le maintien de la fertilité des sols, tant dans les espaces de conservation que dans les forêts gérées.

L'habitat des espèces saproxyliques est à la fois éphémère et discret, il faut donc que de nouveaux habitats soient disponibles dans le milieu avant que ceux d'origine ne disparaissent. Pour qu'une population soit viable à long terme, les individus doivent donc pouvoir se déplacer d'un support à un autre et ce, au bon moment. D'une part, ces différents supports doivent se trouver à une distance franchissable par l'espèce, selon ses capacités de dispersion, avec des relais à l'échelle des parcelles et des massifs forestiers. Les lucanes, par exemple, parcourent rarement des distances de plus de quelques centaines de mètres (Vandekerkhove et al., 2013). D'autre part, selon leur écologie, les différentes espèces devront trouver un nouvel habitat au bout de quelques mois (les espèces liées au bois mort récemment ou aux petites branches par exemple) ou de quelques années (le pique-prune *Osmoderma eremita* ou certains pics notamment, qui peuvent utiliser la même cavité d'année en année) (Delahaye et al., 2022).

Une répartition spatiale adéquate sous forme de trame est donc nécessaire à l'échelle locale comme à l'échelle du paysage. Cette trame de bois en décomposition comprend l'ensemble des éléments liés aux stades de vieillissement et de sénescence : réserves biologiques intégrales, auxquelles sont connectées des îlots de sénescence ou de vieillissement, des arbres morts et des arbres-habitats. Le bois en décomposition est ainsi réparti de façon adéquate en forêt, combinant une grande quantité, qualité et diversité d'habitats pour les espèces saproxyliques.

Les arbres-habitats ou morts peuvent être isolés dans un peuplement, ou regroupés en îlots. On distingue deux types d'îlots (Biache, 2017) :

- **Les îlots de vieillissement :** il s'agit de petits peuplements bénéficiant d'un cycle sylvicole prolongé pouvant aller jusqu'au double des critères optimaux d'exploitabilité économique.
- **Les îlots de sénescence** : il s'agit de petits peuplements laissés en libre évolution, où aucune intervention n'est pratiquée et qui sont conservés jusqu'à l'effondrement naturel des arbres. Ils ont donc vocation à être permanents.

Les îlots de sénescence, arbres morts et arbres-habitats identifiés entre les réserves intégrales doivent être maintenus jusqu'à leur décomposition totale. Ils sont désignés au plus tôt par le gestionnaire, qui doit pouvoir garantir leur recrutement continu en vue de leur remplacement futur.

Les îlots de vieillissement quant à eux, sont sujets à controverse. En effet, les arbres qui y sont maintenus au-delà de leurs dimensions d'exploitabilité permettent certes une disponibilité en gros bois plus grande, mais peuvent finalement être abattus. Dans une matrice forestière pauvre en ressources, ces îlots deviennent alors de véritables pièges écologiques en concentrant les espèces dans des espaces condamnés à disparaître à court terme (Garrigue et al., 2022). De plus, ils peuvent être purgés de leurs arbres-habitats avant la mise en réserve, ce qui accentue encore leur inefficacité (L. Larrieu, *comm. pers.*). Si par contre, on augmente de manière significative les dimensions minimales d'exploitation (par exemple 240 à 300 cm

pour le chêne) de manière systématique dans toute la forêt gérée, on augmente fortement la disponibilité en DMH en limitant l'effet du piège écologique car on a toujours assez de T(T)GB dans le massif (N. Delhaye, *comm. pers.*).

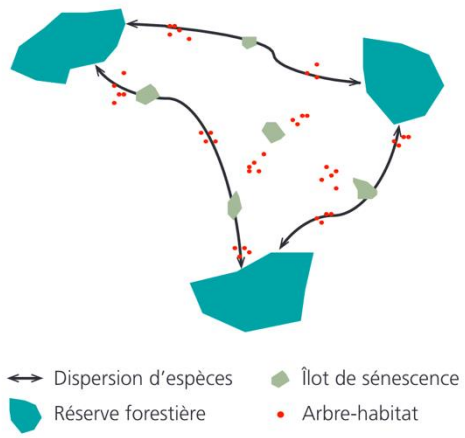


Figure 3.7. Proposition de configuration des éléments sur base de la littérature (Vandekerkhove et al., 2013; Lachat et al., 2019)

Une proposition de configuration issue de la littérature scientifique est proposée à la **figure 3.7** (Vandekerkhove et al., 2013; Lachat et al., 2019). Elle consiste à établir d'abord une base vitale indispensable pour les espèces saproxyliques, sous forme de réserves biologiques intégrales, qui constituent l'habitat clé de ces espèces. Entre les réserves intégrales, des îlots de sénescence offrent un habitat de transition. En plus, des biotopes-relais sous forme de bois mort et d'arbres-habitats, comprenant des arbres de grosses dimensions[5], seront ajoutés au réseau, permettant l'échange entre individus et le brassage génétique des populations. La diversité des formes de bois mort et d'arbres-habitats est cruciale : sur pied ou au sol, d'essences variées, exposés au soleil ou plutôt à l'ombre, de manière isolée ou en bouquets de quelques arbres (ce qui permet de réduire les risques lors des travaux forestiers en plus de maintenir une ambiance forestière).

Les réserves biologiques intégrales et zones protégées constituent la base de ce réseau fonctionnel car elles permettent de préserver un site à long terme (éventuellement après restauration) et jouent le rôle de zones cœurs à partir desquelles les espèces pourront se disperser. Pour être pleinement efficaces, les réserves intégrales mises en libre évolution devraient l'être de façon permanente. En effet, les espèces ont besoin d'un certain temps (plusieurs décennies parfois) pour recoloniser leurs habitats favorables (Garrigue et al., 2022). De plus, le temps de retour d'une grande quantité et d'une diversité de bois mort et de dendromicrohabitats peut également prendre plusieurs décennies selon les contextes (Larrieu et al., 2017, 2019).

Rappelons que le Code forestier wallon impose, par propriétaire public de plus de 100 hectares de forêt feuillue, la création de réserves intégrales à concurrence de 3 % de la superficie totale de ses peuplements. L'objectif à long terme étant d'étendre le réseau d'aires protégées en forêt à 5 % des forêts publiques, en visant prioritairement les formations feuillues (Branquart & Liégeois, 2010). Toutefois, cette proportion est encore insuffisante et plusieurs études sur des espèces aux écologies différentes convergent plutôt vers un seuil compris entre 20 et 30 % de surfaces en libre évolution à l'échelle du paysage (Garrigue et al., 2022).

[5] Arbres-habitats : diamètre > 70 cm pour les feuillus, > 100 cm pour les conifères (Larrieu & Cabanettes, 2012). Bois mort : diamètre > 40 cm (Emberger et al., 2013).

Dans les zones forestières très fréquentées (zones de détente ou touristiques, parcours sportifs, routes ou chemins, etc.), la présence d'arbres morts sur pied peut présenter un certain niveau de risque pour les usagers de la forêt, en ce compris le personnel exploitant. Le gestionnaire est donc chargé d'assurer un niveau de sécurité adapté en fonction du niveau d'aménagement et de fréquentation par le public. Pour se faire, une évaluation périodique du risque lié aux bois morts et aux arbres-habitats doit avoir lieu. Il n'est évidemment pas envisageable d'éliminer tout risque en milieu naturel, mais certaines recommandations peuvent être énoncées par précaution (voir point 3.2.3.6).

3.2.3 Relevé des recommandations de gestion du bois en décomposition

Au vu des multiples impacts du bois mort sur l'écosystème forestier, la littérature scientifique propose une série de recommandations de gestion, résumées ci-après. Parmi ces recommandations, des choix seront opérés dans le cadre du WP5 du présent projet, et transposés au contexte wallon.

3.2.3.1 Recommandations générales & spécifiques à une trame fonctionnelle de bois en décomposition

Type de recommandation	Échelle	Description
Générales	Locale à paysagère	1) Favoriser la plus grande diversité de bois en décomposition : a) Toutes les formes. b) Toutes les tailles. Pour un même volume, ne pas substituer à une faible quantité de gros bois mort une grande quantité de petit bois mort ! i) Dans les taillis ou les gaulis/perchis, Delahaye et al. (2022) préconisent de maintenir tous les petits bois secs. ii) Dans les peuplements matures, porter une attention particulière aux arbres-habitats ou morts de gros diamètre (et d'âge avancé dans le cas des arbres-habitats). c) Toutes les positions : sur pied, au sol, dans le houppier, dans l'eau. d) Tous les stades de décomposition. e) Toutes les expositions : de la pleine ombre au plein soleil. f) Toutes les essences, y compris les pionnières, celles à fort potentiel biologique (chênes indigènes, saules, hêtre, cerisiers sensu lato, bouleaux (Branquart & Liégeois, 2010)) et celles dont l'occurrence dans les peuplements est faible (Vítková et al., 2018). 2) Assurer la disponibilité du bois en décomposition dans tous les habitats et toutes les conditions stationnelles. 3) Rechercher la plus grande diversité de dendromicrohabitats (voir point 3.1.3.2). 4) Établir, à l'échelle des massifs, un **réseau** de peuplements contenant un **volume objectif de minimum 30 à 50 m³/ha** de bois en décomposition (diamètre de précomptage > 10 cm) (Müller & Bütler, 2010). Ne pas viser une moyenne inférieure qui serait distribuée uniformément dans tous les peuplements. 5) Lier les cycles sylvicoles entre eux par l'abandon, à la fin du cycle précédent, de bois morts ou d'arbres-habitats qui apporteront du bois en décomposition et des DMH au début du cycle de production suivant (Larrieu et al., 2014). Ceci dans tous les peuplements gérés, quel que soit leur âge ou leur stade au sein du cycle sylvicole. 6) À terme, atteindre 20 à 30 % de surfaces en libre évolution permanente dans le paysage, réparties en réserves biologiques intégrales, îlots de sénescence et arbres-habitats (Garrigue et al., 2022).
Trame fonctionnelle de bois en décomposition	Peuplement ou parcelle	1) Maintien d'au moins **5 à 10 arbres-habitats/ha** (Bütler et al., 2013; Vandekerkhove et al., 2013).

		Dans l'Indice de Biodiversité Potentielle, pour atteindre le score maximal pour ce critère, au moins 8 arbres-habitats doivent être présents par hectare. Vallauri et al. (2003) vont même jusqu'à recommander le maintien de 10 à 20 arbres à cavités par hectare (cavités au sens large, avec ou sans terreau, au pied, dans le tronc ou les branches, ouvertes ou non). a) Maintenus jusqu'à leur décomposition complète. b) Dont plusieurs bois de grosse dimension, afin de rencontrer la plus grande diversité en DMH : > 70 cm de diamètre (à hauteur de poitrine) pour les feuillus et > 100 cm pour les conifères (Larrieu & Cabanettes, 2012). c) Arbres isolés et en bouquets (option favorisée pour le maintien d'une ambiance forestière). d) Priorité aux arbres mal conformés, blessés, de faible valeur économique et de grosse dimension. e) Priorité aux individus portant déjà plusieurs types de DMH. f) Afin d'assurer un recrutement et un stock constant dans la durée : identifier de façon précoce, lors de chaque exploitation, les arbres-habitats susceptibles de porter des DMH dans le futur (Delahaye et al., 2022). Recruter un nombre d'arbres supérieur au nombre d'arbres-habitats finalement nécessaires (Bütler et al., 2013). 2) Maintien de tous les bois morts sur pied et au sol, en priorisant les bois de grosse dimension (diamètre > 40 cm (Emberger et al., 2013)), rares en forêt gérée. Dans l'Indice de Biodiversité Potentielle, pour atteindre le score maximal pour ce critère, au moins 3 gros bois morts couchés et 3 gros bois morts sur pied doivent être présents par hectare.
	Massif, triage ou propriété	1) Création d'**îlots de sénescence en libre évolution permanente** (aucune intervention) **de 2 à 5 ha** (Jakoby et al., 2010; Vandekerkhove et al., 2013; Lachat et al., 2019), **idéalement min. 10 ha** pour garantir la diversité des DMH (Garrigue et al., 2022) et jusqu'à 20 ha (Delahaye et al., 2022). a) Distants entre eux de maximum 1 km (Delahaye et al., 2022). b) Distants de 1 voire maximum 2 km des réserves intégrales (Vandekerkhove et al., 2013). c) De forme compacte (réduction de l'effet de lisière). La surface de l'îlot devrait être proportionnellement plus grande dans le cas de forêts régulières pour éviter l'effet de lisière en cas de coupe (Biache, 2017). d) Parmi les peuplements d'essences indigènes.

		e) En priorité dans les peuplements de gros bois, porteurs de DMH, difficiles d'accès ou aux sols trop sensibles pour la circulation des engins forestiers.
	Paysage ou région	1) Désignation de **réserves biologiques intégrales** en libre évolution permanente. a) Min. 10 (Vandekerkhove et al., 2013) à 20 ha (Delahaye et al., 2022) et jusqu'à plusieurs centaines d'hectares. b) Contenant, à terme, un volume de bois en décomposition bien supérieur au volume objectif de 30 à 50 m^3/ha, et pouvant dépasser 100 m^3/ha pour rencontrer les exigences de certaines espèces spécialistes. c) Distance entre réserves intégrales et îlots de sénescence : 1 voire 2 km maximum (Vandekerkhove et al., 2013). d) Choix des zones à désigner sur base des critères suivants : i) présence d'espèces emblématiques ou de populations sources à proximité ; ii) intégrité et naturalité de l'écosystème et de ses composantes ; iii) forêts identifiées comme anciennes ; iv) rareté de l'habitat à l'échelle de la Wallonie ou au-delà, contribution aux objectifs de conservation européens ; v) faibles enjeux économiques ; vi) présence d'une forêt déjà mature, contenant une variété de ressources trophiques et d'habitat ; vii) représentativité de tous les types de forêt à l'échelle du paysage : ne pas se focaliser exclusivement sur les stations peu productives, les sites marginaux ou difficiles d'accès pour l'exploitation.

3.2.3.2 Recommandations en contexte de perturbations naturelles

- Après une perturbation naturelle :
    - Éviter la coupe à blanc systématique ou la récolte de l'ensemble des chablis (Marzano et al., 2013; Marcolin et al., 2019; Blumroeder et al., 2022).
    - Garantir un volume cible de 30 à 50 m^3/ha de bois en décomposition (Müller & Bütler, 2010), de types variés.
    - En cas de perturbation naturelle de très grande ampleur, maintenir **30 % de la biomasse morte** dans les peuplements se régénérant spontanément (Berčák et al., 2023).
- Pour limiter le risque d'incendie forestier : maintenir de grosses pièces de bois mort au sol, pour leur capacité de rétention en eau.
- Après un incendie : ne pas intervenir ou éventuellement couper les chandelles brûlées et laisser leur biomasse se décomposer au sol (Castro et al., 2011; Parro et al., 2015; Marcolin et al., 2019; Blumroeder et al., 2022).

3.2.3.3 Recommandations de gestion des rémanents

- Idéalement, ne jamais exporter les rémanents : effectuer les purges de toutes les grumes en forêt et maintenir tous les houppiers non démembrés sur le parterre de la coupe, en prenant garde à ne pas encombrer les voies de débardage.
- Si ce n'est pas possible, maintenir 1 à 2 gros houppiers par hectare d'essences différentes à l'occasion de chaque coupe (Biache, 2017).
- Éventuellement, sur stations fertiles uniquement, limiter l'export des rémanents à une voire deux fois sur la vie du peuplement (Cacot et al., 2005).
- Dans tous les cas, éviter l'export du feuillage (Cacot et al., 2005).

3.2.3.4 Recommandations de gestion des souches

- Ne jamais dessoucher, afin de maintenir l'intégrité du sol forestier.
- Si la qualité du tronc dans sa partie basale est médiocre d'un point de vue économique : envisager la création de souches hautes.
- En terrain pentu : maintien de souches hautes, galettes racinaires ou troncs morts disposés transversalement ou obliquement par rapport à la pente.
- Maintien de min. 1 à 3 souches hautes/ha (Biache, 2017).
- Lors de l'ouverture de cloisonnements d'exploitation, les arbres de bordure, plus exposés, peuvent être physiquement protégés par des souches laissées hautes (de Paul et al., 2009).

3.2.3.5 Recommandations de gestion du bois en décomposition dans l'eau (Maridet et al., 1996; Linstead & Gurnell, 1999; Huylenbroeck et al., 2019; Benaksas & Piton, 2023)

- Si les pièces de bois sont stables (ancrées dans le fond ou les berges, pièces plus longues que la largeur du cours d'eau et accumulations composées de telles pièces) et en l'absence d'érosion ou d'inondation préjudiciable au propriétaire, conserver ces pièces.
- Maintenir les embâcles, en ce compris les barrages de castor :
    - en tête de bassin en zone boisée,
    - si le risque d'inondation ne présente pas de danger pour les infrastructures et zones anthropisées.
- Si une suppression s'impose, la limiter à certaines longueurs de section uniquement.
- La ripisylve étant la source naturelle de bois mort dans les cours d'eau, opérer une gestion appropriée et non intensive des peuplements à leurs abords, dans une zone tampon de 20 mètres des berges :
    - permettant l'apport naturel de gros bois mort dans l'eau,
    - évitant un trop gros apport en petites branches (risque d'étanchéification).
- Un ajout artificiel de bois mort en rivière peut être conseillé là où il a été précédemment enlevé ou là où la structure du peuplement n'entraîne qu'un faible apport.
    - Privilégier les pièces de bois au moins aussi longues que la largeur du lit mineur, avec un diamètre de plus de 10 cm ou 5 % de la largeur de la rivière. Ceux-ci formeront la structure de base à l'accumulation d'autres débris.
    - Espacement entre ces pièces de bois : environ 7-10 fois la largeur de la rivière.
    - Introduire les pièces de bois dans des positions stables : en amont des rétrécissements du chenal ou soutenues du côté aval par des affleurements rocheux. Éviter de fixer artificiellement ces pièces de bois à la berge.
- Lors des crues, le bois mort excédentaire en sortie de massif forestier peut aussi être retenu par des « pièges à flottants » ou « peignes à embâcles ». Il s'agit de structures artificielles généralement formées de pieux verticaux disposés en forme de râtelier ou peigne. Ceux-ci ont pour objectif de bloquer les bois flottants sur un site où la rehausse de la ligne d'eau n'entraîne pas de risques supplémentaires. Il s'agit d'ouvrages qui imitent l'action naturelle des ripisylves lors des crues. Édifiés au bon endroit au sein du lit du cours d'eau et à proximité des voies d'accès, ces ouvrages permettront aux flottants d'être piégés, pour ensuite être éventuellement récupérés pour d'autres usages (bioénergie notamment). Ces pièges à flottants peuvent prendre plusieurs formes et les pieux peuvent être disposés de manière variée selon la topographie du site et du cours d'eau considéré. Les pieux peuvent par exemple être disposés de façon perpendiculaire à l'écoulement de l'eau, en ligne droite ou en arc de cercle avec une concavité tournée vers l'aval. Dans un extrados de méandre, le râtelier peut prendre

une disposition « en L » en limite de lit mineur, pour recueillir les flottants lors d'écoulements débordants dans le lit majeur et leur éviter de retourner dans le lit mineur par la suite. Ou encore, le peigne peut être disposé en biais pour concentrer les flottants vers une berge. Selon la taille du cours d'eau considéré, le nombre de pieux, leur taille et leur espacement varient. Plusieurs retours d'expériences en territoire Rhône-Méditerranée-Corse sont notamment illustrés dans un rapport dressé en 2023 par Benaksas & Piton (voir **Figure 3.8** ci-dessous).

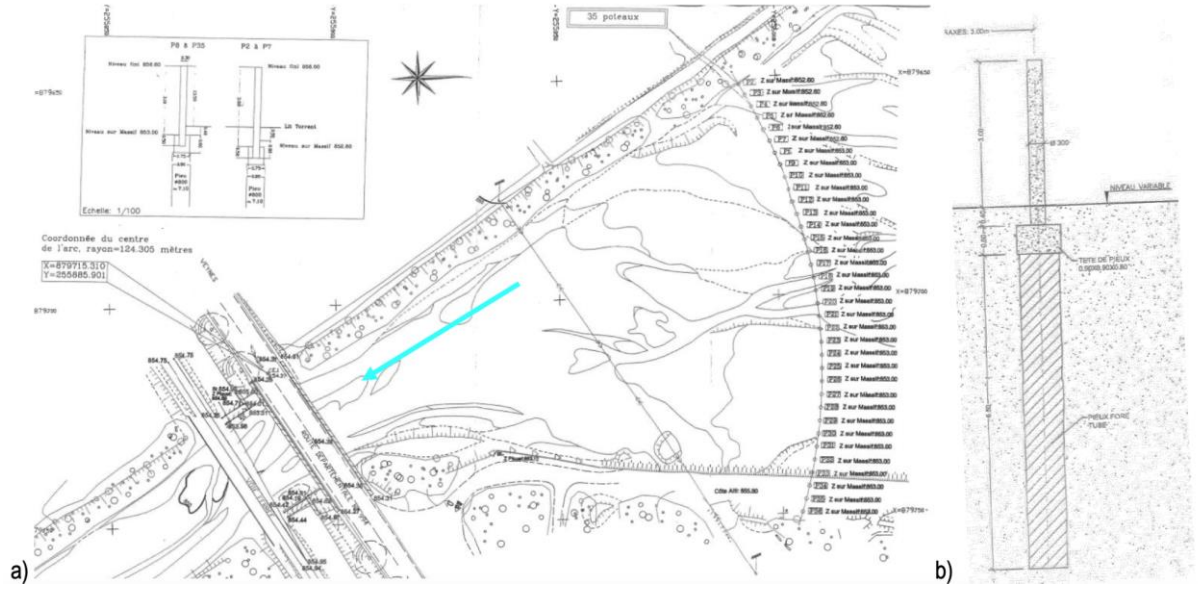


Figure 3.8. Différents exemples de pièges à flottants mis en place en France. D'après (Benaksas & Piton, 2023).

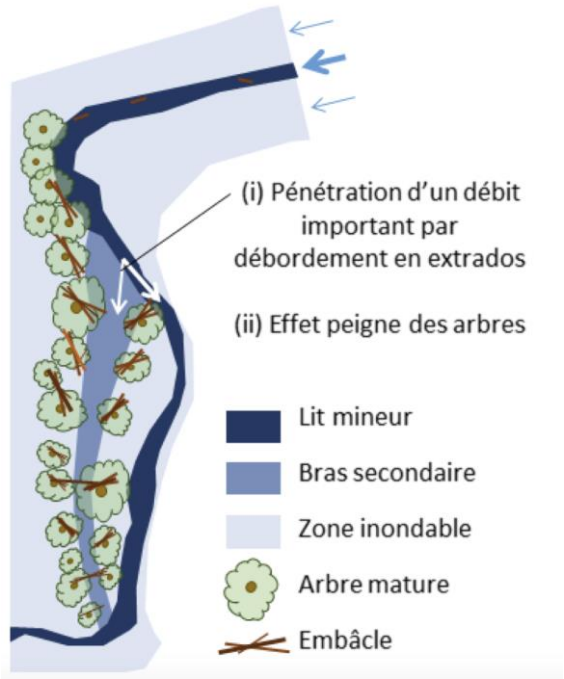


Figure 3.9. Exemple illustré de la gestion d'une ripisylve

Une ripisylve bien développée et correctement gérée joue également le rôle de peigne naturel. Dans l'exemple illustré à la **figure 3.9**, la gestion de la ripisylve à l'entrée du chenal secondaire va dans le sens d'une prévention de la croissance d'arbres matures. Toutefois, ces arbres matures sont maintenus en bordure du chenal secondaire, espacés les uns des autres de façon adéquate pour qu'ils jouent leur rôle de râtelier naturel et piègent le bois flottant transporté lors des crues, sans que ce bois ne retourne au lit mineur. Le but est de maintenir une configuration générale en entonnoir, piégeant progressivement les bois flottants sur toute la longueur du bras mort jusqu'à ce que les arbres soient trop resserrés que pour laisser passer d'autres éléments. Le système piège ainsi les éléments de gros bois ainsi que les éléments plus fins qui contribueraient à densifier les embâcles sur les ponts et ouvrages hydrauliques (Benaksas & Piton, 2023).

Le *guide de gestion des ripisylves* publié en 2019 par le Service Public de Wallonie fournit une clé décisionnelle pouvant servir d'aide au gestionnaire concernant la gestion des embâcles (**Figure 3.10**).

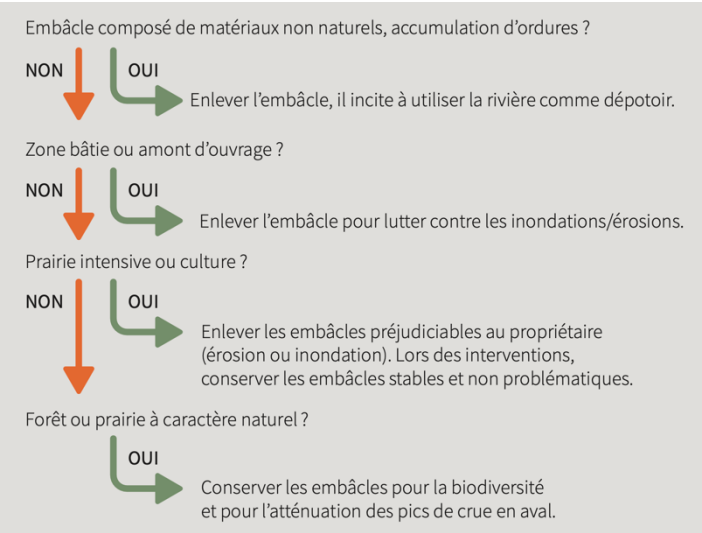


Figure 3.10. Clé décisionnelle pour l'enlèvement ou non du bois en décomposition dans l'eau. D'après (Huylenbroeck et al., 2019).

3.2.3.6 Sécurité des usagers (Biache, 2017)

- Éviter de désigner des îlots de sénescence dans les zones régulièrement fréquentées par le public.
- Distance minimale à un chemin ou site fréquenté équivalente à :
    - la hauteur dominante du peuplement dans le cas d'un îlot de sénescence,
    - la hauteur de l'arbre dans le cas d'un arbre isolé.
- À titre exceptionnel, la coupe de certains arbres, parties d'arbres ou branches mortes aux abords des lieux fréquentés est possible. Dans ce cas :
    - étêter ou élaguer un arbre-habitat ou mort plutôt que de l'abattre en totalité,
    - laisser l'arbre au sol et éviter son exportation.
- Placer des panneaux informatifs aux points d'accès en forêt, invitant le public à la vigilance.

3.2.3.7 Création artificielle de bois mort

Dans certains peuplements particulièrement pauvres en bois mort ou en DMH, ou où d'importants enjeux de conservation ont été identifiés, il est possible d'accélérer artificiellement le développement de structures typiquement associées aux arbres âgés. Cette stratégie implique de blesser intentionnellement (coupe, annélation) ou de tuer des arbres jeunes en leur inoculant des champignons, provoquant ainsi leur décomposition ou l'apparition de structures telles que les cavités. Une gestion forestière courante privilégiant le bois mort devrait pourtant éviter d'en arriver à ces mesures extrêmes.

3.3 Troisième partie - Aspects économiques, réduction des risques et conclusion

3.3.1 Aspects économiques et réduction des risques

À travers ses diverses fonctions, le bois en décomposition participe donc à la réduction des risques en milieu forestier. Sa teneur en eau augmente fortement au fur et à mesure de sa décomposition et il permet aussi au sol sous lui de mieux retenir l'humidité, réduisant les risques d'incendies forestiers. Il limite l'érosion en terrain pentu, après le passage d'un feu ou le long des cours d'eau. Il joue un rôle clé dans le recyclage de la matière organique. Et, pour autant qu'un stock suffisamment diversifié et adéquatement distribué dans le paysage soit maintenu, il réduit le risque d'extinction d'espèces saproxyliques et d'homogénéisation du bagage génétique de leurs populations. Il constitue donc un élément important de la stabilité écologique de la forêt, avec un feedback positif sur tout l'écosystème (Vítková et al., 2018).

En pessières, une réduction des risques vis-à-vis du typographe est obtenue avant tout en diversifiant les peuplements et en respectant l'adéquation essence-station. En complément, le bois mort intervient en tant qu'habitat essentiel pour les pics, considérés comme des régulateurs des populations de scolytes en accélérant leur déclin après un pic d'épidémie (Bouget, Nageleisen, et al., 2011).

En choisissant correctement les endroits où des îlots de sénescence sont implantés, les potentiels risques phytosanitaires et pour la sécurité des usagers peuvent, eux aussi, être évités.

En termes de risques naturels, en contexte montagnard ou de forte pente, le fait de laisser des souches, en particulier hautes, des galettes racinaires et des troncs à terre, disposés de façon transversale ou oblique par rapport à la pente, peut permettre de retenir les chutes de pierres et de stabiliser le sol, le protégeant ainsi de l'érosion lors de fortes précipitations (Biache, 2017; Lachat et al., 2019; WSL, s. d.-c).

Même si la rétention d'arbres-habitats (a fortiori de gros diamètre) et de bois morts peut représenter pour certains un conflit avec la production de bois ou la fourniture de bois-énergie, elle doit donc être pensée à la lumière des nombreux avantages et de la réduction des risques que fournissent ces éléments en forêt. En préservant les arbres-habitats ou les arbres morts, seuls ou en îlots, prioritairement parmi les individus mal conformés, de faible valeur financière, localisés dans des endroits difficiles d'accès pour l'exploitation ou en zones peu productives, l'impact économique est minimisé (Vítková et al., 2018). Dans une étude évaluant les coûts d'un martelage favorable à certains éléments de la biodiversité forestière, il a d'ailleurs été conclu que le nombre d'arbres à conflit, ayant à la fois une valeur économique non négligeable et une forte valeur écologique, est faible (Pro Silva France & Parc naturel régional des Vosges du Nord, s. d.). L'éventuel « manque à gagner » lié à la conservation de bois en décomposition se focalise sur le court terme. Il doit pourtant être relativisé par rapport

au gain lié à l'effort d'exploitation d'arbres-habitats de faible valeur économique, à la préservation des sols forestiers, et à un fonctionnement plus optimisé de tout l'écosystème.

Une étude allemande en forêt mixte de montagne a d'ailleurs évalué, au moyen de simulations, les coûts de pratiques forestières de rétention de bois mort avec une planification spatiale ayant pour objectif d'atteindre 35 m^3/ha de bois mort et entre 2,5 et 5 arbres-habitats/ha. Les principaux résultats montrent que la création d'un réseau d'habitat favorable à la biodiversité, avec des réserves forestières connectées entre elles par des corridors forestiers contenant plusieurs îlots de bois morts, a des impacts raisonnables sur la rentabilité forestière, permettant de maintenir des niveaux souhaitables de production de bois dans ce massif (Augustynczik et al., 2018). Globalement, dans cette étude, une planification optimisée de l'ensemble de ce réseau d'habitat réduirait la valeur actuelle nette de la gestion forestière d'environ 4 %. En particulier, l'impact des îlots de sénescence seuls sur la rentabilité de la forêt est marginal, avec une réduction de max. 1 % de la valeur actuelle nette de la gestion forestière (Augustynczik et al., 2018). En fonction de la capacité de dispersion supposée des espèces, les pertes financières potentielles liées à la création d'îlots de sénescence sont variables. En effet, plus la capacité de dispersion des espèces est faible, plus la distance entre îlots doit être réduite ; de ce fait, leur nombre augmente à l'échelle du paysage.

Alors que le mélange d'essences a un effet positif sur la productivité forestière (Liang et al., 2016) et permet d'atténuer les risques (Knoke et al., 2005), la rétention de bois mort peut encore contribuer à la diminution de ces risques pour tous les peuplements, participant ainsi à une gestion multifonctionnelle et économiquement intéressante de l'écosystème (Krumm et al., 2020; Mergner et al., 2020).

3.3.2 Conclusion

Le bois mort et les arbres-habitats interviennent dans de nombreuses fonctions essentielles de l'écosystème forestier, participant à sa résilience globale. Ils apportent une plus-value écologique à la forêt, avec un impact économique marginal. Les recommandations, issues de la littérature, énoncées en fin de rapport seront discutées dans le cadre du WP5, et des choix seront opérés en termes de chiffrement de ces objectifs à atteindre en contexte wallon.

* * *

Bois mort dans le Parc National Hunsrück-Hochwald (Kirchweiler) et DMH originaux sur la [Steckeschlääferklamm](#) (11-2024). CC-by-NC (MD).

WP2 – Synthèse des normes et statistiques

L'objectif de cette partie est de synthétiser les normes et les statistiques liées au bois mort dans les régions et pays voisins à la Wallonie en comparant ceux-ci avec les chiffres wallons. Les chiffres des pays et régions voisines se basent sur une revue de nombreux documents. Des contacts ont également été pris avec différents organismes pour avoir accès aux données étrangères. Pour les chiffres wallons, les analyses se basent sur des données reçues de l'inventaire permanent des ressources forestières de Wallonie. En complément des statistiques de bois mort, les données de vente de bois, entre 1993 et 2023, ont été analysées.

4.1 Les statistiques

4.1.1 Allemagne

La stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) a notamment comme objectif de ne pas exploiter **5% de la surface forestière**, en la laissant évoluer naturellement.

L'inventaire forestier fédéral, BWI, a mis en évidence une augmentation du volume de bois mort en Allemagne, en passant de **18,5 à 20,6** m^3/ha, entre 2002 et 2012 (**Figures 4.1 et 4.2**). Les derniers chiffres de 2022 montrent une augmentation importante du bois mort pour atteindre un volume moyen de **29,4** m^3/ha. Le bois mort sur pied représente 34,1%, le bois mort couché 43% et les souches 22,2%.

Cette augmentation du bois mort résulte notamment des changements climatiques provoquant des dommages sanitaires et météorologiques (scolytes, tempêtes, infestations fongiques, etc.). Outre le bois mort, un volet biologique et écologique important est la quantité de vieux arbres dans les forêts. En 2022, les inventaires ont montré que la maturité des arbres était en augmentation, avec plus de **30 % des forêts âgées de plus de 100 ans** et plus de 20 % âgées de plus de 120 ans, alors qu'en 2012 seulement 14% des forêts avaient plus de 120 ans.

Les chiffres de 2002 ont été adaptés selon la méthodologie plus exhaustive mise en place dans l'inventaire de 2012. En effet, l'inventaire de 2002 prenait en compte les bois morts de 20 cm de diamètre et **le seuil est passé à 10 cm en 2012**. Cet inventaire prend en compte aussi les souches de 20 cm de diamètre (cfr Riedel et al , 2017). L'inventaire forestier fédéral est réalisé tous les 10 ans dans environ 80 000 points d'échantillonnage. Sur ces points, 150 données sont collectées sur la forêt, son écologie, sa croissance et la composition des espèces.

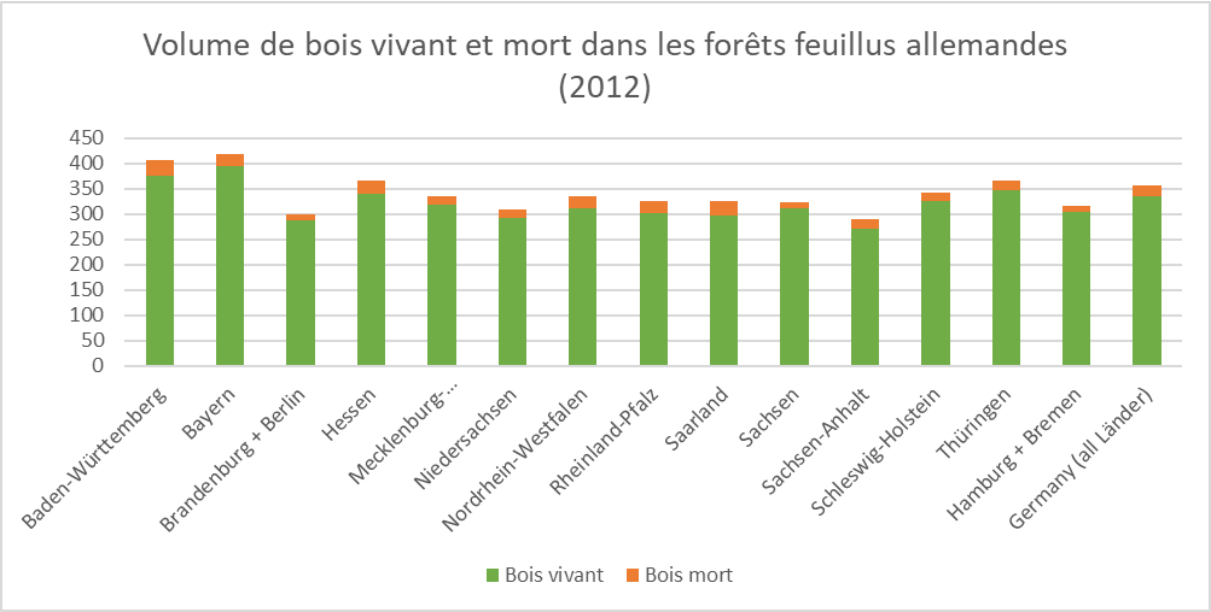


Figure 4.1. Volume moyen de bois vivant et mort dans les forêts feuillues allemandes (2012)

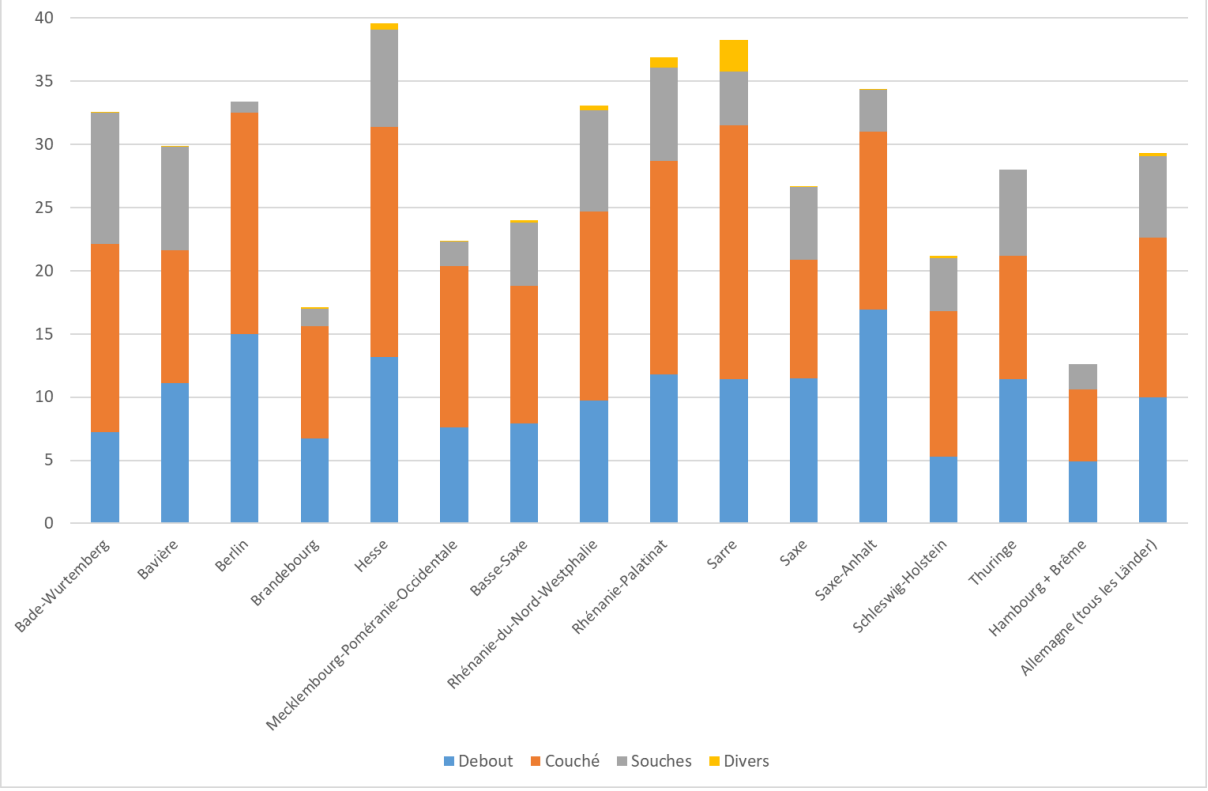


Figure 4.2. Répartition des volumes moyens de bois mort en différentes catégories, debout, couché, souches et restes divers, dans les forêts allemandes en 2022.

4.1.1.1 Sarre

La Sarre se situe à l'ouest de l'Allemagne, possédant une frontière commune avec le Grand-duché de Luxembourg et la France. La superficie de ce land est de 2.570 km². Les forêts représentent 36% du territoire, alors que les forêts domaniales couvrent 41% des forêts[6].

Depuis plus de 30 ans, la sylviculture appliquée aux forêts publiques s'est tournée vers une sylviculture proche de la nature. La gestion forestière sur l'ensemble de la surface forestière intègre la conservation et la promotion de la biodiversité. Les stratégies de gestion prennent en compte continuellement les nouvelles connaissances dans le domaine de la biodiversité.

En 2018, l'inventaire des forêts domaniales montre une augmentation de la proportion des feuillus depuis 30 ans. Ces derniers représentent aujourd'hui 75% des arbres. De plus, la proportion des vieux arbres, des biotopes et des arbres morts a augmenté pratiquement sur l'ensemble des surfaces forestières.

Dans **l'ensemble des forêts publiques**, une augmentation du volume moyen de bois est observée, passant de **316 à 358 m³/ha**. Ce volume atteint même **440 m³/ha de bois vivant dans les forêts de plus de 100 ans** qui dépasse le volume objectif de 400m³/ha pour les **forêts (hêtraies) permanentes exploitées** proches de l'état naturel[6]. Cette recommandation correspond à un volume moyen, signifiant que des zones moins favorables peuvent contenir moins alors que d'autres zones contiendront plus de bois. Ce volume de 400 m³/ha permet la mise en place d'une exploitation forestière tout en gardant des cellules de régénération plus jeunes pour des espèces pionnières.

Les **forêts domaniales qui couvrent une surface de 10.000 ha** sont généralement assez âgées, avec un âge moyen de plus de 100 ans. Elles se caractérisent par un volume moyen de bois vivant de **447 m³/ha**, **15 m³** de bois mort au sol et **5 m³** de bois mort sur pied et **10** arbres biotopes par hectare (44 m³). Il existe de grandes variations dans le temps et dans l'espace dans les volumes de bois mort au sol car les temps de décomposition de ces bois varient en fonction des essences (30 ans pour des hêtres à 100 ans pour des chênes).

4.1.1.2 Rhénanie-Palatinat

Le land de la Rhénanie-Palatinat se situe à l'ouest de l'Allemagne et est limitrophe avec 3 pays : la Belgique, le Grand-duché de Luxembourg et la France. Il s'étend sur 19.858 km²[7].

En 2012, les forêts de Rhénanie-Palatinat contiennent un volume moyen de bois mort de **23 m³/ha**, ce qui dépasse de 3 m³/ha la moyenne nationale allemande. Au sein des forêts domaniales, le volume moyen passe même à pratiquement **26 m³/ha**. Le bois mort se répartit entre plus de la moitié en bois mort couché (~ 56 %), 21 % en bois mort sur pied, 23 % de souches et environ 1% de résidus.

---

[6] Sources : https://www.saarland.de/mukmav/DE/portale/waldundforstwirtschaft/service/publikationen/pub_biodiv_strategie_staatswald_muv.pdf?__blob=publicationFile&v=3

[7] Sources : https://www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaeche-und-bevoelkerung

Selon les chiffres des inventaires forestiers entre 2002 et 2012, ils ont observé une augmentation du volume de bois mort, s'élevant en moyenne de plus de 2 m³/ha, passant de **20,8 à 23,1 m³/ha**, et dans les forêts domaniales, de plus d'un m³ par hectare, passant de **24,6 à 25,8 m³/ha**. La majorité du bois mort (56 %) est à un stade avancé de décomposition ou est pourri. 26 % du bois mort sont des gros morceaux de bois, c'est-à-dire d'un diamètre d'au moins 40 cm mesuré au milieu, ce qui est essentiel d'un point de vue écologique. Le stock de bois mort présent dans les forêts atteint 8 % du stock de bois vivant.

Parmi les arbres-habitats, ils observent la présence de **2,4 millions d'arbres à pic et à cavités**, correspondant à environ **3 arbres par hectare**, et 145 000 arbres porteurs de nids d'oiseaux de taille moyenne à grande, représentant un arbre pour 6 hectares de forêt. Les chiffres liés à ces arbres-habitats montrent une évolution positive et souhaitée. Ces arbres sont essentiels pour le fonctionnement écologique des forêts.

Cette évolution est étroitement liée à l'augmentation de vieux arbres dans les forêts de Rhénanie-Palatinat. En effet, le nombre d'arbres de plus de 160 ans a augmenté de 500 000 unités, portant à près de 5 millions d'arbres de plus de 160 ans. Parmi ces arbres, 2,4 millions d'arbres sont des hêtres.

4.1.1.3 Rhénanie-du-Nord-Westphalie

La Rhénanie-du-Nord-Westphalie s'étend sur 34 113 km². Les forêts représentent 28% de la surface de ce land, au sein de celles-ci 60% sont des forêts privées. Lors du dernier inventaire forestier allemand, les forêts feuillues montrent une augmentation de surface pour atteindre 65% de la surface boisée. Le hêtre et le chêne sont les essences dominantes, alors que c'était l'épicéa anciennement. Les forêts domaniales représentent environ 124 000 ha.

Le bois mort montre également une augmentation importante dans les forêts de ce land, passant de **23,7 m³/ha en 2012 à 33,1 m³/ha en 2022**, rendant la forêt plus résiliente face au changement climatique. En 2022, le bois mort sur pied représente 29% du bois mort, le bois mort au sol représente 45% et les souches 24% (**Tableau 4.1**).

En Rhénanie-du-Nord-Westphalie, les forêts publiques dépassent l'objectif fixé par la stratégie allemande pour la biodiversité qui est de désigner 10% des surfaces forestières pour le développement de la nature. En plus de cela, ils ont mis une stratégie spécifique pour la conservation du bois mort, appelée "Xylobius", depuis 2014[8] (voir détail au point 4.2.1.4 de la partie 'Normes'). L'objectif est d'améliorer la qualité et la quantité d'arbres biotope dans les forêts domaniales. Grâce à ce programme, ils ont pu identifier **plus de 23 000 arbres biotopes** dans les forêts publiques à la fin 2020.

[8] https://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/Publikationen/Broschueren/Broschuere_Xylobius_Biotopbaumstrategie.pdf

4.1.1.4 Synthèse des données 2022 pour les trois lands limitrophes

En 2012, les volumes de bois mort étaient déjà bien plus élevés qu'en Wallonie dans les lands voisins pour atteindre de **24 à 28 m³/ha de bois mort**[9]. Ces volumes de bois mort représentaient en moyenne **6 %** du volume du bois vivant ce qui était relativement faible, en comparaison avec d'autres pays ou certains lands allemands, mais les volumes de bois vivants (**336 m³/ha en moyenne**) sont importants dans les forêts feuillues en Allemagne.

Les chiffres issus du dernier inventaire forestier de 2022, montrent une augmentation moyenne de plus de 10m³/ha dans les 3 lands voisins entre 2012 et 2022 (**Tableau 4.1**, **Figure 4.3**). En 2022, les volumes de bois mort atteignent en moyenne entre **33 et 38 m³/ha**. Ces valeurs se rapprochent des 40 m³/ha conseillés par de nombreuses études scientifiques. **Tous les compartiments du bois mort augmentent en 10 ans**. Toutefois, les augmentations les plus importantes concernent les bois morts au sol.

Tableau 4.1. Volume de bois mort dans les lands limitrophes à la Wallonie entre 2012 et 2022 (en m³/ha). Le bois mort couché, debout et les souches représentent respectivement 43%, 34% et 22% des volumes.

	Debout		Couché		Souches		Divers		Total	
	2012	2022	2012	2022	2012	2022	2012	2022	2012	2022
Rhénanie-du-Nord-Westphalie	4.5	9.7	11.7	15	7.5	8	0	0.4	23.7	**33.1**
Rhénanie-Palatinat	4.7	11.8	12.9	16.9	5.2	7.4	0.2	0.8	23	**36.9**
Sarre	8.4	11.4	14.5	20.1	5.1	4.3	0.4	2.5	28.4	**38.3**

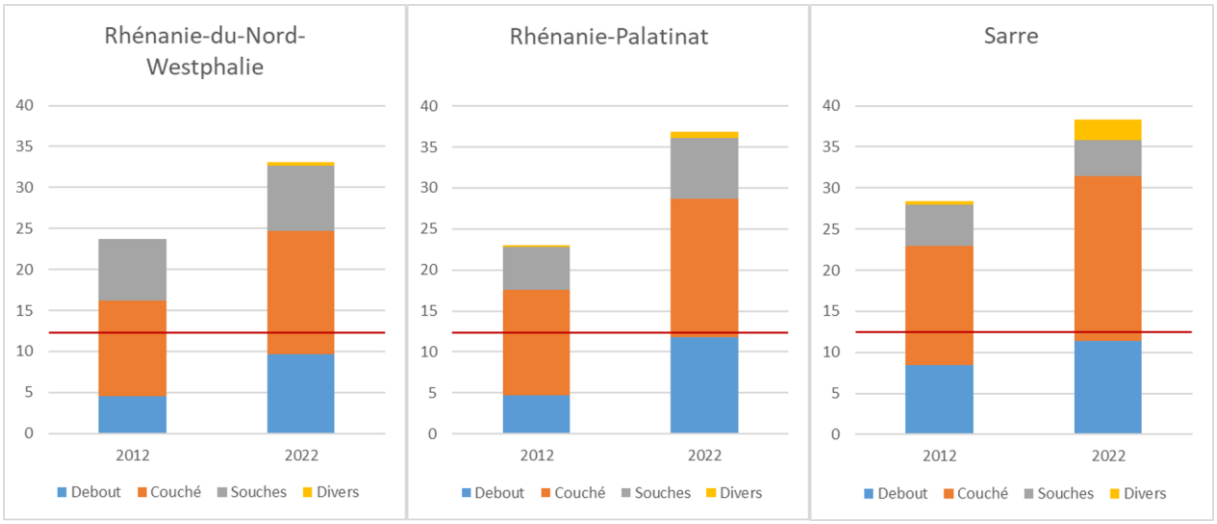


Figure 4.3. Evolution des volumes moyens de bois mort en différentes catégories, debout, couché, souches et restes divers, dans les forêts des lands voisins à la Wallonie entre 2012 et 2022. La ligne rouge montre le volume moyen de bois mort, de 12,3 m³/ha, issu des derniers chiffres de l'inventaire permanent des ressources forestières. En Allemagne, les bois morts ne sont pris en compte qu'à partir de 10 cm de diamètre alors qu'en Wallonie, ils sont pris en compte à partir de 7 cm.

[9] Les statistiques sont automatiquement disponibles avec ce lien : https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=8.04%20Totholz-Baumartengruppe&prRolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=8.04

La **Figure 4.2** montre la répartition des différents types de bois mort composés d'environ un tiers de bois mort sur pied (34%), d'un peu moins de la moitié de bois mort au sol (43%) et un peu moins d'un quart de souches (22%) à l'échelle du territoire de l'Allemagne. Ces proportions sont variables au sein des lands allemands.

Dans les 3 lands proches de la Wallonie, la Sarre, la Rhénanie-Palatinat et la Rhénanie-du-Nord-Westphalie, le volume de bois mort représente **12 %** du volume de bois vivant.

Sur l'ensemble des forêts, les inventaires réalisés ont permis de mettre en place une relation entre la quantité de bois mort et le diamètre minimal pris en compte dans les inventaires (**Figure 4.4**). Cette relation se base sur les données récoltées, pour l'inventaire 'BZE2', pour les lands de Hesse, Basse-saxe et Saxe-Anhalt en 2008. Des inventaires totaux, mesurant l'ensemble du bois mort présent, réalisés dans ces 3 lands ont permis de mettre en évidence que **le volume de bois mort complet** serait de **44 m³/ha** alors que les chiffres de l'inventaire forestier fédéral en identifiaient de **20 à 25 m³/ha**.

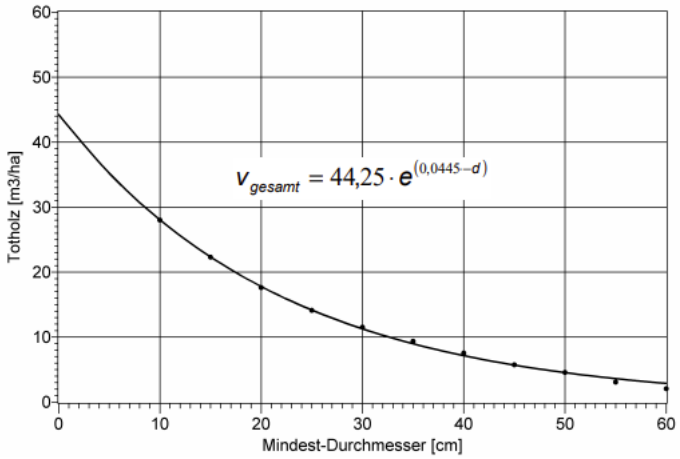


Figure 4.4. Relation entre le diamètre minimum d'inventaires et les volumes de bois mort par hectare.

On rappellera que le seuil de **30 à 50 m3/ha** identifié comme le niveau de base pour permettre à la biodiversité de s'installer et les cycles géochimiques nécessaires à la résilience de l'écosystème forestier se base sur un diamètre de précomptage de 10 cm qui est celui utilisé en Allemagne (cfr WP1).

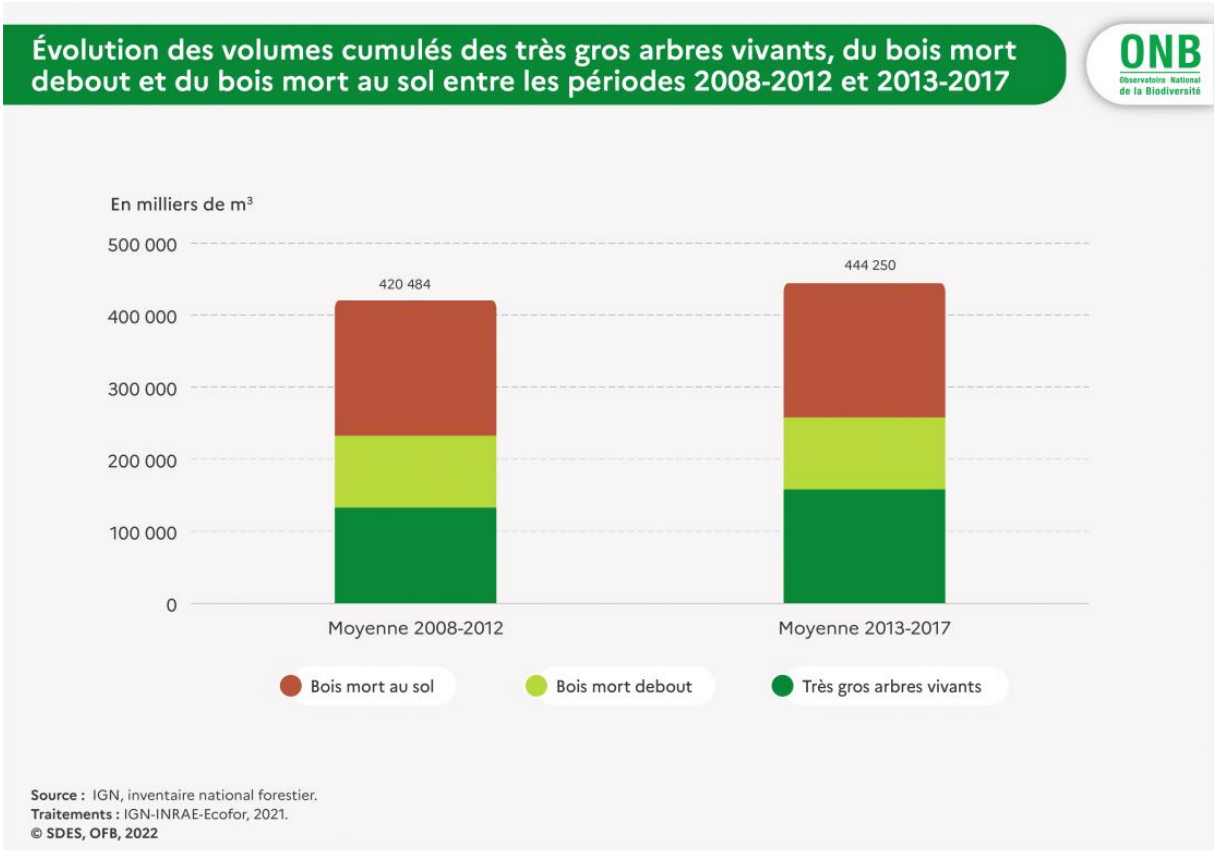
4.1.2 France

L'inventaire prend en compte le **bois mort sur pied** (≥7.5 cm de diamètre), **les chablis** (≥7.5 cm de diamètre) avec un angle d'inclinaison inférieur à 27 degrés par rapport à la surface du sol (en raison d'un accident) et **le bois mort au sol** pris en compte doit aussi être ≥7.5 cm de diamètre. Pour le bois vivant, leur méthodologie a pour objectif de mesurer le volume "bois fort tige sur écorce", c'est-à-dire qu'ils mesurent la tige principale depuis le niveau du sol jusqu'à une découpe de 7 cm de diamètre.

En France, en moyenne, les forêts contiennent un volume de bois mort de **23 m³/ha**, répartis en **7 m³/ha de bois mort sur pied** et **16 m³/ha de bois mort au sol**[10]. Les inventaires ont montré que le bois mort représente **12 %** du volume de bois total, volume qui montre une légère baisse car le bois vivant, qui atteint **171 m³/ha**, augmente plus vite.

Des disparités sont observées entre les départements et régions, les Pyrénées, la Champagne, les Vosges, le nord du massif central et les Alpes présentent des volumes de bois mort à l'hectare plus importants. Dans ces régions, le volume de bois mort debout varie de **9 à 18 m³/ha** et le volume de bois mort au sol de **20 à 40 m³/ha**. Les inventaires ont montré qu'environ la moitié du volume de bois mort provient des bois ayant un diamètre inférieur à 12,5 cm alors que seulement 6 % du volume des bois morts a plus de 32,5 cm de diamètre. Les forêts privées contiennent un peu plus de bois mort que les forêts publiques. Cela s'explique notamment par la part plus importante de futaies en forêt publique.

Les **volumes de très gros arbres et de bois mort ont augmenté de 7%** sur 10 ans (**Figure 4.5**).



Note : Périmètre = forêts de production y compris peupleraies.
Les volumes du bois mort debout et des très gros arbres vivants sont des volumes « bois fort tige » (volume tige et branche maîtresse jusqu'à diamètre 7 cm uniquement, hors petites branches et hors arbres de diamètre < 7,5 cm). Le volume du bois mort au sol est le volume toutes dimensions de bois mort au sol de diamètre ≥ 7,5 cm.

Figure 4.5. Evolution en 10 ans des volumes de biomasse intéressante pour la biodiversité[11]

Pour la période d'inventaire allant de 2014 à 2023, dans les départements voisins à la Wallonie, les forêts contiennent en moyenne **22 m³/ha** de bois mort (**Tableau 4.2** et **Figure**

[10] Sources : https://foret.ign.fr/IGD/fr/indicateurs/4.5

[11] https://naturefrance.fr/indicateurs/tres-gros-arbres-et-bois-mort-en-foret

4.6). Ce volume représente en moyenne **12 %** du bois vivant. Dans la plupart des départements, le bois mort au sol est nettement supérieur au bois mort sur pied. Le bois mort n'est pas réparti de manière homogène entre ces départements. Les départements du Nord et du Pas-de-Calais présentent les volumes les plus faibles, avec respectivement 13,6 et 17,6 m^3/ha, alors que la Meurthe-et-Moselle et l'Aisne contiennent près du double de bois mort, avec 28,6 et 27,7 m^3/ha.

Tableau 4.2. Volume de bois mort et de bois vivant dans les départements limitrophes à la Wallonie pour la période allant de 2014 à 2023[12]. Le BM au sol représente entre 60 à 80 % du bois mort et la proportion de BM par rapport au BV est élevée car les BV sont faibles comme seul le bois fort tige est mesuré.

Départements	BM au sol	BM sur pied	BM total	Bois vivant	%bois mort
Aisne	20.9 ± 3.6	6.8 ± 1.4	27.7	193.3 ± 17.1	14.3
Ardennes	13.1 ± 1.8	6.5 ± 3.1	19.6	215.4 ± 18.1	9.1
Meurthe-et-Moselle	23.4 ± 3.7	5.2 ± 1.2	28.6	179.6 ± 15.3	15.9
Meuse	19 ± 2.2	5.9 ± 1.2	24.9	164.7 ± 11.9	15.1
Nord	8.9 ± 2.7	4.7 ± 3	13.6	195.3 ± 29.6	7
Pas-de-Calais	10.7 ± 4.2	6.9 ± 3	17.6	154 ± 21.6	11.4

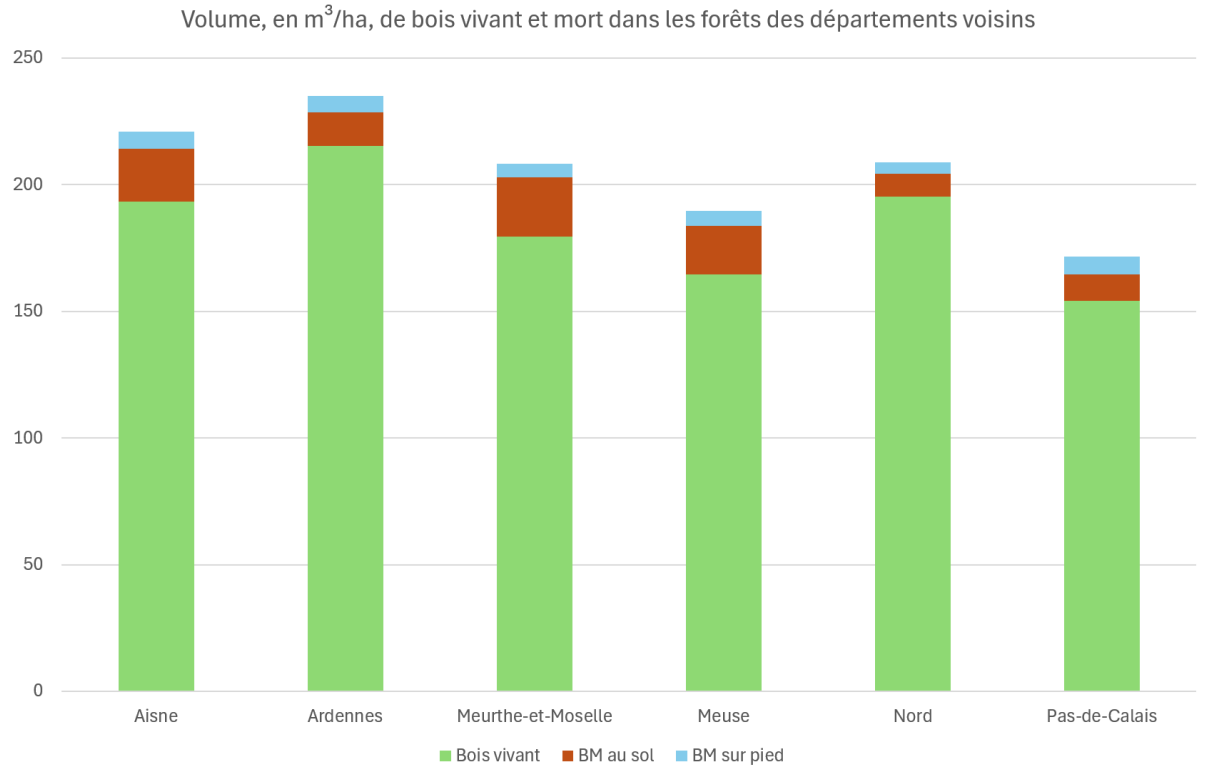


Figure 4.6. Volume de bois mort et de bois vivant dans les départements limitrophes à la Wallonie pour la période allant de 2014 à 2023[13]

[12] Données issues de l'IGN

[13] Données issues de l'IGN

Dans tous les départements, il y a nettement plus de bois mort feuillus que de conifères (**Tableau 4.3**). Les valeurs observées pour les conifères doivent toutefois être interprétées avec prudence car ces peuplements sont relativement peu fréquents dans la plupart des départements.

Tableau 4.3. Volume de bois mort, répartis en bois mort au sol et sur pied, dans les départements limitrophes à la Wallonie pour la période allant de 2014 à 2023[14]

Départements	Essences	BM au sol	BM sur pied	BM total
Aisne	**Conifères**	0.9	0.2	1.1
	Feuillus	20.1	6.7	**26.8**
Ardennes	**Conifères**	2.4	2.6	5
	Feuillus	10.7	3.9	**14.6**
Meurthe-et-Moselle	**Conifères**	6.6	1.3	7.9
	Feuillus	16.7	3.8	**20.5**
Meuse	**Conifères**	2.8	1.4	4.2
	Feuillus	16.1	4.4	**20.5**
Nord	**Conifères**	0.4	0.3	0.7
	Feuillus	8.5	4.4	**12.9**
Pas-de-Calais	**Conifères**	0.1	0.1	0.2
	Feuillus	10.6	6.8	**17.4**

Dans les départements limitrophes à la Wallonie, le bois mort au sol est dominé par les très petits et petits bois, c'est-à-dire des morceaux avec un diamètre inférieur à 22,5 cm (**Figure 4.7**). Les plus gros bois sont plutôt rares et ne représentent pas une part importante du volume. La ventilation du bois mort sur pied est difficile car les intervalles de confiance sont plus grands comme ces bois sont moins nombreux dans les forêts françaises.

[14] Données issues de l'IGN

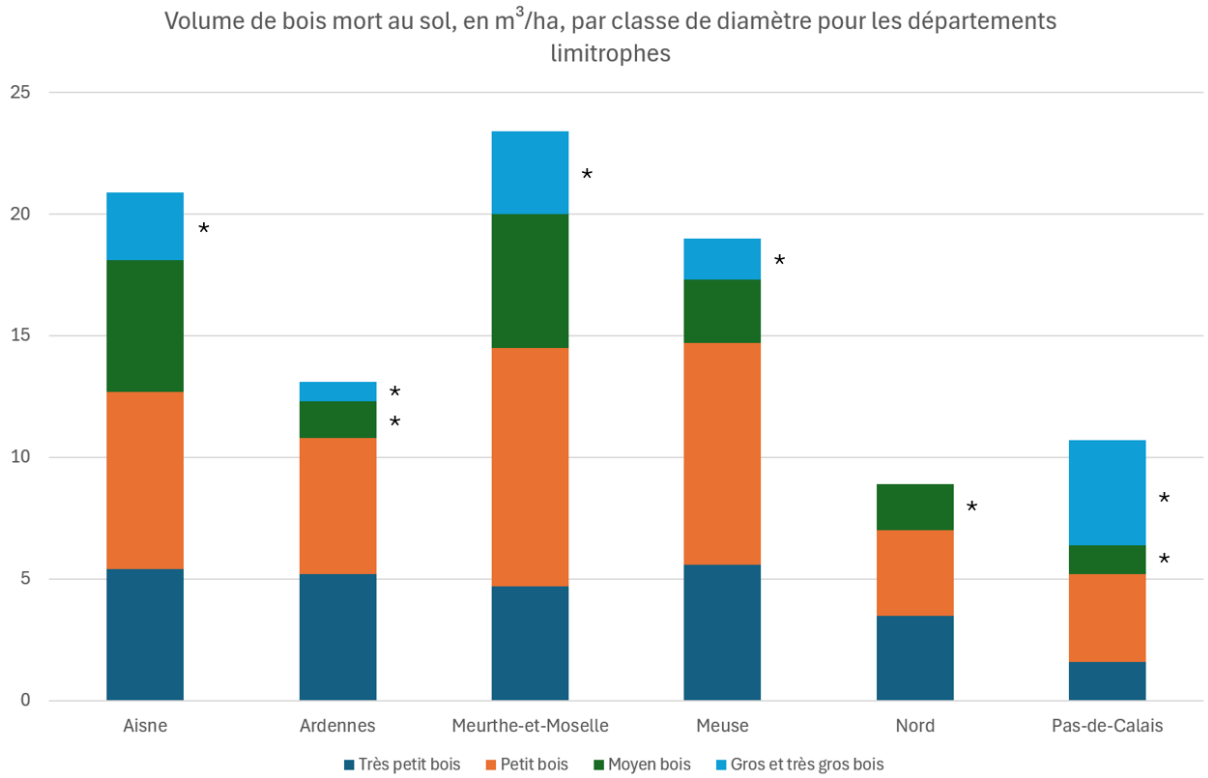


Figure 4.7. Volume de bois mort au sol, en m³/ha, en fonction des classes de diamètre dans les départements limitrophes à la Wallonie pour la période allant de 2014 à 2023[15]. Les classes de diamètre correspondent à : très petit bois entre 2,5 et 7,5 cm, les petits bois entre 7,5 et 22,5 cm, les moyens bois entre 22,5 et 37,5 cm et les gros et très gros bois avec un diamètre supérieur à 37,5 cm. Les * signifient que ces valeurs possèdent un intervalle de confiance important.

4.1.3 Suisse

Pour calculer le volume de bois mort, l'inventaire forestier national suisse mesure le volume de bois de tige de tous les arbres morts à terre ou sur pied présentant un diamètre à hauteur de poitrine de **minimum 12 cm**.

Sur l'ensemble du territoire suisse, le volume de bois mort est de **24,2 m³/ha**. Ce volume est réparti en **11,8 m³/ha de bois mort sur pied et 12,4 m³/ha de bois mort au sol**. Toutefois, ce volume de bois mort n'est pas homogène sur le territoire suisse. Il existe de fortes différences entre les régions (**Tableau 4.4**). La région contenant le volume le plus faible, 15,4 m³/ha, est le Plateau alors que la région des Préalpes contient 31,2 m³/ha de bois mort en moyenne. Ils observent également que dans certaines régions le bois mort se concentre essentiellement dans les zones touchées par la tempête Lothar, en décembre 1999, résultant en l'absence pratiquement totale de bois mort en dehors de ces zones.

[15] Données issues de l'IGN

Tableau 4.4. Volume de bois mort en Suisse et dans les différentes régions[16]

Volume de bois mort selon l'état de l'arbre												
en m³/ha et milliers de m³ par région de production ensemble analysé: forêt accessible sans la forêt buissonnante												
État de l'arbre	Jura		Plateau		Préalpes		Alpes		Sud des Alpes		Suisse	
	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %
sur pied	8,6	9	8,7	8	16,1	8	13,2	6	11,0	8	11,8	3
à terre	8,2	9	6,7	9	15,0	9	16,9	5	11,3	10	12,4	3
total	**16,8**	**7**	**15,4**	**6**	**31,2**	**6**	**30,0**	**4**	**22,3**	**7**	**24,2**	**3**
	1000 m³	± %	1000 m³	± %	1000 m³	± %	1000 m³	± %	1000 m³	± %	1000 m³	± %
sur pied	1718	9	1980	8	3585	8	5181	6	1747	8	14210	3
à terre	1634	9	1525	9	3343	9	6635	5	1784	10	14922	4
total	3352	7	3505	7	6928	7	11816	4	3531	7	29132	3

Le volume de bois mort est également fortement variable en fonction du type de peuplement et de la fonction principale de la forêt (**Tableau 4.5**). Les forêts résineuses contiennent en général plus de bois mort. Cela vient en partie de la présence plus importante de fortes pentes dans ces peuplements. Au niveau de la fonction principale, les forêts dédiées à la récréation contiennent moins de bois mort car il est important de réduire le risque pour le public.

Tableau 4.5. Volume de bois mort en Suisse selon la végétation naturelle potentielle et la fonction prioritaire de la forêt[17]

Volume de bois mort selon la végétation naturelle potentielle et la fonction prioritaire												
en m³/ha ensemble analysé: forêt accessible sans la forêt buissonnante												
	Fonction prioritaire											
Formation forestière	Production de bois		Protection contre les dangers naturels		Récréation		Protection de la nature		Autre fonction ou sans fonction		Toutes les fonctions	
	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %	m³/ha	± %
hêtraies	14,2	7	26,1	9	10,9	34	28,4	17	17,6	20	17,8	5
hêtraies à sapin	21,0	14	34,6	9	3,7	40	37,4	28	19,3	26	28,4	7
autres forêts feuillues	13,3	14	25,0	6	18,4	36	30,1	23	20,3	21	21,8	6
pessières-sapinières	30,1	17	41,1	8	14,2	79	43,2	24	27,4	24	37,2	7
pessières	26,8	23	35,5	8	0,9	61	30,3	21	15,7	18	30,2	7
arolières et mélézins	13,5	55	20,6	13	0,0	*	20,2	37	11,2	29	18,4	11
pinèdes	24,4	30	30,3	15	4,4	50	35,8	26	12,5	29	27,5	11
pas d'indication	6,3	58	14,5	28	0,0	*	15,9	43	2,9	50	10,1	21
toutes les formations forestières	**17,0**	**5**	**30,4**	**3**	**11,9**	**25**	**31,0**	**9**	**16,4**	**9**	**24,2**	**3**
* calcul de l'erreur d'échantillonnage irréalisable												

En Suisse, ils utilisent deux méthodes de mesure du bois mort dans les forêts. La première est celle reprise ci-dessus qui permet d'obtenir le volume de bois mort. Elle consiste à mesurer les volumes des tiges de bois mort à partir de 12 cm de diamètre à hauteur de poitrine. La deuxième méthode permet d'obtenir au final la quantité de bois mort au sein des forêts. Pour cette méthode, uniquement le bois mort au sol qui n'a pas été mesuré par la première méthode est comptabilisé. Dans ce cas-ci, les morceaux de bois à partir de 7 cm de diamètre sont mesurés. Cette deuxième méthode n'a été introduite qu'à partir du 3^{e} inventaire forestier national, réalisé entre 2004 et 2006. Au final, la somme du volume de bois mort, issu de la première méthode, et de la quantité de bois mort, issu de la deuxième méthode, permet d'obtenir la quantité de bois mort dans les forêts suisses.

Cette quantité de bois mort est nettement plus élevée que le volume de bois mort. Via cette méthode, la quantité de bois mort est de **34,3 m³/ha** dans les forêts suisses, au lieu de 24,2

[16] https://www.lfi.ch/media/documents/publikationen/ergebnisberichte/LFI4_Ergebnisbericht-fr.pdf

[17] https://www.lfi.ch/media/documents/publikationen/ergebnisberichte/LFI4_Ergebnisbericht-fr.pdf

m³/ha observé avec la première méthode de mesure. La différence importante avec le volume de bois mort s'explique par le fait que dans les forêts exploitées, les bois morts de petits diamètres constituent une proportion importante du bois mort. Même si cette méthode permet de se rapprocher de la biomasse de bois mort, certains éléments ne sont pas pris en compte dans les mesures : les souches sur pied de moins de 1,3 m de haut, les petites branches de moins de 7 cm de diamètre et le bois mort dans les houppiers.

En Suisse, le bois mort représente **6,9 %** du volume total de bois. Ce pourcentage est variable en fonction des essences considérées (**Tableau 4.6**).

Tableau 4.6. Volume de bois vivant et de bois mort en Suisse selon l'essence principale[18]

Essence principale	Volume de bois vivant (en 1000 m^3)	Volume de bois mort (en 1000 m^3)	Pourcentage de bois mort
Epicéa	181244	15570	8,6
Sapin	63662	3330	5,2
Pin	11781	1486	12,6
Mélèze	25285	1578	6,2
Arole	2856	197	6,9
Autres résineux	1702	30	1,8
Hêtre	76300	2120	2,8
Erable	12730	279	2,2
Frêne	15927	578	3,6
Chêne	8505	396	4,7
Châtaignier	5559	912	16,4
Autres feuillus	15360	1911	12,4
Total	420912	29132	***6.9***

Le volume de bois mort a fortement augmenté entre le deuxième inventaire forestier national, réalisé entre 1993 et 1995, et le quatrième inventaire forestier, réalisé entre 2009 et 2017, montrant une **augmentation de 138 %.**

[18] https://www.lfi.ch/media/documents/publikationen/ergebnisberichte/LFI4_Ergebnisbericht-fr.pdf

4.1.4 Grand-Duché du Luxembourg

La méthodologie des inventaires ne prend en compte que les bois morts présents depuis au moins 3 ans, à condition que ceux-ci mesurent au moins un mètre de long et qu'ils dépassent un diamètre d'au moins 7 cm, soit exactement la même méthodologie qu'en Wallonie.

Les chiffres issus de l'inventaire forestier luxembourgeois ont plus de 20 ans. Des nouveaux chiffres devraient sortir courant de l'année 2025.

Dans les forêts luxembourgeoises, le volume de bois mort a augmenté, passant de **11,6 m³/ha** lors de l'inventaire forestier de 1998-2000 à **19,7 m³/ha** lors de l'inventaire forestier de 2009-2011[19], soit plus 70% en 10 ans. Il est certainement depuis bien plus élevé vu les tendances récentes observées avec une dégradation importante de la santé phytosanitaire des arbres dans les forêts luxembourgeoises. L'inventaire phytosanitaire de 2023[20] révèle que 55% des arbres sont moyennement à fortement détérioré et que 12,3% des arbres sont dépérissant à mort. Ces chiffres augmentent rapidement car en 2018, ces deux classes représentaient 50% des arbres[21]. La **Figure 4.8** montre que cette évolution est très forte depuis 2018.

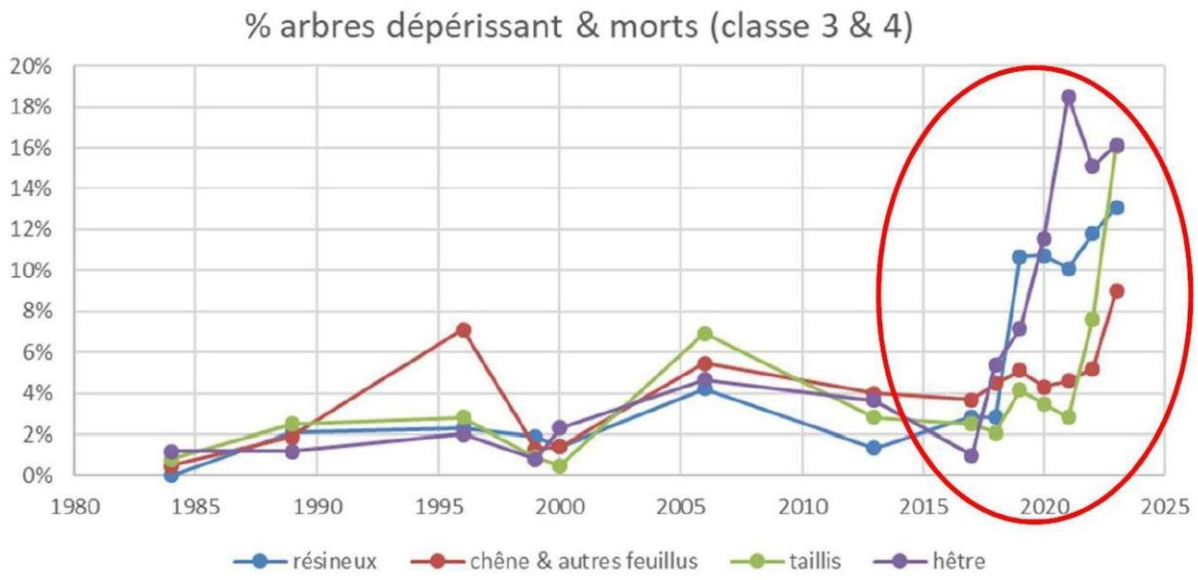


Figure 4.8. Evolution des proportions des bois dépérissant et mort dans les forêts luxembourgeoises selon l'inventaire phytosanitaire de 2022[22].

Ce volume se répartit en **13,4 m³/ha de bois mort au sol** et **6,3 m³/ha de bois mort debout.** Une forte augmentation du nombre de très gros bois vivants, passant de **1 à 2 tiges par hectare, est aussi observée**. Le volume de bois vivant a également augmenté entre les deux

[19] https://environnement.public.lu/fr/publications/forets/IFL2_fr.html

[20] https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/actualites/2023/september-2023/rsultats-inventaire-phytosanitaire-forts-2023.pdf

[21] https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/forets/2019-09-20-rsultats-inv-phyto-lux-2019.pdf

[22] https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/forets/rsultats-inventaire-phytosanitaire-forts-2022-200922.pdf

inventaires. Pour les feuillus, ce volume est passé de **337 m³/ha à 373 m³/ha** (+10% en 10 ans), avec spécifiquement pour les hêtraies, de **396 m³/ha à 443 m³/ha**. Pour les résineux, le volume de bois vivant passe de 305 m³/ha à 418 m³/ha. Pour l'ensemble des types de peuplement, on atteint alors de l'ordre de **5%** pour le ratio de bois mort/bois vivant.

Si le volume moyen de bois mort augmente, on observe aussi une augmentation de la proportion de points de sondage qui en contiennent, passant de 75 à 85% des points de sondage comportant du bois mort.

Au sein des unités d'échantillonnage, on observe la présence de gros bois morts dans les deux catégories de bois morts, au sol et sur pied (**Figure 4.9**). Toutefois, ces derniers sont peu présents. Seules deux classes de diamètres sont présentes dans plus de 10 % des placettes.

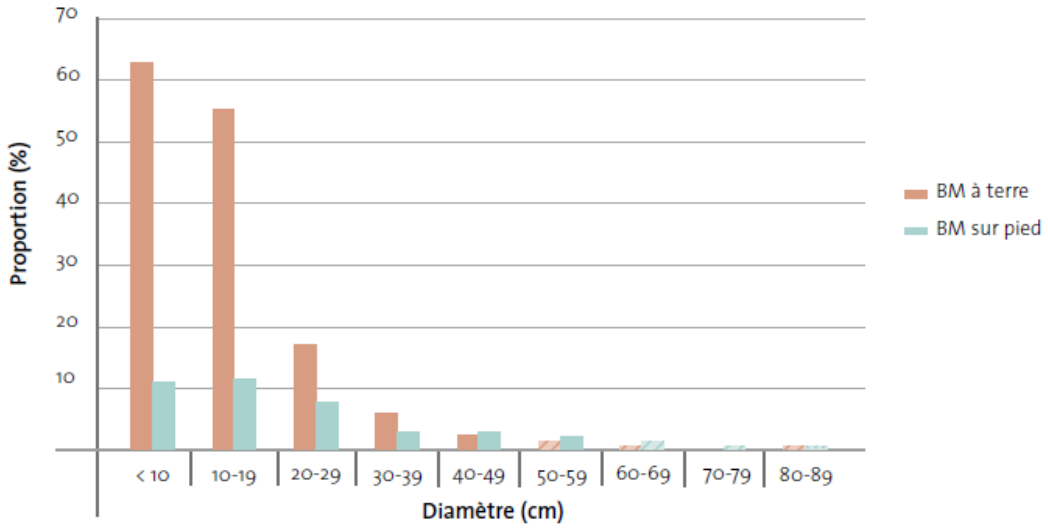


Figure 4.9. Fréquence des classes de grosseur de bois mort[23]

4.1.5 Wallonie

D'après le dernier diagnostic environnemental[24], les forêts wallonnes contiennent en moyenne **10 m³/ha**. En forêt publique, **seulement 0,65 arbre mort/ha** étaient dénombrés. En 2018, 78% des placettes en forêts feuillues ne contenaient pas de très gros ou très très gros bois (plus de 240 cm de circonférence pour le chêne et 220 cm pour le hêtre). Dans le dernier rapport de l'inventaire forestier wallon [25], publié en 2015 et reprenant les résultats de 1994 à 2012, les forêts wallonnes contiennent 11 gros bois vivants par ha (au moins 200 cm de circonférence pour les chênes indigènes et au moins 150 cm pour les autres essences). Les forêts feuillues en contiennent plus, avec 14 gros bois/ha, alors que les forêts résineuses en

[23] https://environnement.public.lu/fr/publications/forets/IFL2_fr.html

[24] http://etat.environnement.wallonie.be/files/Diagnostic/Biodiversit%c3%a9/Diagnostic-environnemental-Wallonie-2024_Biodiversite.pdf

[25] https://environnement.wallonie.be/files/Images/Milieux/For%C3%AAts%20et%20Nature/For%C3%AAts%20wallonnes/En%20chiffres%20et%20en%20carte/Publication_Inventaire-forestier-wallon.pdf

contiennent seulement 8/ha. De plus, les chênaies contiennent moins d'un arbre de plus de 240 cm de circonférence par hectare et les hêtraies en contiennent 2 par hectare.

Dans le cadre du projet ***DeadWood4Forest***, des chiffres plus récents de l'inventaire permanent des ressources forestières, allant jusqu'en 2023, ont pu être analysés. Ces chiffres montrent que les forêts wallonnes contiennent actuellement **12,3 m³ BM/ha** (**Tableau 4.7**). Globalement, ce volume a augmenté depuis 1994 (**Tableau 4.7** et **Figure 4.10**). Lors de la première période de récolte des données, entre 1994 et 2000, les forêts wallonnes ne contenaient que 3,8 m³/ha. A cette époque, les forêts résineuses contenaient légèrement plus de bois mort que les forêts feuillues. Cette tendance s'est rapidement inversée. Ainsi, les forêts feuillues contiennent actuellement plus de bois mort, c'est-à-dire **14,3 m³/ha**. La tendance dans les forêts résineuses montre une stabilisation du volume de bois mort autour de **10 m³/ha** depuis 2001. Dans tous les cas, le bois mort au sol est plus important que le volume de bois mort sur pied. A l'échelle de la Wallonie, le bois mort représente actuellement **4,4 %** du bois vivant. Ce taux est de **5,1 % dans les forêts feuillues** et de **3,2 % dans les forêts résineuses**. Les **forêts publiques** contiennent en moyenne **10,5 m³/ha** de bois mort et les **forêts privées, 14,1 m³/ha** pour la période d'inventaire allant de 2015 à 2023 (**Tableau 4.8**). Les surfaces des différents peuplements par propriétés sont reprises dans l'Annexe 1.

Tableau 4.7. Volume moyen de bois mort et vivant, en m³/ha, dans les forêts wallonnes. Le type signifie : BMS = bois mort au sol, BMP = bois mort sur pied, BM = somme de BMS et BMP, BV = bois vivant. Ces volumes sont répartis en fonction du type de peuplement et de la période de récolte des données.

Peuplements	Type	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023
Feuillus	BMS	2.3	8.7	6.6	8.1
	BMP	1.3	3.6	3.4	6.2
	BM	**3.6**	**12.3**	**10**	**14.3**
	BV	**234**	**241**	**267**	**279**
Résineux	BMS	3	7.3	5.9	6.1
	BMP	1	3	3.3	3.6
	BM	**4**	**10.3**	**9.2**	**9.7**
	BV	**270**	**298**	**296**	**302**
Global	BMS	2.6	8	6.5	7.3
	BMP	1.1	3.3	3.3	5
	BM	**3.8**	**11.3**	**9.8**	**12.3**
	BV	**244**	**260**	**272**	**282**

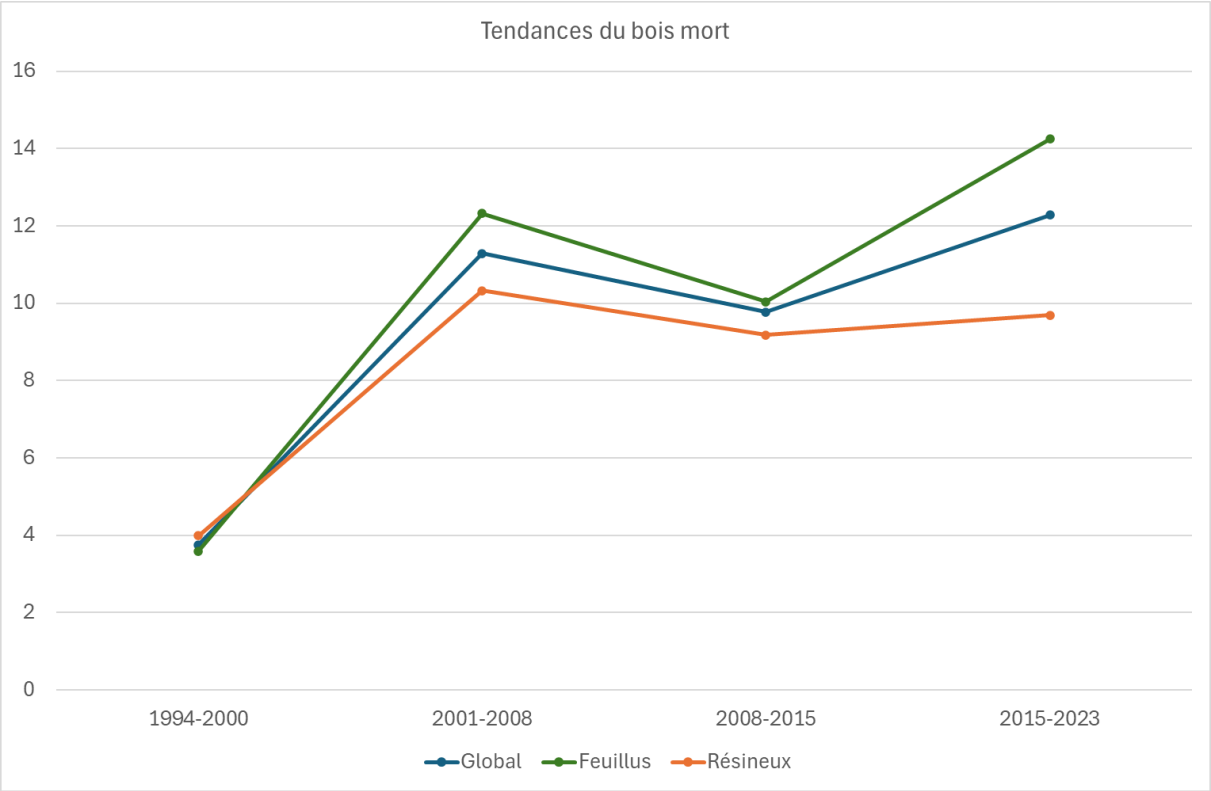


Figure 4.10. Evolution du volume moyen, en m³/ha, de bois mort en Wallonie en fonction du type de forêt (Global = toutes les forêts, Feuillus = forêts feuillues, Résineux = forêts résineuses) et des périodes de récolte des données de l'inventaire permanent des ressources forestières.

Le bois mort est réparti de manière inégale entre les régions biogéographiques (**Tableau 4.8** et **Figure 4.11**). Les volumes de bois mort les plus importants, **18,2 m³/ha** en forêt publique et **19,5 m³/ha** en forêt privée, sont observés dans les forêts de la région limoneuse. Toutefois, cette région contient assez peu de surfaces forestières. Dans les régions forestières, comme l'Ardenne et la Fagne-Famenne-Calestienne, le volume de bois mort est de **9,3** et **10,7 m³/ha**, respectivement, pour la dernière période de récolte de données. Les forêts privées présentent des volumes de bois mort plus importants, à l'exception de la Lorraine où les forêts publiques contiennent plus de bois mort. Les volumes de bois mort augmentent globalement au cours du temps (**Figure 4.11**). Dans la majorité des régions, le bois mort au sol est plus important que le bois mort sur pied. Notons cependant, que le volume de bois mort sur pied est plus important dans le Condroz pour la période de 2015 à 2023.

Tableau 4.8. Volume de bois mort et vivant, en m³/ha, dans les différentes régions biogéographiques. Le type signifie : BMS = bois mort au sol, BMP = bois mort sur pied, BM = somme de BMS et BMP, BV = bois vivant. Ces volumes sont répartis en fonction de la propriété et de la période de récolte des données. On observe plus de BM dans les forêts privées alors qu'il y a plus de BV dans les forêts publiques.

		Forêts publiques				Forêts privées			
Régions	Type	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023
Région limoneuse	BMS	4.3	12.1	9.3	13.4	2.2	6.7	10.2	11
	BMP	0.5	6	4.1	4.6	2	5	5.9	8.5
	BM	**4.8**	**18.1**	**13.4**	**17.9**	**4.3**	**11.7**	**16**	**19.5**
	BV	**256**	**298**	**325**	**356**	**225**	**253**	**301**	**296**
Condroz	BMS	2	6.8	5.9	6.1	2.4	7.2	7.5	8.7
	BMP	1.3	4.1	4.3	6.9	1.6	3.6	4.6	9.1
	BM	**3.3**	**10.9**	**10.2**	**13**	**4**	**10.8**	**12.1**	**17.8**
	BV	**241**	**264**	**280**	**312**	**233**	**255**	**291**	**293**
Fagne-Famenne-Calestienne	BMS	2	8.8	5.1	5.3	1	5.9	6.5	8.1
	BMP	1.7	2.7	3	5.4	1.4	2.9	4.2	6.4
	BM	**3.7**	**11.5**	**8.1**	**10.7**	**2.3**	**8.8**	**10.7**	**14.5**
	BV	**204**	**219**	**247**	**265**	**201**	**220**	**257**	**261**
Ardenne	BMS	3.1	9.6	6.2	6.2	2.7	6	5.9	6.6
	BMP	0.9	2.8	2.2	3.1	0.8	3.4	3.2	4.7
	BM	**4**	**12.4**	**8.4**	**9.3**	**3.5**	**9.4**	**9.1**	**11.3**
	BV	**269**	**277**	**274**	**279**	**238**	**252**	**260**	**273**
Lorraine	BMS	2.4	7.2	6.9	11.9	3.1	14.7	5.9	9.6
	BMP	1	2	2.8	3.3	2.1	4	4.1	3
	BM	**3.5**	**9.2**	**9.7**	**15.2**	**5.1**	**18.7**	**10**	**12.5**
	BV	**227**	**276**	**279**	**300**	**264**	**275**	**251**	**292**
Wallonie	BMS	2.9	9.2	6.2	6.8	2.4	6.8	6.8	7.9
	BMP	1	2.9	2.6	3.7	1.2	3.6	4	6.2
	BM	**3.9**	**12.1**	**8.7**	**10.5**	**3.7**	**10.4**	**10.8**	**14.1**
	BV	**256**	**270**	**274**	**284**	**232**	**250**	**271**	**280**

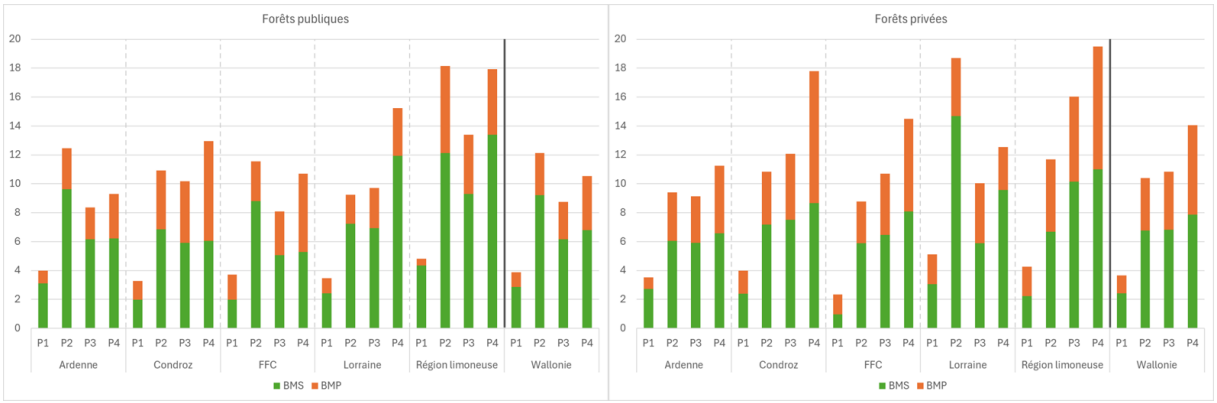


Figure 4.11. Volume, en m³/ha, de bois mort, sur pied et au sol, pour les différentes régions biogéographiques de Wallonie. A gauche, les forêts publiques et à droite, les forêts privées. Ces volumes sont répartis en fonction de la période de récolte des données (P1 = 1994-2000, P2 = 2001-2008, P3 = 2008-2015, P4 = 2015-2023).

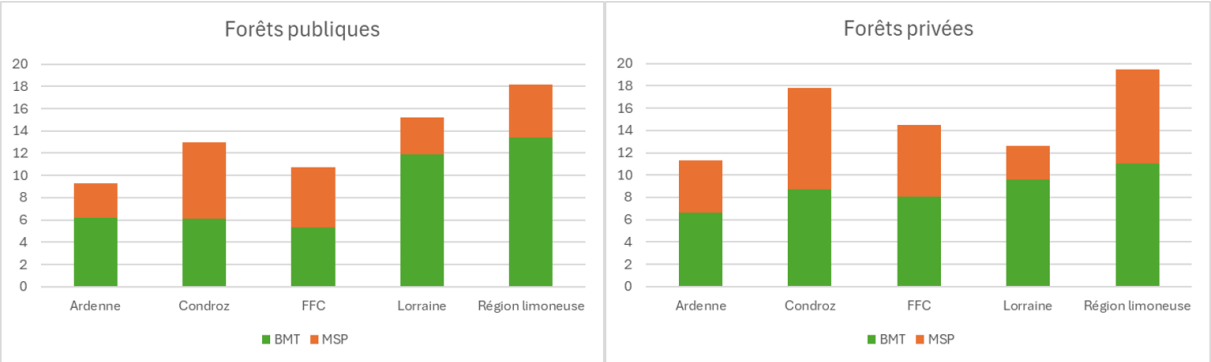


Figure 4.12. Volume, en m^3/ha, de bois mort, sur pied et au sol, pour les différentes régions biogéographiques de Wallonie pour la période allant de 2015 à 2023. A gauche, les forêts publiques et à droite, les forêts privées.

Pour la période de données entre 2015 et 2023, les forêts feuillues contiennent plus de bois mort que les forêts résineuses sur l'ensemble du territoire wallon, quel que soit le type de propriété (**Tableau 4.9**). Les forêts feuillues privées contiennent systématiquement plus de bois mort peu importe la région biogéographique. Ce n'est pas le cas dans les forêts publiques. En effet, dans la Fagne-Famenne-Calestienne, la Lorraine et la région limoneuse, les forêts résineuses contiennent plus de bois mort que les forêts feuillues. Dans ces 3 régions, les forêts résineuses ne représentent en moyenne que 12 % des surfaces boisées.

Tableau 4.9. Volume de bois mort, en m³/ha, dans les différentes régions biogéographiques en fonction de la propriété et du type de peuplement (« Global » correspond à toutes les forêts). Le type signifie : BMS = bois mort au sol, BMP = bois mort sur pied. Les lignes « Total » correspondent aux sommes de bois mort au sol et sur pied. Ces volumes correspondent aux données issues des récoltes réalisées entre 2015 et 2023.

		Forêts publiques			Forêts privées		
Région	**Type**	**Feuillus**	**Résineux**	**Global**	**Feuillus**	**Résineux**	**Global**
Région limoneuse	**BMS**	13.4	15.1	13.4	11.6	6.5	11
	BMP	4.4	6.2	4.6	9	4.6	8.5
	BM	**17.8**	**21.4**	**17.9**	**20.6**	**11.1**	**19.5**
Condroz	**BMS**	6.5	4.1	6.1	8.7	8.4	8.7
	BMP	6.6	7.9	6.9	9.6	8.7	9.1
	Total	**13.2**	**12.1**	**13**	**18.3**	**17**	**17.8**
Fagne-Famenne-Calestienne	**BMS**	5	7.4	5.3	8.9	4.4	8.1
	BMP	5.4	5.2	5.4	8	2.2	6.4
	Total	**10.4**	**12.6**	**10.7**	**16.9**	**6.7**	**14.5**
Ardenne	**BMS**	6.3	5.8	6.2	7.8	5.9	6.6
	BMP	4.5	1.8	3.1	5.8	4.5	4.7
	Total	**10.8**	**7.6**	**9.3**	**13.6**	**10.4**	**11.3**
Lorraine	**BMS**	12.1	11	11.9	10.2	8.8	9.6
	BMP	2.4	10	3.3	2.4	3.6	3
	Total	**14.5**	**21**	**15.2**	**12.6**	**12.4**	**12.5**
Wallonie	**BMS**	7.1	6	6.8	9.2	6.1	7.9
	BMP	4.7	2.5	3.7	7.9	4.6	6.2
	Total	**11.8**	**8.5**	**10.5**	**17.2**	**10.8**	**14.1**

Au sein des **forêts feuillues**, le bois mort augmente continuellement dans toutes les régions biogéographiques (**Tableau 4.10** et **Figure 4.13**). Le volume de bois mort est souvent plus élevé dans les forêts privées que dans les forêts publiques. Ces chiffres montrent, particulièrement dans les forêts publiques, un pic important lors de la deuxième période de récolte de données allant de 2001 à 2008. Ce pic s'explique probablement par la crise sanitaire du hêtre au début des années 2000. Depuis le début des inventaires forestiers sur le territoire wallon, les volumes passent de **3,5 à 11,8 m³/ha** en forêts publiques et de **3,7 à 17,2 m³/ha** en forêts privées. Actuellement, en forêts publiques, les régions présentant les volumes les plus faibles sont l'Ardenne et la Fagne-Famenne-Calestienne avec respectivement **10,8 et 10,4 m³/ha** alors qu'en région limoneuse, le volume de bois mort atteint **17,8 m³/ha**. En forêt privée, la région limoneuse présente également le volume le plus élevé avec **20,6 m³/ha** alors que c'est en Lorraine qu'il y a le moins de bois mort avec **12,6 m³/ha**. A l'échelle de la région wallonne, le bois mort représente actuellement **4,2 %** du bois vivant en forêt publique et **6,2 %** en forêt privée.

Tableau 4.10. Volume de bois mort et vivant, en m³/ha, dans les différentes régions biogéographiques pour les **forêts feuillues**. Le type signifie : BMS = bois mort au sol, BMP = bois mort sur pied, BM = somme de BMS et BMP, BV = bois vivant. Ces volumes sont répartis en fonction de la propriété et de la période de récolte des données. Dans les différentes régions, il y a plus de BM en forêts privées alors qu'il y a plus de BV en forêts publiques.

		Forêts publiques				Forêts privées			
Régions	Type	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023
Région limoneuse	BMS	4.7	13.4	8.5	13.4	2.2	7.2	9.6	11.6
	BMP	0.5	6.8	4.3	4.4	2.2	5.4	5.4	9
	BM	**5.2**	**20.2**	**12.9**	**17.8**	**4.4**	**12.6**	**15**	**20.6**
	BV	**259**	**303**	**321**	**362**	**232**	**256**	**306**	**303**
Condroz	BMS	2	7.5	6	6.5	2.3	7.2	7.6	8.7
	BMP	1.6	4.5	4.5	6.6	1.4	3.2	3.9	9.6
	BM	**3.6**	**12**	**10.4**	**13.2**	**3.7**	**10.4**	**11.5**	**18.3**
	BV	**225**	**251**	**271**	**308**	**231**	**245**	**278**	**288**
Fagne-Famenne-Calestienne	BMS	1.9	8.4	4.7	5	1.1	6.1	5.6	8.9
	BMP	1.6	2.7	3.2	5.4	1.3	2.7	3.6	8
	BM	**3.5**	**11.1**	**7.9**	**10.4**	**2.4**	**8.8**	**9.1**	**16.9**
	BV	**205**	**220**	**242**	**261**	**210**	**207**	**244**	**265**
Ardenne	BMS	2.7	10.9	6.2	6.3	1.6	7.5	5.9	7.8
	BMP	0.6	3.2	2.5	4.5	1.6	4.8	3.6	5.8
	BM	**3.3**	**14.1**	**8.7**	**10.8**	**3.2**	**12.4**	**9.5**	**13.6**
	BV	**252**	**246**	**264**	**267**	**224**	**213**	**248**	**255**
Lorraine	BMS	2.5	7.4	6.8	12.1	5.2	12.6	6.3	10.2
	BMP	1.1	1.9	2.2	2.4	1.6	3.7	3.4	2.4
	BM	**3.7**	**9.2**	**9**	**14.5**	**6.8**	**16.3**	**9.6**	**12.6**
	BV	**228**	**267**	**278**	**295**	**293**	**228**	**238**	**279**
Wallonie	BMS	2.5	9.8	6.1	7.1	2.1	7.4	7.2	9.2
	BMP	1	3.3	2.9	4.7	1.6	4.1	4.1	7.9
	BM	**3.5**	**13.1**	**9**	**11.8**	**3.7**	**11.4**	**11.3**	**17.2**
	BV	**239**	**247**	**266**	**279**	**230**	**233**	**269**	**279**

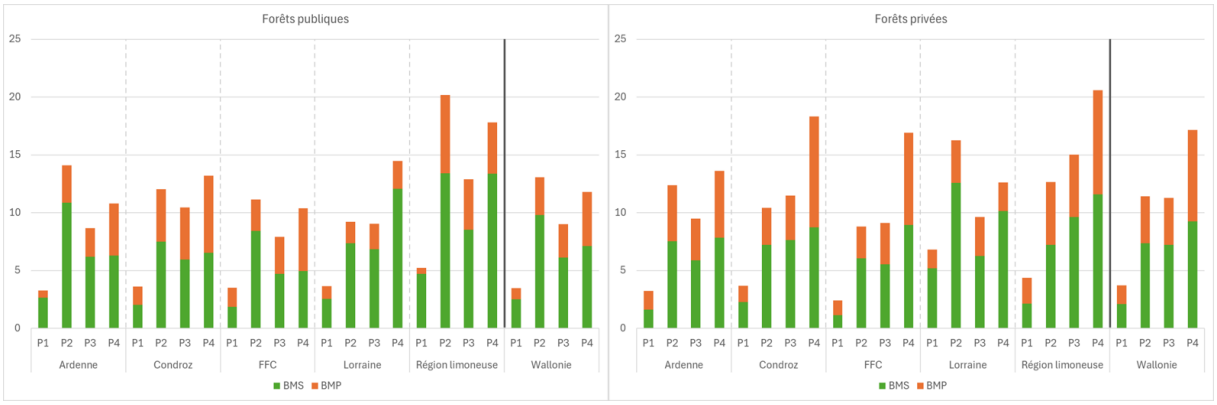


Figure 4.13. Volume, en m³/ha, de bois mort, sur pied et au sol, pour les différentes régions biogéographiques de Wallonie. A gauche, les forêts publiques et à droite, les forêts privées. Ces volumes sont répartis en fonction de la période de récolte des données (P1 = 1994-2000, P2 = 2001-2008, P3 = 2008-2015, P4 = 2015-2023).

A l'échelle de la Wallonie, les quantités de bois mort au sein des forêts résineuses sont assez stables depuis quelques années, quel que soit la propriété (**Tableau 4.11** et **Figure 4.14**). Toutefois, cette tendance n'est pas observée dans les régions biogéographiques. Comme pour les forêts feuillues, les volumes de bois mort sont plus importants dans les forêts privées en

comparaison avec les forêts publiques. Actuellement, les forêts publiques contiennent **8,5 m³/ha** et les forêts privées **10,8 m³/ha**. Il y a juste dans les régions biogéographiques, contenant peu de forêts résineuses, où les forêts publiques contiennent plus de bois mort. En Ardenne, les forêts publiques montrent plutôt une tendance à la diminution du bois mort en forêts résineuses. Cette diminution pourrait s'expliquer par une exploitation importante des peuplements arrivés à maturité et la crise du scolyte pendant laquelle un arrêté du gouvernement wallon obligeait l'exploitation des arbres infectés[26]. A l'échelle de la Wallonie, en forêt publique, le bois mort représente **2,8 %** du bois vivant et **3,6 %** dans les forêts privées.

Tableau 4.11. Volume de bois mort et vivant, en m³/ha, dans les différentes régions biogéographiques pour les **forêts résineuses**. Le type signifie : BMS = bois mort au sol, BMP = bois mort sur pied, BM = somme de BMS et BMP, BV = bois vivant. Ces volumes sont répartis en fonction de la propriété et de la période de récolte des données.

		Forêts publiques				Forêts privées			
Région	Type	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023	1994-2000	2001-2008	2008-2015	2015-2023
Région limoneuse	BMS	0	2.2	15.8	15.1	3	3.5	8.5	6.5
	BMP	0	0	2.1	6.2	1	2.8	13.6	4.6
	BM	**0**	**2.2**	**17.9**	**21.4**	**3.9**	**6.2**	**22.1**	**11.1**
	BV	**216**	**257**	**364**	**355**	**216**	**297**	**305**	**287**
Condroz	BMS	1.8	3.8	6	4.1	3.2	7.3	6.6	8.4
	BMP	0.3	1.9	3.2	7.9	2.5	5.7	8.4	8.7
	BM	**2.1**	**5.7**	**9.2**	**12.1**	**5.6**	**13**	**15.1**	**17**
	BV	**317**	**342**	**345**	**325**	**261**	**310**	**374**	**383**
FFC	BMS	2.8	11.6	7.4	7.4	0.6	5	9	4.4
	BMP	2.6	2.9	2.1	5.2	1.7	3.5	6.8	2.2
	BM	**5.4**	**14.4**	**9.5**	**12.6**	**2.2**	**8.5**	**15.8**	**6.7**
	BV	**208**	**220**	**289**	**288**	**185**	**267**	**321**	**289**
Ardenne	BMS	3.3	8.7	5.9	5.8	3.1	5.6	5.4	5.9
	BMP	1.2	2.6	2	1.8	0.6	3.1	3.3	4.5
	BM	**4.5**	**11.3**	**7.9**	**7.6**	**3.7**	**8.7**	**8.7**	**10.4**
	BV	**296**	**318**	**299**	**302**	**260**	**276**	**283**	**293**
Lorraine	BMS	1.9	6.6	6.1	11	0.2	18.1	5.7	8.8
	BMP	0.8	3.1	5.9	10	2.9	4.7	5.6	3.6
	BM	**2.7**	**9.7**	**12**	**21**	**3**	**22.8**	**11.4**	**12.4**
	BV	**244**	**349**	**297**	**333**	**246**	**350**	**292**	**310**
Wallonie	BMS	3.2	8.6	6	6	2.8	6.2	5.8	6.1
	BMP	1.1	2.5	2.2	2.5	0.9	3.4	4.2	4.6
	BM	**4.3**	**11.1**	**8.2**	**8.5**	**3.7**	**9.6**	**10**	**10.8**
	BV	**292**	**315**	**300**	**304**	**253**	**282**	**293**	**299**

[26] https://srfb.be/wp-content/uploads/2020/08/20200716_AGW_Mesures_Scolytes_Moniteur.pdf

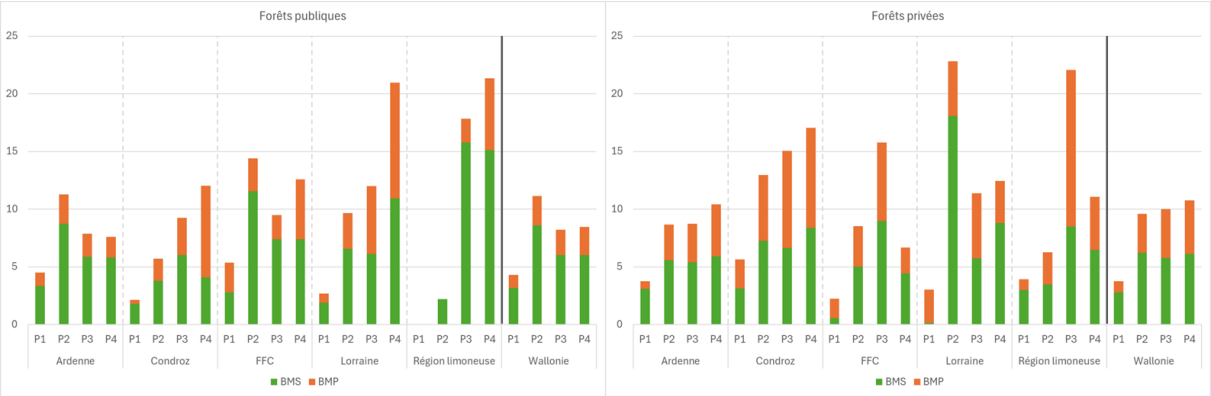


Figure 4.14. Volume, en m³/ha, de bois mort, sur pied et au sol, pour les différentes régions biogéographiques de Wallonie. A gauche, les forêts publiques et à droite, les forêts privées. Ces volumes sont répartis en fonction de la période de récolte des données (P1 = 1994-2000, P2 = 2001-2008, P3 = 2008-2015, P4 = 2015-2023).

4.1.6 Synthèse

En conclusion, les **régions voisines à la Wallonie contiennent au minimum le double du bois mort dans leurs forêts** (**Tableau 4.12** et **Figure 4.15**). Ces différences ne peuvent pas être expliquées par des méthodologies d'inventaire différentes. En effet, le seuil de pré-inventaire de 7 cm de Ø pour le BM est soit semblable au Luxembourg (7 cm) et en France (7.5 cm), soit bien supérieur en Allemagne (10 cm) ou en Suisse (12 cm).

La seule différence majeure avec l'Allemagne est la prise en compte des souches qui représente en moyenne de l'ordre de 22,2% du volume (6,5 m³/ha) et 18,5% du volume (6,6 m³/ha) pour les trois lands limitrophes.

Les évolutions récentes sont aussi bien plus rapides et profitent de l'évolution du contexte climatique pour laisser plus de bois mort en forêts plutôt que de tenter de l'exploiter au maximum.

En Wallonie, l'évolution récente est très limitée avec même une diminution pour les feuillus et les résineux depuis la période de 2001-2008. Pourtant, les volumes de bois vivant de feuillus sont assez élevés et même plus élevés en forêts publiques qu'en forêts privées alors que le bois mort y est plus important.

Il est donc urgent et indispensable de prendre des mesures comme au moins la mise en œuvre des normes existantes pour augmenter les volumes de bois mort en Wallonie pour rendre les forêts plus résilientes aux changements globaux.

Tableau 4.12. Synthèse des statistiques de bois mort dans les différents pays et régions.

	Méthode de mesure	Volume moyen	% du bois vivant	Arbres-habitat (/ha)
Wallonie	≥ 7 cm de diamètre, ≥ 1 m de longueur et ≥ 3 ans	12,3 m³/ha →10,5 m³/ha en forêt publique →14 m³/ha en forêt privée	4,4 %	0,65
Allemagne	≥ 10 cm de diamètre et les souches de 20 cm de diamètre	29,4 m³/ha	9 %	
Sarre		38,3 m³/ha →20,4 au sol →11 sur pied →4,3 dans les souches	11 %	10
Rhénanie-Palatinat		36,9 m³/ha →16,9 au sol →11,8 sur pied →7,4 souches	11 %	3,17
France	≥ 7.5 cm de diamètre	23 m³/ha →16 au sol →7 sur pied !différences régionales importantes	12 %	
Suisse	≥12 cm de diamètre	24,2 m³/ha →12,4 au sol →11,8 sur pied	7 %	
Luxembourg	≥ 7 cm de diamètre, ≥ 1 m de longueur et ≥ 3 ans	19,7 m³/ha →13,4 au sol →6,3 sur pied	5 %	

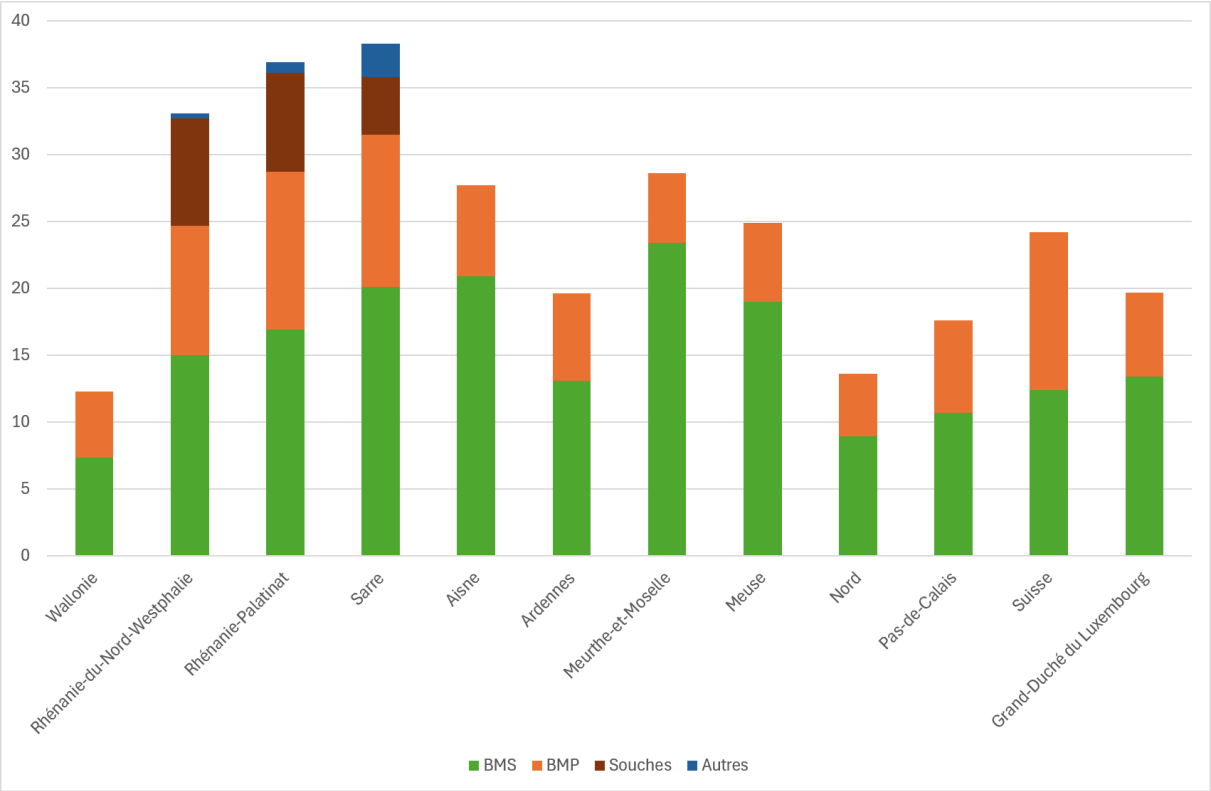


Figure 4.15. Volume, en m³/ha, de bois mort, sur pied, au sol, dans les souches et divers, pour la Wallonie et les différents pays et régions voisins. Pour l'Allemagne, les chiffres correspondent aux 3 régions voisines : Rhénanie-du-Nord-Westphalie, Rhénanie-Palatinat et Sarre. Pour la France, les chiffres correspondent aux 5 départements voisins : Aisne, Ardennes, Meurthe-et-Moselle, Meuse, Nord et Pas-de-Calais.

Très très gros hêtre mort à Saint-Hubert (07-2018) - CC-by-NC (MD)

4.2 Les normes

4.2.1 Allemagne

4.2.1.1 Certification FSC

En Allemagne, la certification FSC demande la présence d'au moins 10 arbres biotopes par hectare. Cette norme représente le double du nombre moyen d'arbres biotopes présents dans les forêts allemandes.

La sélection des 10 arbres se fait idéalement selon les critères suivants :

- **6 arbres avec de petites cavités** pour les petits oiseaux exigeants comme le gobemouche à collier
- **1 arbre à grande cavité** pour le pic noir, le pigeon colombin, la chouette de Tengalm ou le choucas des tours
- **Au moins un hêtre dépérissant** comme habitat pour les prédateurs d'insectes vivant dans les forêts
- **Au moins un arbre avec une cavité à micromammifères** en contact avec le sol
- **Au moins un arbre avec une cavité à micromammifères** sans contact avec le sol

4.2.1.2 Sarre – forêts domaniales

Dans les forêts domaniales de la Sarre, seuls **les arbres morts ayant un diamètre d'au moins 50 cm et de plus de 3 m de longueur** peuvent être pris en compte pour respecter les normes mises en place.

Les forêts domaniales doivent contenir un volume minimal de bois mort de **40 m³/ha**, c'est-à-dire **10 % de la biomasse vivante**. Cette proportion de bois mort par rapport au stock vivant ne permet pas d'atteindre les conditions « d'une forêt vierge » mais de nombreuses études ont montré qu'un volume de 40 m³/ha fournit un habitat suffisant et diversifié pour le majorité des espèces saproxyliques (Müller & Bütler, 2010; Winter et al., 2014; Müller et al., 2015 cfr WP1). Il est recommandé que ce volume soit réparti géographiquement de manière uniforme et non isolé. De plus, il a été identifié que les bois morts de dimension importante et ensoleillés constituent un habitat trop rare.

L'état de conservation des forêts domaniales se base notamment sur la quantité de bois mort présent :

- A : si plus de 3 arbres morts par hectare
- B : si 1 à 3 arbres morts.

En plus du volume de bois mort, les normes pour les forêts domaniales imposent de conserver au minimum **10 arbres d'intérêt biologique par hectare**. Parmi ces 10 arbres, **au moins 5 vieux arbres (« Mathusalem ») doivent être maintenus** et recrutés au sein des arbres les plus vieux (et les moins bons d'un point de vue qualitatif). Ces arbres peuvent être en groupe afin de créer des îlots de sénescence. En plus de ces arbres, **au moins 5 arbres-habitats/biotopes sont conservés**. Ces derniers doivent porter des micro-habitats de grande valeur du point de

vue de la protection de la nature ou des caractéristiques qui peuvent se développer en micro-habitats de grande valeur. Ils peuvent constituer des groupes avec les vieux arbres « Mathusalem ». L'état de conservation des forêts domaniales est évalué notamment avec le nombre d'arbres d'intérêt biologique : A si au moins 6 arbres par hectare et B si 1 à 5 arbres par hectare.

4.2.1.3 Rhénanie-Palatinat

Dans ce land, ils utilisent le concept « BAT » pour "Biotiopbäume, Altbäume und Totholz" qui est un concept de gestion des arbres biotopes, des vieux arbres et du bois mort[27]. Ce concept répond à la législation européenne de protection de la nature et est conforme à la certification FSC.

Le concept BAT se base sur la sylviculture proche de la nature déjà pratiquée et éprouvée depuis plus de 20 ans en Rhénanie-Palatinat. Dans le cadre de l'exploitation forestière, des zones de différentes tailles sont consacrées exclusivement à la protection des espèces et au développement des biotopes. L'objectif à moyen terme est d'obtenir un réseau cohérent de biotopes de bois mort et de vieux bois de petite et grande taille à l'échelle du land.

Le concept de BAT s'applique sur les 4 échelles géographiques suivantes :

- Les zones de forêts naturelles sont définies comme des grandes zones d'un seul tenant qui ne sont pas exploitées, comme les parcs nationaux, les réserves forestières naturelles, les zones centrales dans les réserves de biosphère.
- Les refuges forestiers correspondent à des surfaces forestières qui sont dès à présent exclusivement dédiées au développement de biotopes. Ce sont généralement des sites spéciaux comme des surfaces particulièrement sèches ou humides.
- Les groupes d'arbres biotopes correspondent à des groupes d'arbres, environ une quinzaine, non exploités dans les peuplements forestiers plus âgés, où la phase de maturité et de renouvellement du peuplement prédomine.
- Les arbres biotope isolés sont des arbres isolés avec une importance exceptionnelle pour la protection des espèces ou des arbres « Mathusalem » conservés jusqu'à leur chute.

Selon ce concept, les **arbres biotopes** peuvent être caractérisés par un ou plusieurs des éléments suivants :

- **Arbres à cavité** : arbres avec des cavités, des trous de pics, etc.
- **Bois mort** : arbres présentant une proportion importante de bois mort dans la couronne. Les bois morts importants sur pied sont des arbres entiers ou des troncs avec un diamètre de plus de 40 cm.
- **Vieux arbres (arbres « Mathusalem »)** : ce sont généralement des très vieux arbres qui ont largement dépassé leur objectif économique et commencent à se dégrader.

[27] https://www.wald.rlp.de/fileadmin/website/downloads/5bewahren/bat_konzept.pdf ; https://fawf.wald.rlp.de/index.php?eID=dumpFile&t=f&f=15700&token=06db9c329244eb0f1b048b5df8dbd9be72fbe687

- **Individus ou peuplement d'essences indigènes rares** qui ne sont présentes que sporadiquement dans le land ou dans certains espaces naturels.
- **Arbres présentant des caractéristiques particulières** comme des blessures importantes au niveau du tronc, des pourritures sur le tronc, des cavités pour micromammifères, des champignons, des blessures liées à la foudre, des fourches arrachées, des développements importants de mousse, de lichen ou de lierre, des formes de croissances inhabituelles.
- **Arbres avec des décollements d'écorce**.
- **Arbres biotope incontournables** :
    - **Arbres avec des grandes cavités** ;
    - **Arbres avec des nids occupés** (nids de milans, de buses, de chouette hulotte, de cigogne noire, de grand corbeau, par exemple, qui sont souvent occupés pendant plusieurs années et présentent donc une importance particulière en tant que site de reproduction) ;
    - **Arbres abritant des sites de reproduction et des aires de repos connus pour des espèces de l'annexe IV de la directive faune-flore-habitat**.

4.2.1.4 Rhénanie-du-Nord-Westphalie

En Rhénanie-du-Nord-Westphalie, les forêts publiques dépassent l'objectif fixé par la stratégie allemande pour la biodiversité qui est désigné 10% des surfaces forestières pour le développement de la nature. En plus de cela, ils ont mis une stratégie spécifique pour la conservation du bois mort, appelée "**Xylobius**", depuis 2014[28]. L'objectif est d'améliorer la qualité et la quantité d'arbres biotope dans les forêts domaniales. Les arbres biotopes doivent être présents en quantité suffisante mais également dans une variété suffisante de stades de décomposition et de dimensions afin que l'écosystème forestier soit intact. Elle s'applique à l'ensemble des forêts publiques exploitées économiquement, permettant de favoriser la présence d'arbres biotopes en dehors des zones protégées. Cette stratégie se base sur le concept d'arbre biotope. Ces arbres peuvent être vivants ou morts, sur pied ou au sol. Ils sont importants sur le plan écologique car ils constituent un support de vie pour de nombreux organismes. Les arbres-biotopes sont des vieux arbres, du bois mort ou encore des arbres porteurs de dendromicrohabitats. Ils peuvent notamment être porteurs de : fissures, cavités, dommages à l'écorce, dommages aux branches et à la couronne, branches mortes, parties mortes du tronc et de la couronne, blessures avec un écoulement de sève, fourche, cavités de pics et grandes cavités, champignons, lichens et gui, plantes grimpantes, nids et aires de reproduction, etc. Grâce à ce programme, ils ont pu identifier plus de 23 000 arbres biotopes dans les forêts publiques à la fin 2020.

La stratégie "Xylobius" se base sur 4 catégories de forêts qui orientent les choix de gestion et les objectifs de désignation des arbres biotopes :

[28] https://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/Publikationen/Broschueren/Broschuere_Xylobius_Biotopbaumstrategie.pdf

- Catégorie 1 : ce sont les surfaces de protection, dans lesquelles seule la dynamique naturelle détermine le déroulement ultérieur de la vie du peuplement. Cette catégorie comprend les peuplements forestiers naturels, les zones de développement de la nature et les autres surfaces de protection des processus.
- Catégorie 2 : les forêts anciennes avec une composition d'essences proche de la nature âgées d'au moins 120 ans (chêne à partir de 140 ans) constituent le point fort de la stratégie bois de biotope. Souvent, elles sont déjà désignées comme zones forestières d'habitat de la faune et de la flore (FFH) ou comme réserves naturelles. Dans ces forêts, un volume d'au moins 40 mètres cubes d'arbres-biotopes par hectare doit y être maintenu durablement, avec au minimum 10 arbres biotopes par hectare.
- Catégorie 3 : les forêts dont la composition des essences est proche de la nature et dont l'âge est inférieur à 120 ans (chêne de 140 ans), le volume total de bois mort devrait être d'au moins 20 mètres cubes par hectare, la valeur minimale des arbres biotope dépend des conditions respectives. En règle générale, ces forêts sont encore relativement pauvres en structures de bois mort.
- Catégorie 4 : tous les autres peuplements, qui n'entrent pas dans les catégories 1 à 3, il est prioritaire d'entamer la transformation de la forêt en un peuplement adapté à la station et proche de la nature. Un enrichissement successif en arbres biotopes est également nécessaire dans ces peuplements. Par exemple, les feuillus présents dans les peuplements de conifères doivent être conservés et encouragés et constituent des arbres biotopes au sens de la stratégie.

Dans les peuplements exploités, l'enjeu de cette stratégie est de relier les zones protégées entre elles grâce au maintien des arbres biotopes, isolés ou groupés. Cela permet de créer un réseau cohérent pour la biodiversité liée à ces arbres biotopes. Ce réseau passe par le maintien d'îlots d'arbres biotopes suffisamment grands (minimum 1 hectare), des groupes d'arbres biotopes et des arbres isolés.

Dans le cadre de cette stratégie, les forestiers encodent l'ensemble des arbres biotopes, qu' ils soient isolés ou en groupe, dans une application mobile. Les données sont ensuite transférées et centralisées dans une base de données, ForstGIS. Les arbres désignés sont également marqués visuellement sur le terrain.

4.2.2 France

4.2.2.1 ONF – forêts domaniales

La stratégie utilisée dans les forêts domaniales par l'ONF se base sur différents éléments.

Premièrement, la mise en place de **trames et d'îlots de vieux bois** a comme objectif d'atteindre **au minimum 3 % de la surface forestière boisée au sein des forêts domaniales**. Cela peut se mettre en place progressivement sur 3 périodes d'aménagement.

Ces 3 % de la surface forestière boisée se répartissent en :

- 2 % d**'îlots de vieillissement** et

- 1 % d**'îlots de sénescence**.

Pour certaines forêts, les objectifs définis peuvent être modifiés. En effet, la période de mise en place peut être réduite et les objectifs de surface peuvent être supérieurs à l'objectif de 3 % dans des zones à forts enjeux de préservation de la biodiversité (par exemple des cœurs des parcs nationaux, les réserves naturelles), ou des zones à très faible potentialité de mobilisation des bois à des coûts économiques acceptables ou encore en fonction de l'accompagnement financier qui pourrait être obtenu (contrats Natura 2000, subventions diverses, etc.).

Dans le cas des autres forêts publiques de moins de 300 ha, il n'y a pas de seuil minimal de surface à atteindre en termes de proportion d'îlots de vieux bois. Pour des forêts de plus de 300 ha, le seuil à atteindre sera d'au moins de 1% après les 3 périodes d'aménagement.

Les **îlots de vieillissement** devront avoir une surface minimale de 0,5 hectare. Toutefois, la taille optimale est de **3 hectares**. Cela permet notamment de préserver la qualité des gros bois de l'îlot en cas de traitement en futaie régulière dans les peuplements environnants. Certains arbres présentant une valeur économique importante pourront être exploités selon des critères d'exploitabilité spécifiques. Dans les îlots de vieillissement, les arbres-habitats (au moins 3 arbres par ha) et les houppiers démembrés dans les futaies non-équiennes sont conservés. Toutefois, comme les **îlots de vieillissement représentent un risque de piège écologique,** il est nécessaire de le limiter par la mise en place d'un autre îlot à proximité sur une période suffisamment longue pour permettre la dispersion des espèces qui ont colonisé l'îlot de départ.

Deuxièmement, il est indispensable de constituer **une trame d'arbres disséminés à haute valeur biologique**, identifiés de manière visible, conservés jusqu'à leur décomposition complète. Ces arbres-habitats sur pied présentent plusieurs catégories :

- gros ou vieux arbres,
- arbres à cavité haute et à fentes,
- arbres à cavité de pics,
- arbres à cavité basse,
- arbres sénescents,
- et des arbres morts.

La norme impose d'abord **au moins un arbre mort ou sénescent par hectare**, présentant un diamètre minimum de 35 cm. Les arbres conservés peuvent être par exemple des arbres foudroyés ou des chandelles de volis, des arbres morts sur pied choisis de préférence parmi les essences feuillues ou des arbres colonisés par les champignons. Elle demande ensuite **qu'au moins deux autres arbres-habitats par hectare** soient maintenus. Ces arbres peuvent faire partie des catégories citées plus haut, mais aussi des arbres à cavité visible ou des vieux ou très gros arbres de l'essence-objectif mais aussi des essences d'accompagnement ou des espèces ligneuses rares. Ces derniers sont à priori choisis parmi les arbres de qualité technologique médiocre ou les arbres remarquables identifiés dans les bases de données de l'ONF.

Troisièmement, **les arbres présentant d'autres enjeux essentiels à la survie de certaines espèces peuvent être conservés** en complément des arbres-habitats. Ces arbres peuvent être maintenus au moins le temps nécessaire aux espèces pour terminer leur cycle biologique. Par exemple, les arbres portant des nids de rapaces, de grands échassiers (cigogne noire) ou autres espèces sont maintenus mais aussi les arbres supportant des lianes (lierre, houblon, …), des plantes épiphytes (fougères), ou les chênes porteurs de gui, ou encore des arbres accueillant des *Lobaria*. Les *Lobaria* sont des lichens épiphytes d'intérêt patrimonial, comme le lichen pulmonaire, *Lobaria pulmonaria*.

En plus de ces éléments, **le maintien du bois mort est essentiel également**. La stratégie dans les forêts domaniales gérées par l'ONF **est de conserver systématiquement le bois mort au sol depuis plus de 2 ans** car il contient déjà des larves d'insectes saproxylophages à long développement larvaire et des mycéliums de champignons se développant dans le bois mort. De plus, **une partie des houppiers est laissée** sur le parterre de coupe lorsque la récolte des menus bois n'est pas prévue. Quelques purges d'abattage et billons défectueux sont laissés sur place. Il est également proposé de conserver les chablis isolés si cela ne présente pas de risque sanitaire.

Lors de la récolte, la stratégie propose **de maintenir des souches hautes,** entre 0,5 et 1,3 m. Cette mesure est intéressante dans les vieux peuplements. En effet, les souches non récoltées présentent un volume important de bois mort. Le maintien des souches est aussi un moyen de protection sur les fortes pentes.

4.2.2.2 Exemples de forêts privées

Dans le cas des **forêts privées à plan simple de gestion (> 25 ha)**, les normes appliquées dans les forêts privées en France montrent de grandes différences en fonction des régions.

Dans la région Provence-Alpes-Côte-D'azur, il est demandé de conserver **au moins 5 très gros arbres par hectare**, avec un diamètre supérieur à 70 cm en station fertile. En plus, **au moins 5 arbres morts sur pied par ha doivent être maintenus, ainsi que les bois morts au sol avec un diamètre de plus de 30 cm.** Tous les arbres porteurs de dendromicrohabitats, parmi une liste de 6 types, doivent être conservés.

En opposition à cet exemple, les normes appliquées dans les forêts privées d'Occitanie sont bien moins ambitieuses. La stratégie est de conserver **un certain nombre d'arbres dépérissant, morts ou vieux**, s'ils ne constituent pas un danger pour la gestion (problèmes sanitaires), ni pour l'homme, en veillant au bon état phytosanitaire.

4.2.2.3 Exemple dans la zone cœur du parc national des Pyrénées

Dans la zone cœur du parc national des Pyrénées - *où on pourrait s'attendre à ce qu'il n'y ait aucune exploitation !* - , les normes imposent **quand même de conserver au moins 5 très gros arbres par hectare**. Les TTGB, c'est-à-dire avec un diamètre supérieur à 100 cm, sont systématiquement maintenus. En plus, **au moins 6 arbres-habitats sont gardés par hectare**. Les arbres vivants porteurs de sporophores de champignons ou de cavités de tronc sont

systématiquement maintenus. Concernant le bois mort, les arbres morts sur pied ou au sol sont également systématiquement conservés.

4.2.2.4 Labellisation FSC et PEFC en France

Le label FSC n'impose pas de conserver des TGB ou des TTGB comme c'est le cas dans la zone cœur du parc national des Pyrénées. Il est toutefois demandé de **conserver les arbres morts, sur pied ou au sol**. L'exploitation de ces derniers est exceptionnellement autorisée en cas de tempête, de dépérissement collectif ou pour des raisons sanitaires. De plus, s'il y a un risque de chute sur du public ou des travailleurs, les arbres morts sur pied peuvent être abattus **et** laissés sur place, au sol.

Concernant les arbres vivants, la norme FSC impose de **conserver au moins 5 arbres-habitats par hectare**, c'est-à-dire des arbres porteurs d'une diversité de dendromicrohabitats.

Finalement, **au moins 3 % de la surface** forestière doit être laissée en libre évolution ou avec une gestion favorable à l'apparition d'habitats pour les espèces typiques de vieilles forêts. Parmi cette surface en libre évolution, un tiers est placé en **îlot de sénescence** et le reste en **îlot de vieillissement** en mettant en place des zones de minimum 0,5 ha.

La labellisation PEFC est nettement moins ambitieuse que le label FSC. Cette norme demande **au moins un arbre à cavités visibles, vieux ou un très gros arbre par hectare**. En plus, **au moins un arbre mort ou sénescent par hectare doit être conservé**, tout en respectant les impératifs de sécurité, d'assurance et de santé des forêts. Le label PEFC propose aussi de développer des îlots de vieillissement et/ou de sénescence.

4.2.3 Suisse

La Politique forestière 2020 suisse définit les volumes de bois mort à atteindre en fonction des régions. Les forêts du Jura, du Plateau et du Sud des Alpes doivent contenir au minimum **20 m³/ha**, alors que les forêts des Préalpes et des Alpes doivent atteindre au minimum **25 m³/ha** sur la base des seuils d'inventaires. Les volumes de bois mort contenus dans les réserves forestières, les îlots de sénescence et les arbres-habitats jouent un rôle non négligeable pour atteindre ces seuils.

En plus du bois mort, le maintien des vieux arbres est favorisé par la mise en place de **2 îlots de sénescence de 1 ha minimum par km²** et la conservation de **3 à 5 arbres-habitats par ha**. Toutefois, si les cantons ne désirent pas promouvoir activement les arbres-habitats, ils doivent mettre en place 3 îlots de sénescence par km². Ces seuils sont évalués sans prendre en compte les forêts protectrices (forêts dont l'objectif est de protéger les personnes, les animaux et les biens matériels de divers dangers comme les chutes de pierres, les avalanches, les crues, les glissements de terrain, les laves torrentielles ou encore l'érosion), les réserves forestières et autres surfaces de conservation de la biodiversité existantes.

La surface minimale des îlots de sénescence est de 1 hectare et doivent correspondre à 2 à 3 % de la surface forestière en excluant les zones de protection citées plus haut. Les arbres-

habitats doivent être maintenus sur pied jusqu'à leur décomposition. En cas de risque de sécurité, ils peuvent être abattus mais ils doivent rester dans le peuplement.

Finalement, **5 % de la surface forestière sont des réserves forestières naturelles**. Chaque région économique doit contenir au moins **une réserve forestière de plus de 500 ha**. Il est également conseillé de favoriser la création d'un plus grand nombre de réserves forestières d'au moins 20 hectares.

Il est conseillé de prendre en compte la répartition géographique du bois mort et des vieux arbres pour que cette dernière soit homogène. Pour favoriser les espèces saproxyliques, il est important d'atteindre sur l'ensemble de la surface forestière les seuils proposés et éviter que les volumes de bois mort se concentrent dans les réserves forestières. Une réflexion sur la création d'un réseau est menée, par exemple, les îlots de sénescence et les arbres-habitats doivent être pris en compte afin de connecter les réserves forestières. En effet, pour la conservation de la biodiversité, ce n'est pas uniquement les seuils de volume de bois mort à atteindre qui sont importants mais la mise en place d'un réseau de bois mort.

4.2.4 Grand-Duché du Luxembourg

Au Grand-duché du Luxembourg, les **normes de gestion dans les forêts soumises** sont fixées par la circulaire n°15/2021 qui traite de la conservation des arbres biotopes, des arbres morts et des peuplements en évolution libre en forêt soumise.

Cette circulaire impose de garder **un minimum de 4 arbres morts et un minimum de 4 arbres d'intérêt biologique par hectare**. Ces derniers doivent faire au moins 60 cm de diamètre pour les chênes et les hêtres, 50 cm pour les autres et 40 cm pour toutes les essences dans l'Oesling (région avec une altitude moyenne de 450 m).

Ils doivent aussi porter des dendromicrohabitats comme des cavités, des aires d'oiseaux, des trous de pics, des écorces décollées, être partiellement cassés ou morts, etc. Dans les sites Natura 2000 et les zones protégées d'intérêt national (des réserves naturelles), le nombre d'arbres d'intérêt biologique visé va de 4 à 8 par hectare. Des îlots de vieillissement et des réserves forestières intégrales doivent être mis en place sur au moins 5% de la surface totale des propriétés. Elles doivent être placées prioritairement dans les peuplements de plus de 100 ans et doivent faire minimum 0,5 ha.

4.2.5 Wallonie

4.2.5.1 Normes légales

Les premières normes existent depuis assez longtemps dans la gestion forestière publique. En 1997 déjà, la Circulaire 2619 relative aux aménagements forestiers prévoyait des mesures spécifiques en faveur de la conservation de la nature comme la conservation de **5 à 10 gros AM/10 ha** et de conserver aussi **10 vieux arbres/10 ha** si possible.

En 2005, le DEMNA et le DNF proposaient la nouvelle **Circulaire Biodiversité** en complément des aménagements forestiers pour la gestion des forêts soumises et pour identifier les mesures à mettre en œuvre dans le réseau Natura 2000 avec des normes obligatoires :

- *de réserver **tous les AM** dans les zones centrales forestières (zones 1), de réserver **2 AM/ha** dans les zones de développement (zones 2) et autres zones des forêts soumises (zones 3),*
- *de réserver **0.5 AIB/ha/rotation** de manière à atteindre **2 AIB/ha** dans les forêts soumises (zones 1+2+3),*
- *la mise en place **d'îlots de conservation sur 3%** du territoire et de **2% de réserves dirigées** (taillis, taillis sous futaies, futaies jardinées à longue révolution, forêts pâturées, …) dans les zones 1,*
- *l'application de **dimensions d'exploitation** de 220-240 cm pour le hêtre et de 240-300 cm pour le chêne (zones 2).*

Si au départ l'objectif AIB était bien de 2 AIB/ha, le DNF a proposé une approche progressive de 0.5 AIB/ha et par rotation de manière à ne pas devoir réserver subitement près d'un tiers des coupes prévues dans les forêts feuillues jardinées.

L'introduction de la Circulaire explique que ces mesures doivent être appliquées strictement dans les forêts domaniales, qu'elles seront proposées au travers des plans d'aménagements aux propriétaires non domaniaux et qu'elles seront promues dans les forêts privées.

Le **Code forestier** publié en 2008 généralise une partie des mesures dans toutes les forêts « soumises » avec :

- *de réserver **2 AM/ha** sauf les arbres à forte valeur économique unitaire ou les arbres présentant une menace pour la sécurité,*
- *de réserver **0.5 AIB/ha**,*
- *la mise en place **d'îlots de conservation sur 3%** du territoire pour les propriétés de plus de 100 ha.*

Avec la suppression du « /rotation », la mesure sur les AIB est amputée de la moitié de l'objectif de la Circulaire de 1997 et **des trois-quarts de l'objectif de la Circulaire Biodiversité, circulaire qui reste toutefois d'application.**

Les restrictions pour les AM laissent entendre que tous les arbres morts de forte valeur économique unitaire doivent être exploités alors que cela pourrait rester de la responsabilité du gestionnaire ou du propriétaire.

De manière totalement illogique vu les enjeux biologiques que devraient prendre en compte le réseau Natura 2000 et les mesures définies de la Circulaire Biodiversité définies entre le DEMNA et le DNF, les mesures générales dans les **sites Natura 2000** vont, reprendre simplement les mesures du Code forestier, en les restreignant en plus aux propriétés d'abord de plus de 5 ha en 2008 et ensuite aux propriétés de plus de 2,5 ha en 2011 :

« Art 3. *2° hors bois et forêts bénéficiant du régime forestier, dans les propriétés de plus de deux hectares et demi, la coupe et l'enlèvement d'arbres morts qui n'assureraient pas le maintien des arbres morts couchés ou debout à concurrence de minimum deux arbres morts par hectare de circonférence supérieure à cent vingt-cinq centimètres à un mètre cinquante du sol répartis si possible sur l'ensemble de la surface concernée et représentatifs du rapport entre feuillus et résineux.*

Cette disposition n'est pas applicable aux arbres présentant une menace pour la sécurité publique situés le long des routes, chemins et sentiers au sens du Code forestier, voies de chemin de fer, lignes électriques et conduites de gaz ni aux arbres à forte valeur économique unitaire;

3° hors bois et forêts bénéficiant du régime forestier, dans les propriétés de plus de deux hectares et demi, la coupe d'arbres autres qu'à forte valeur économique unitaire, qui ne maintiendrait pas au moins un arbre d'intérêt biologique par deux hectares; »

Des mesures complémentaires impliquent la conservation des arbres morts dans les UG forestières prioritaires et la création d'îlots de conservation sur 3% des propriétés de plus de 2,5 ha et de moins de 100 ha quand elles sont « soumises » au Code forestier.

Par ailleurs, les **subventions PDR (mesure 224)** destinées à compenser les contraintes de la désignation Natura 2000 pour les propriétés publiques vont être justifiées sur base des mesures générales retenues dans les sites. Toutefois, la programmation 2007 à 2013 va reprendre pour les AIB la formule initiale de la Circulaire Biodiversité, soit compenser la réservation de **2 AIB/ha/rotation** de manière à atteindre **2 AIB/ha**. Cette formulation sera amputée du « /rotation » à partir de 2014 en gardant la même justification financière.

4.2.5.2 Certifications PEFC et FSC

Dans le cas d'une certification PEFC, les mesures à respecter en matière de conservation de bois mort et d'arbres d'intérêt biologique ne sont pas nombreuses et ambitieuses. Les propriétaires forestiers doivent :

- « *En peuplement feuillus, pour autant que les caractéristiques de la propriété le permettent, maintenir un réseau de bois mort en forêt (sur pied et/ou au sol), des arbres à cavité et de vieux arbres, dans les limites phytosanitaires et de sécurité requises*. »
- « *Conserver et désigner :*
    - *lors des passages en coupe au moins un de ces arbres de plus de 125 cm de circonférence par ha.*
    - *et/ou des îlots de vieillissement ou de sénescence à concurrence de 2% de la propriété.* »

La norme FSC des forêts belges impose de conserver au moins **4% du volume de bois vivant en bois mort**. Ce bois mort peut être sur pied ou couché. À titre indicatif, cela représente environ 5 arbres représentatifs ou 10 m³/ha. Afin d'avoir un impact positif sur la fertilité du sol, il est demandé de conserver les branches et bois résiduels de moins de 7 cm de diamètre

dans les peuplements. Sous certaines conditions, ce seuil peut être diminué à 4 cm de diamètre.

Concernant les arbres d'intérêt biologique, au **minimum 2 arbres biotopes par ha** doivent être conservés dans un premier temps. Ce nombre doit augmenter avec le temps, avec un **objectif de 5 arbres biotopes par ha à long terme**.

En plus du bois mort et des arbres biotopes, **10% de la surface des forêts** concernées par la certification FSC doivent être placés en **aires de conservation** et formés un réseau. Dans ces zones, la conservation est l'objectif principal. Ce réseau d'aires de conservation est composé d'aires-échantillons représentatives, correspondant à des zones délimitées dédiées à conserver ou réhabiliter des exemples viables d'un écosystème naturellement présent dans la zone géographique et devant représenter au moins 5% de la surface des forêts concernées par la certification, de zones de conservation, de zones de connectivité ou encore de zones à hautes valeurs de conservation. L'objectif de ce réseau d'aires de conservation est de maintenir, voire d'augmenter, la naturalité des forêts et de protéger des espèces rares et menacées ainsi que leurs habitats.

4.2.5.3 Exemple de la direction DNF de Liège

La révision du plan d'aménagement forestier de la forêt domaniale de Liège, réalisée en 2023, a pour objectif d'augmenter la nature et la biodiversité dans les forêts tout en maintenant un niveau de production important. Cela passe notamment par l'augmentation des quantités de bois mort, d'arbres d'intérêt biologique ou encore la transformation des peuplements actuels en forêts irrégulières feuillues indigènes. Premièrement, afin d'augmenter le volume de bois mort, ce nouveau plan d'aménagement prévoit l'augmentation des surfaces non exploitées ou faiblement, la conservation de tous les houppiers feuillus (à l'exception de ceux à moins de 30 m de chemins accessibles pour l'exploitation de bois de chauffage) et le maintien de tous les arbres morts au sol et sur pied (en cas de danger, les arbres seront abattus et laisser sur place). Les arbres scolytés (hêtres et résineux secs) sont maintenus si le risque sanitaire est faible. L'objectif de ces mesures est d'atteindre un **volume de 30 m³/ha** de bois mort en feuillus et de 10 m³/ha en résineux. En complément du bois mort**, au moins 5 arbres d'intérêt biologique**, ou arbres-habitats, sont désignés dans les peuplements feuillus et au moins 1 dans les peuplements résineux ou mixtes. Les arbres désignés seront de **moyen à gros bois, de faible valeur économique et de forte valeur biologique**. Les pertes financières liées à cette mesure seront très faibles. En association avec les réserves intégrales, des **îlots de conservation** (ou îlots de sénescence) seront créés. Ils feront une surface allant de 0,1 ha/10 ha à 0,3 ha/30 ha. Ces éléments permettront de créer un réseau avec les réserves intégrales. Les îlots de conservation consistent en un groupe d'arbres d'intérêt biologique ou en une petite parcelle. L'ensemble de ces éléments seront mis en place et désignés afin de créer un réseau permettant le maintien des espèces ayant besoin de ces ressources et ayant des faibles capacités de dispersion.

4.2.6 Synthèse des normes

La Wallonie est aussi très en retard sur la définition des normes de bois mort et d'arbres-habitats par rapport aux régions voisines (Tableau 4.13).
Il n'y a qu'avec l'ONF en France qu'il y a peu de différences avec une norme de BM deux fois plus importante mais une norme d'AIB près de quatre fois inférieure. Dans les autres régions les normes de BM sont de l'ordre de 4-5 AM et 3-5 AIB pour atteindre de l'ordre de 8 à 10 arbres-habitats (AH) soit dans les forêts de production en général ou dans les forêts domaniales.
Il est donc urgent et indispensable de répondre au déficit de BM et d'AIB dans les forêts wallonnes par une révision profonde des normes existantes.

Tableau 4.13. Synthèse des normes de bois mort dans les différents pays et régions.

Régions voisines	Seuils de mesure	Bois mort	Arbres d'intérêt biologique (/ha)	Surface en libre évolution (en %)	Statut des surfaces
Wallonie	Diamètre > 40cm	2 arbres/ha	0.5	3%	Réserve intégrale ; pourcentage des surfaces feuillues
FSC	/	2 AM/ha à court terme et 5 AM/ha à long terme	2 AIBM/ha à court terme et 5 AIBM/ha à long terme	10%	Libre
PEFC	Diamètre >= 80 cm	1 AM ou 1 AIB ou un IS ou îlot de vieillissement sur 2%			
Allemagne					
FSC	/		10		
Sarre	Diamètre >= 50 cm et longueur > 3 m	40 m^3/ha	10		
France					
ONF	Diamètre >= 35 cm	1 arbres/ha	2	3%	2% en îlots de vieillissement et 1% en îlots de sénescence
ZC PN Pyrénées	TGH, diamètre > 100 cm	Tous les arbres morts	6 + 5 TGH		
FSC	/	Tous les arbres morts	5	3%	2% en îlots de vieillissement et 1% en îlots de sénescence
Suisse	Diamètre >= 12 cm	20 et 25 m^3/ha	3 à 5	2 à 3 %	Îlots de sénescence
Luxembourg	Diamètre >= 60 cm (chênes, hêtres), >= 50 cm (autres), >= 40 cm dans l'Oesling	4 arbres/ha	4	5%	Réserves intégrales et îlots de sénescence

Très très gros hêtre mort dans la vallée du Royen (La Roche-en-Ardenne) - 26 juin 2024 - CC-by-NC (MD).

4.3 Analyse du potentiel d'arbres-habitats dans les ventes de bois assurées par le DNF depuis 30 ans

4.3.1 Pourquoi s'intéresser à ce jeu de données ?

Toutes les ventes de bois réalisées par le DNF - qui gère près de 50% des forêts en Wallonie - font l'objet d'un inventaire détaillé qui est encodé depuis plus de 30 ans de manière systématique. C'est une source d'informations assez unique sur les volumes et les caractéristiques des bois qui sont exploités depuis 1993. Parmi les paramètres descriptifs, on sait s'il s'agit de bois de qualité ou de bois déclassés, de bois secs (donc morts), de bois déracinés, de bois scolytés, … qui sont exploités lors de coupes définitives, d'amélioration, sanitaires, …

Les nombres d'arbres et les volumes exploités de faible valeur voire de très faible valeur sont intéressants pour identifier les marges de liberté potentielle de définition de seuils de biomasse ligneuse qui peuvent plus ou moins être réservés à la nature en limitant l'impact économique. En effet, ces arbres ont généralement une faible valeur économique et leur exploitation représente un investissement qui peut être significatif et qui impacte aussi l'écosystème forestier, à travers les travaux forestiers nécessaires pour les récolter (tassement de sol, coup de soleil, déstabilisation d'autres arbres, …) et le « manque à gagner » en termes de maintien de la productivité en contribuant aux cycles du carbone, des nutriments et de l'eau, de protection de la régénération, …

Il est donc intéressant pour comprendre l'impact de seuils de réservation d'arbres-habitats (AH) d'analyser la réalité de terrain sur les nombres d'arbres ou les volumes de bois de moindre qualité économique mais d'enjeux écologiques significatifs. On se concentrera ici surtout sur les feuillus plutôt que les résineux qui sont moins concernés par les enjeux d'AH (AIB et BM) vu le caractère exotique des essences qui limite leur intérêt biologique (sauf les pins) et des problématiques sanitaires associées aux ravageurs primaires qui les concernent particulièrement.

4.3.2 Description du jeu de données

Le jeu de données concerne toutes les ventes de bois qui ont été encodées entre 1993 et 2023 inclus. Le fichier de départ compte près de 5 millions d'encodage qui détaillent :

- Le **cantonnement** concerné et la **propriété** concernée (domaniale, communales, …),
- **L'année d'encodage** de la fiche de martelage,
- Le **but de l'opération de coupe** (coupe définitive, d'amélioration, de cloisonnement, d'infrastructure, de sécurité, de chablis, sanitaire, …),
- La **qualité du bois** avec :
    - les **bois de qualité correcte à excellente** (bois normal, destiné au parc à grume, de tranchage)
    - les bois destinés à faire du **bois de chauffage**

- les **arbres de faible à très faible intérêt économique** (bois secs, déclassés, déracinés, gélivés, scolytés, cassés, porteurs de champignons ou de bordure)

- l'**essence** ou le groupe d'essences du même genre,
- la **catégorie de circonférence** (en cm),
- le **nombre d'arbres martelés**,
- le **Volume Total des Grumes** (m^3),
- le **Volume Total des Reliquats** (m^3).

Pour l'analyse, on a conservé les essences ou groupes d'essences dépassant 10.000 m3 sur l'ensemble de la période d'étude. Les données de 2023 se sont révélées incomplètes et ne seront pas prises en compte.

4.3.3 Statistiques descriptives globales des martelages

Le fichier mobilisé sur une période de 30 ans (1993-2022) décrit les caractéristiques de plus de **84 millions d'arbres martelés et représentant plus de 40,5 millions de m^3 en volume de grumes**, soit environ **1.35 million de m^3 martelé par an**. Les résineux représentent près des ¾ des Volume Total des Grumes (VTG) et des nombres d'arbres martelés. Il y a donc environ **341.000 m^3 de grumes de feuillus et plus de 1 million de m^3 de résineux martelés par an.**

La **Figure 4.16** montre une évolution des VTG martelés globalement stable avec une légère diminution pour les feuillus.

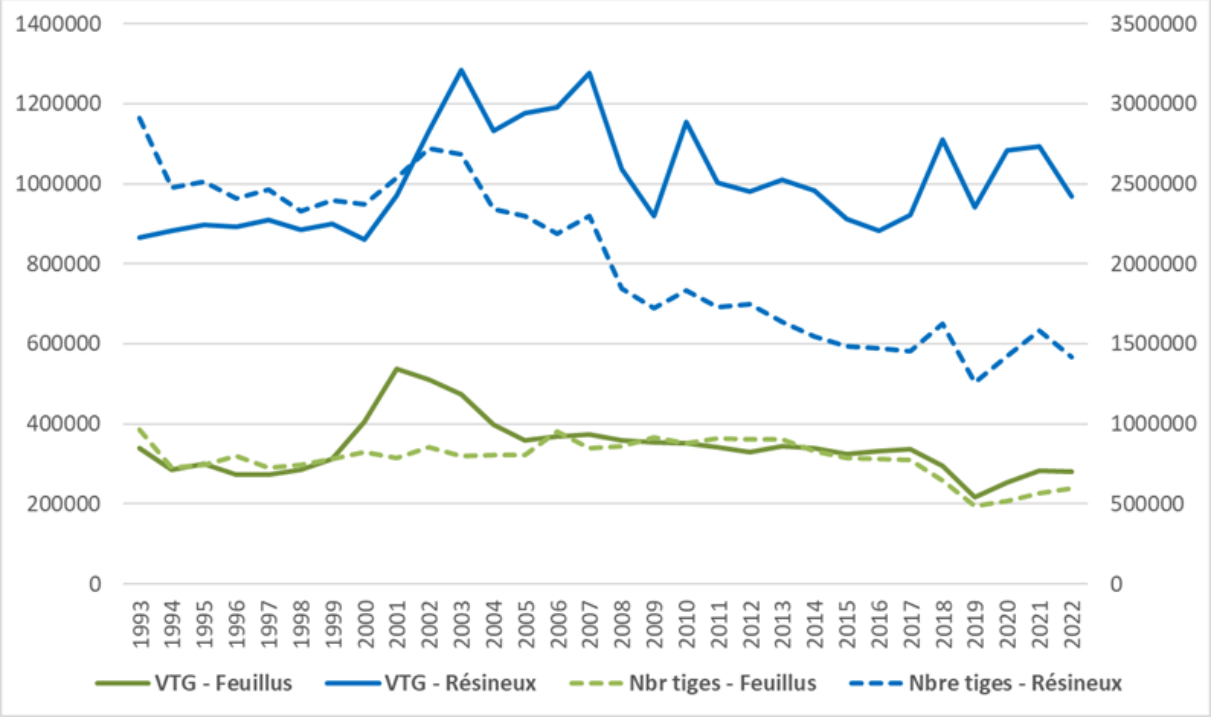


Figure 4.16. Évolution du Volume Total Grumes (à gauche) et du nombre d'arbres exploités (à droite) pour les résineux et les feuillus. Les résineux, qui représentent près des 3/4 des volumes exploités, montrent une diminution importante du nombre d'arbres martelés alors que les volumes restent assez similaires.

Les chiffres dérivés de ces données de martelage semblent être inférieurs de l'ordre de 20% à ceux dérivés de l'IPRFW pour les forêts publiques qui évoluent de 1.85 millions vers 1.7 millions de m^3 ces dernières années (Panorabois de 2013 à 2022).

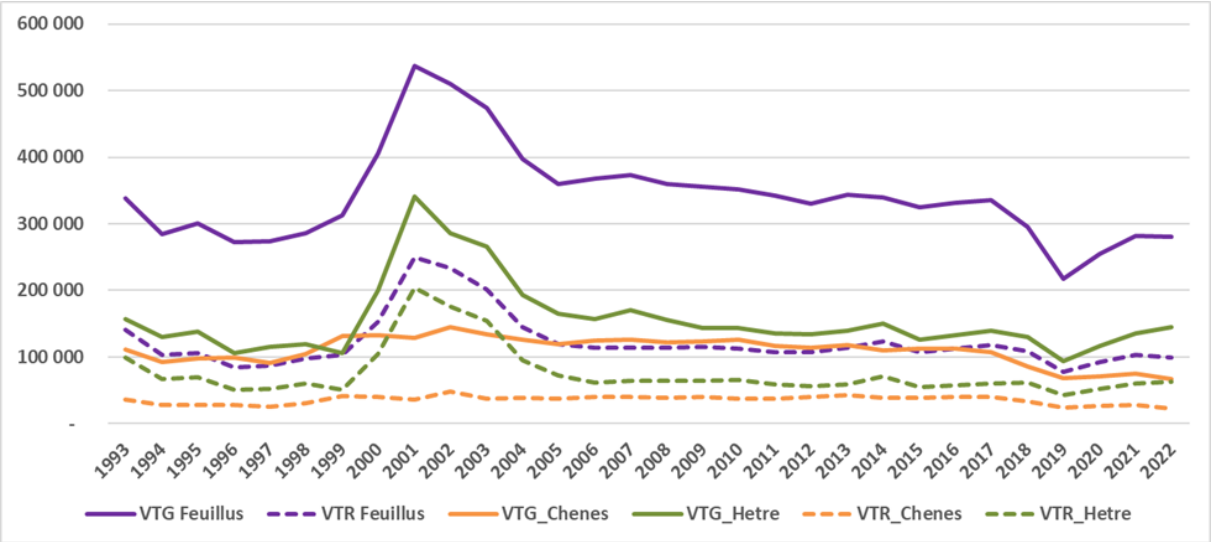


Figure 4.17. Évolution du Volume Total Global (VTG) et du Volume Total des Reliquats (VTR) pour les tous les feuillus et les deux essences dominantes (chênes et hêtres).

La **Figure 4.17** compare l'évolution des Volumes Totaux Grumes (10 millions de m^3) et des Volumes Totaux de Reliquats ou de houppiers (3,6 millions de m^3) pour les feuillus ainsi que pour les deux essences dominantes que sont le hêtre et le chêne. Il n'y a pratiquement pas de VTR pour les résineux. Les VTR sont non-négligeables puisqu'ils représentent globalement ¼ des volumes martelés en feuillus et en chênes et même 1/3 des volumes martelés en hêtre. Il y a donc environ **115.000 m^3 de reliquats et trois fois plus de volumes de grumes de feuillus martelés par an.**

4.3.4 Evolution des volumes globaux martelés

L'évolution au cours du temps des volumes est assez régulière puis montre plus de variabilité à partir de 2000 avec notamment les différentes crises sanitaires. Le nombre d'arbres martelés a par contre diminué de plus de 50% avec comme conséquence un doublement du volume moyen des arbres exploités, de manière régulière pour les résineux depuis 1993 et seulement récemment pour les feuillus (**Figure 4.18**).

On observe que le rapport du VTG sur le nombre de feuillus montre une augmentation limitée du volume moyen des arbres martelés sauf pendant la crise des scolytes entre 2000 et 2008. Pour les résineux, on observe une augmentation importante du volume moyen des arbres martelés passant d'un peu plus de 0.3 m^3 à plus de 0.7 m^3.

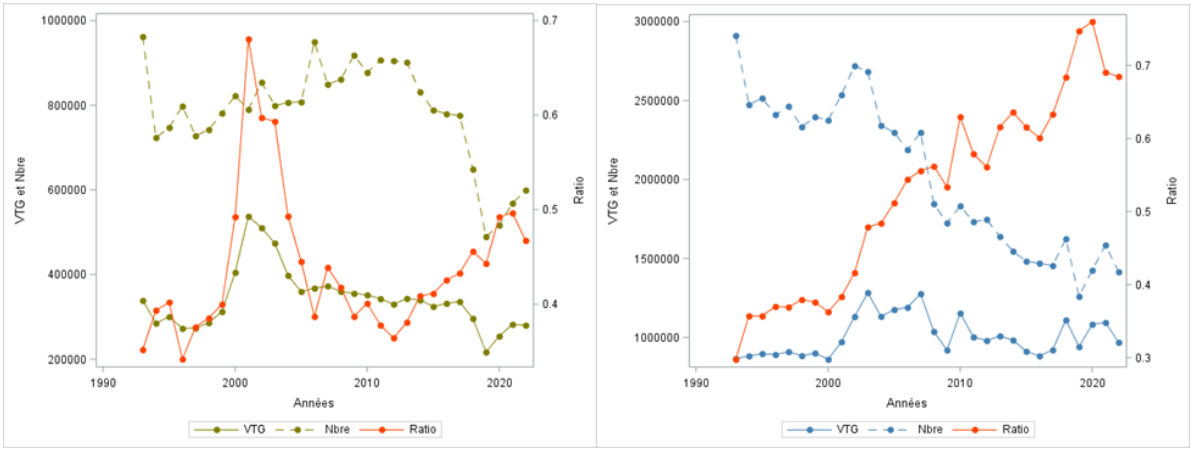


Figure 4.18. Évolution du nombre d'arbres (Nbre) et Volume Total Global (VTG) exploités et du rapport VTG/Nbre pour les feuillus (à gauche) et les résineux (à droite). La crise du hêtre avec la coupe de nombreux gros arbres est très marquée pour les feuillus alors que pour les résineux une augmentation régulière des volumes des tiges est observée depuis 30 ans.

Pour les essences les plus répandues, on observe sur la **Figure 4.19** des évolutions similaires à l'évolution globale sauf pour certaines essences avec des volumes exploités nettement plus importants pendant les crises sanitaires de 2000 à 2005 pour le hêtre et depuis 2014 pour le frêne. La **Figure 4.20** compare les espèces de feuillus plus rares où on observe une augmentation importante des volumes de charmes et moins importantes des volumes d'érables et de bouleaux exploités.

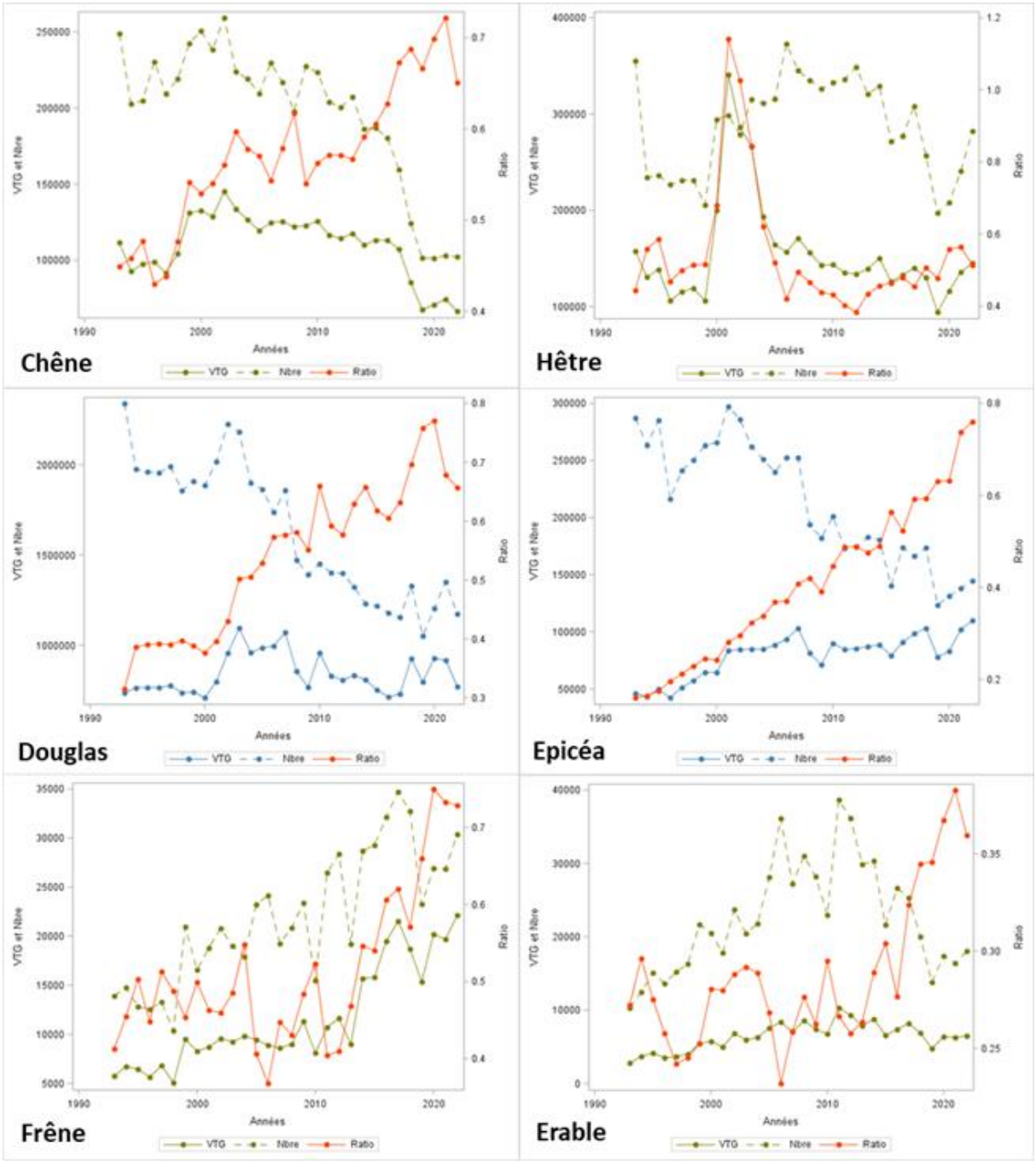


Figure 4.19. Évolution du nombre d'arbres (Nbre) et Volume Total Global (VTG) exploités et du rapport VTG/Nbre pour différentes essences.

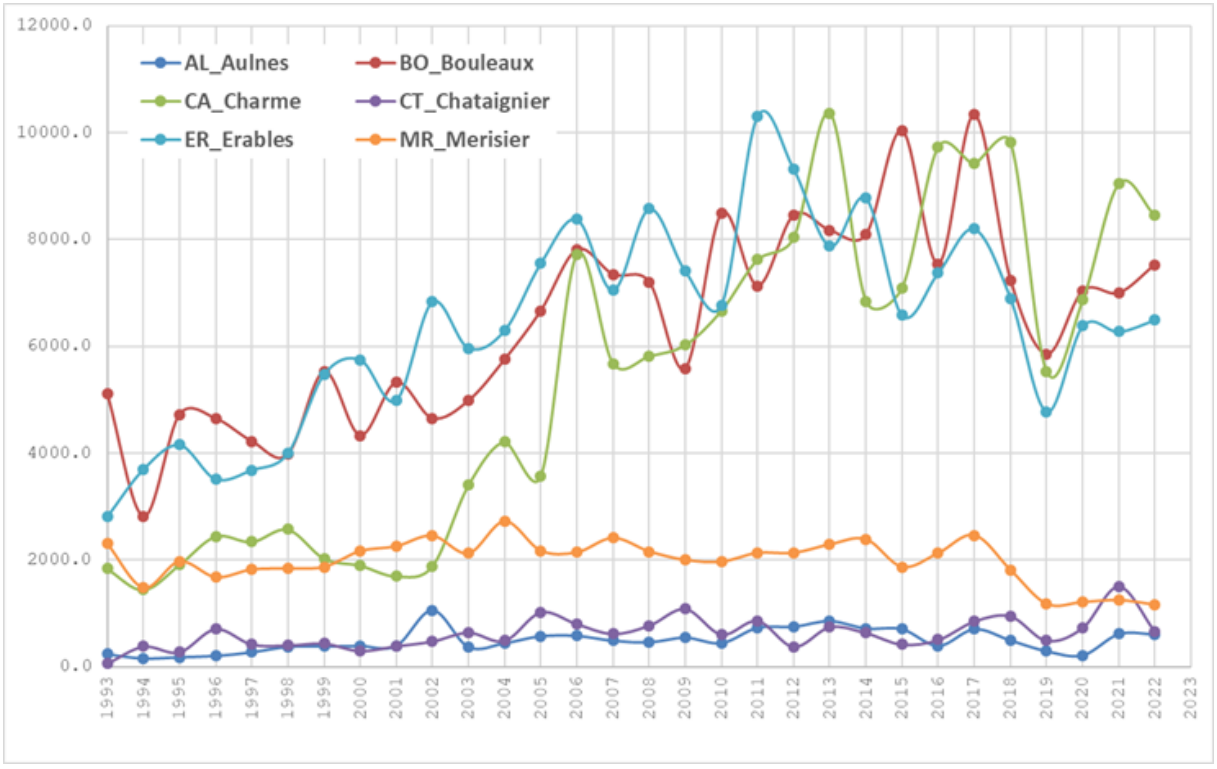


Figure 4.20. Évolution des volumes globaux en m3 pour différentes essences de feuillus plus rares.

4.3.5 Catégorie de dimension des arbres martelés

Les différentes essences forestières ont des capacités de développement de volume de bois bien différentes. Les arbres exploités ont donc des profils de circonférence bien différents avec des volumes limités pour le bouleau, les aulnes, les charmes et les érables (entre 50 et 100 cm de circonférence), un peu plus important pour les merisiers, les châtaigniers et les frênes (**Figure 4.21**).

Pour les espèces de feuillus bien plus répandues que sont les chênes et les hêtres, les profils de circonférence des arbres exploités (VTG) sont bien plus importants pour le hêtre (entre 190 et 240 cm) que pour le chêne où les arbres exploités dépassant 200 cm sont relativement rares (**Figure 4.22**).

Cette dernière figure montre aussi que des arbres exploités de grande de dimension (TGB = 200 à 240 cm de ©) et TTGB (> 240 cm de ©) concernent essentiellement les hêtres (23% de TGB et 6% de TTGB des volumes exploités) et les chênes dans une moindre mesure (9% de TGB et 6% de TTGB des volumes exploités).

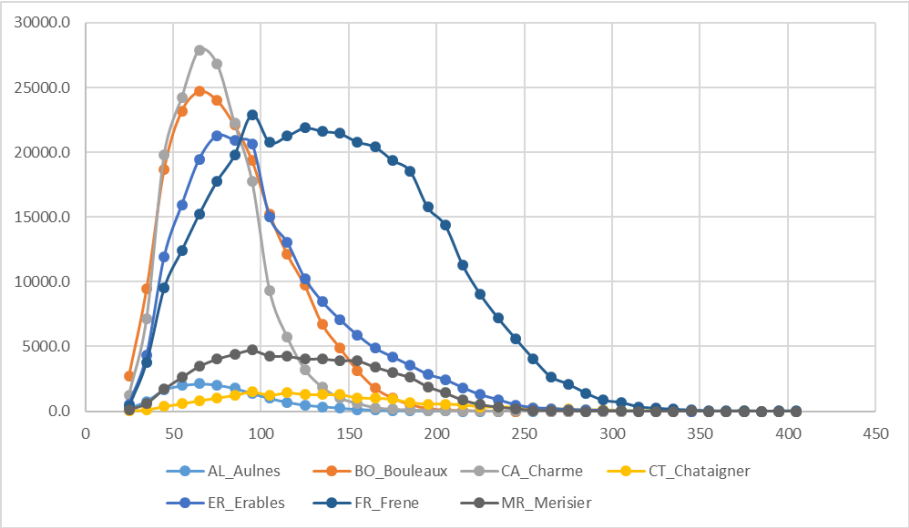


Figure 4.21. Distribution des catégories de circonférence exploitées pour les essences moins fréquentes exprimées en VTG.

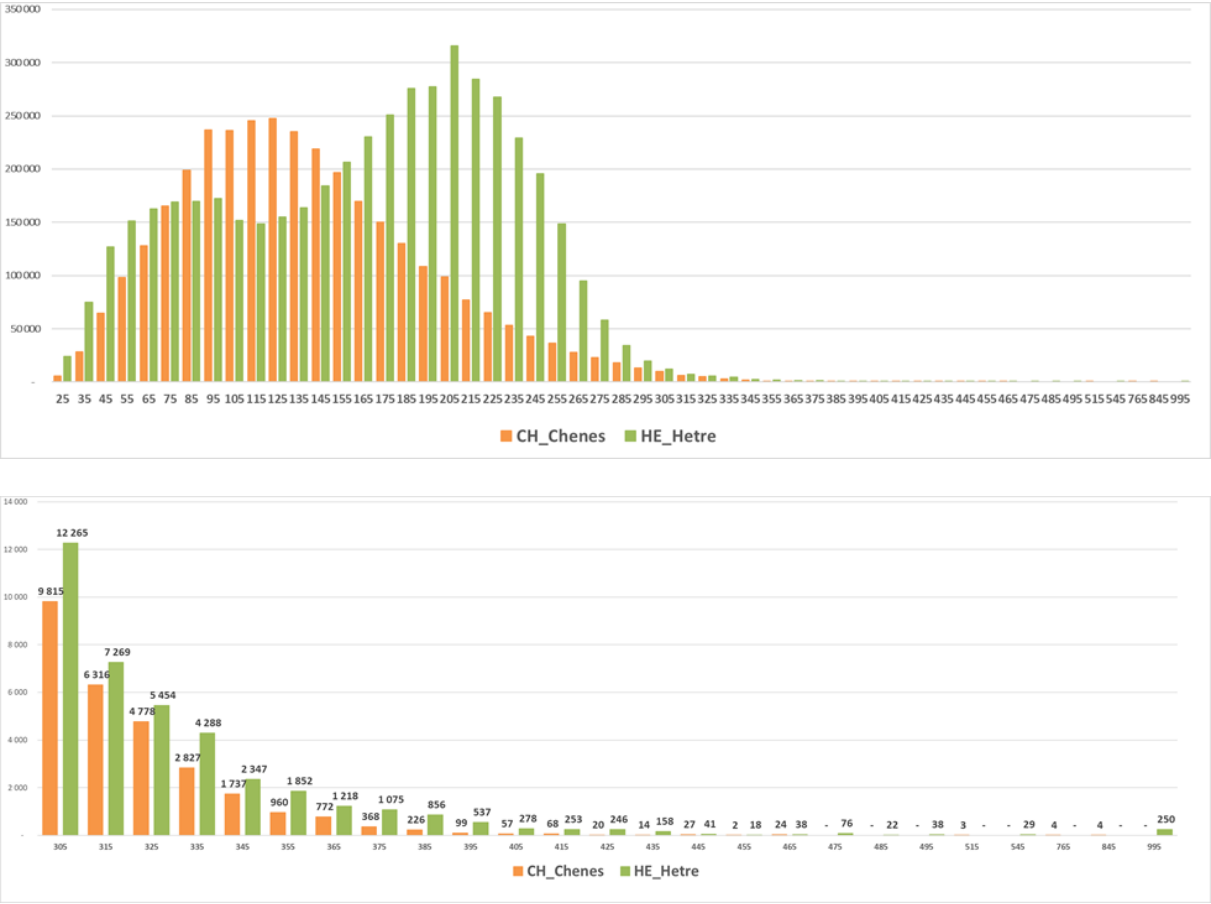


Figure 4.22. Distribution des différentes catégories de circonférence pour les chênes et le hêtre montrant les volumes importants pour ce dernier pour les catégories de plus de 210 cm de circonférence (TGB > 70 cm de Ø) et même de plus de 240 cm de circonférence (TTGB > 80 cm de Ø) et même que certains arbres exploités dépassaient largement les 3 m de circonférence pour atteindre même 10 m (graphique du bas).

Les volumes des chênes et des hêtres de plus de 300 cm de © représentent respectivement 30.000 m^3 et 38.000 m^3 sur 30 ans, soit entre 1.000 et 1.300 m^3 annuel, ce qui est moins de 1% du volume coupé chaque année.

4.3.6 Catégories de bois

Les données disponibles permettent de catégoriser les bois exploités en :

- **bois de chauffage** : bois identifié comme destiné au bois de chauffage,
- **bois exporté pour des raisons sanitaires** : bois identifié comme « résineux vert » qui est potentiellement dangereux car colonisé par des ravageurs primaires,
- **bois à priori sain et avec une valeur économique** : bois identifié comme « normal » ou destiné aux parc grumes ou au tranchage,
- **bois avec un potentiel biologique de bois mort (actuel ou futur)** : tous les bois identifiés comme « cassés », « porteurs de champignons », « déclassé », « déracinés », « gélivés », « scolytés (feuillus) », « secs », « scolytés secs (résineux) » ou les autres arbres récoltés comme « chablis » ou pour des raisons « sanitaires ».

Ces informations sont très utiles pour identifier des volumes qui ont été exploités mais qui auraient pu être mobilisés pour stocker du bois mort, maintenir des arbres–biotopes et générer des réserves futures de bois mort.

Sur base de cette typologie (**Tableau 4.14**), plus de **17% des Volumes Totaux de Grumes (VTG) de feuillus** et **10% des Volumes Totaux de Grumes (VTG) de résineux exploités relèvent de la catégorie d'un usage potentiel de bois mort**, représentant respectivement un volume de **1.7 et de 3.2 millions de m^3 sur 30 ans**.

Catégories de bois (VTG)	Feuillus	Résineux	Total
Bois_chauffage	**14.0%**	**0.0%**	1 439 641.6
Bois_sains	**69.4%**	**88.1%**	33 771 010.0
Export_sanitaire	**0.0%**	**1.4%**	438 368.4
Potentiel_BM	**16.7%**	**10.4%**	4 857 381.9
Total	10 238 457.0	30 267 945.0	40 506 402.0

Tableau 4.14. Répartition des Volumes Totaux de Grumes (VTG) de feuillus et résineux en fonction des catégories de bois.

Ces volumes prennent en compte les arbres récoltés en période de crise sanitaire qui représente environ 50% du volume (voir plus loin). Pour les feuillus, cela représente potentiellement un volume de **12 m^3/ha cumulé sur 30 ans** soit **0,4 m^3/ha/an** (surface de référence des feuillus publics = **143.000 ha** – Cfr Panorabois et **Figure 4.25**).

En ce qui concerne les reliquats (**Tableau 4.15**), il y a **proportionnellement plus de bois considéré comme « potentiel BM » (25% au lieu de 17%) dans les reliquats** que dans les grumes, et étonnamment moins de bois identifié comme bois de chauffage.

Catégories de bois (VTR)	Feuillus	Résineux	Total
Bois_chauffage	3.6%	0.6%	130 467.0
Bois_sains	71.1%	76.1%	2 609 656.0
Export_sanitaire	0.0%	0.0%	127.0
Potentiel_BM	25.3%	23.3%	929 243.0
Total	3 668 164.0	1 329.0	3 669 493.0

Tableau 4.15. Répartition des Volumes Totaux des Reliquats (VTR) de feuillus (et résineux) en fonction des catégories de bois.

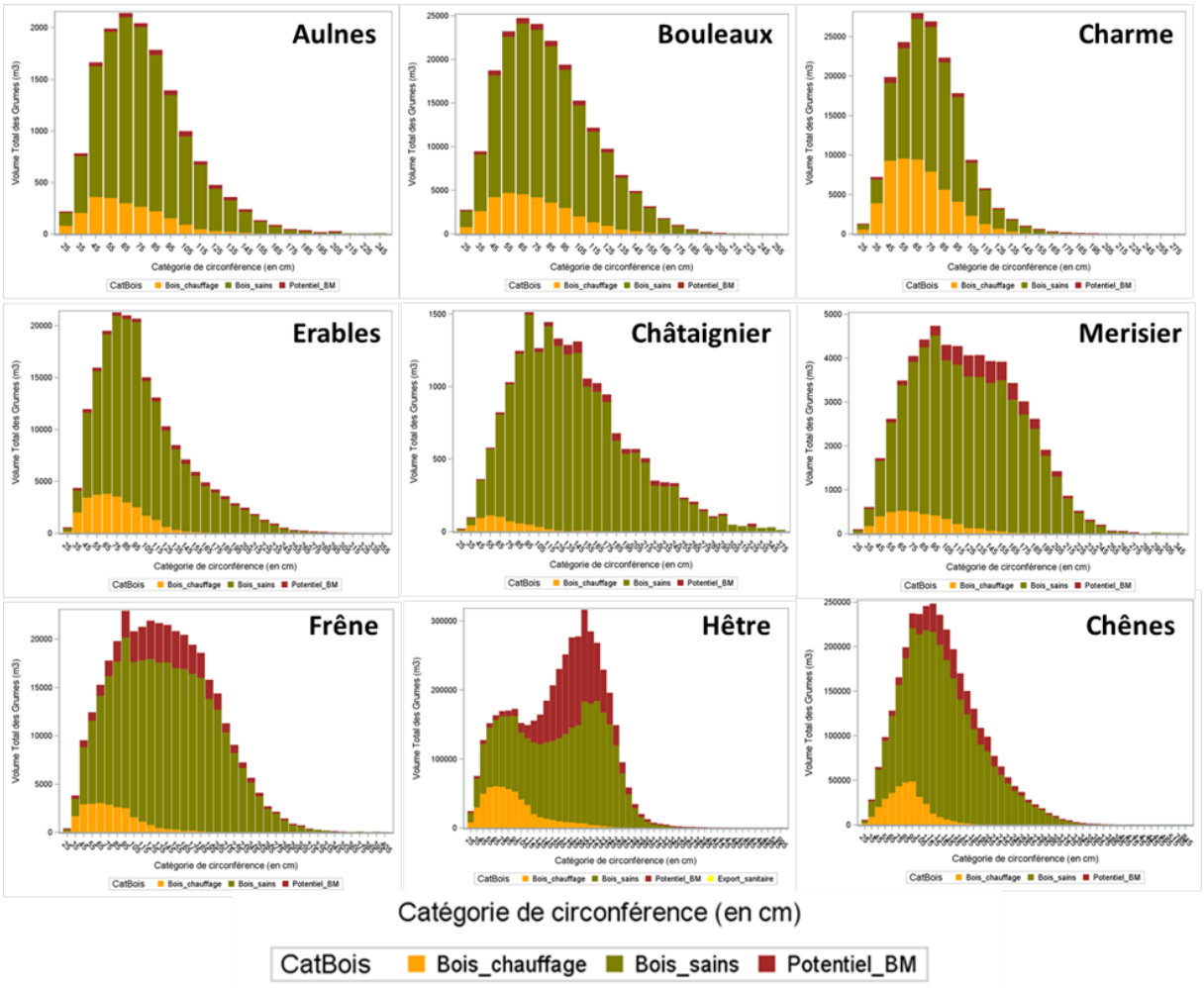


Figure 4.23. Distribution des catégories du bois en fonction des catégories de circonférences pour les feuillus.

Pour les feuillus, cela représente potentiellement un volume de **6,5 m³/ha cumulé sur 30 ans** soit **0,2 m³/ha/an** (surface de référence des feuillus publics = **143.000 ha** – Cfr Panorabois et **Figure 4.25**).

Donc au total, on dispose d'un potentiel de BM de **18,5 m³/ha cumulé sur 30 ans** soit **0,6 m³/ha/an.**

Si tous les reliquats étaient réservés pour devenir du bois mort, **on aurait atteint un capital potentiel de près de 80 m³/ha sur 30 ans** (sans tenir compte de la durée de vie des bois mort)**,** soit de l'ordre **de 2,63 m³/ha/an** ce qui représente un flux significatif**.** Si on supprime l'apport en reliquat de la crise du hêtre (estimé à 450.000 m³ sur 6 ans), on reste avec un montant global de **75 m³/ha sur 30 ans,** soit une variation très faible.

Ces volumes dépendent des essences et des catégories de circonférence (**Figure 4.23**.). Une analyse rapide du profil des différentes espèces feuillues montre des profils très similaires pour les aulnes, les bouleaux, le charme et les érables avec l'exploitation d'arbres de faible diamètre dont une partie est destinée à faire du bois de chauffage et assez peu de bois potentiellement intéressants pour générer un stock de bois mort. Ensuite, on a le châtaignier et le merisier qui sont peu mobilisés pour le bois de chauffage mais génèrent plus de bois mort. Enfin, on a le frêne, avec un fort potentiel de bois mort lié à la crise de la chalarose sur les arbres exploités de diamètre moyen, le hêtre avec un profil très atypique liés aux exploitations systématiques après la crise climatique de 1998 et le chêne avec un présence significative d'arbres exploités candidats à générer du bois mort, y compris dans chez les TGB et les TTGB.

Mis-à-part les périodes de crise pour surtout le hêtre et bien moins le frêne (en VTG), les autres essences ne montrent pas d'augmentation significative de bois exploités de moindre qualité économique qui sont des candidats potentiels pour participer au stock de bois mort (**Figure 4.24**.) Ces volumes candidats BM sont, proportionnellement aux volumes exploités, régulièrement plus importants pour le merisier et pour les chênes. On note aussi pour ces deux espèces une diminution significative (40 à 50% !) des volumes martelés depuis 2018-2019.

Plus de la moitié des arbres potentiellement intéressants pour le BM sont ceux qui ont été exploités pendant la crise du hêtre entre 2000 et 2005 avec plus de **850.000 m³**.

Vu l'importance du **hêtre et des chênes**, ils pourraient ainsi fournir, hors situation de crise, respectivement de l'ordre de **13.000 et de 12.000 m³ de bois mort potentiel/an** et les autres espèces de l'ordre de **2.000 m³/an** soit **27.000 m³/an** hors situation de crises climatique (sécheresse, tempêtes, …) ou sanitaire (maladie, ravageurs secondaires, …). Cela représente moins de **6 m³/ha** depuis 1993, **soit à peine 0.2 m³/ha/an** pour le Volume Total des Grumes.

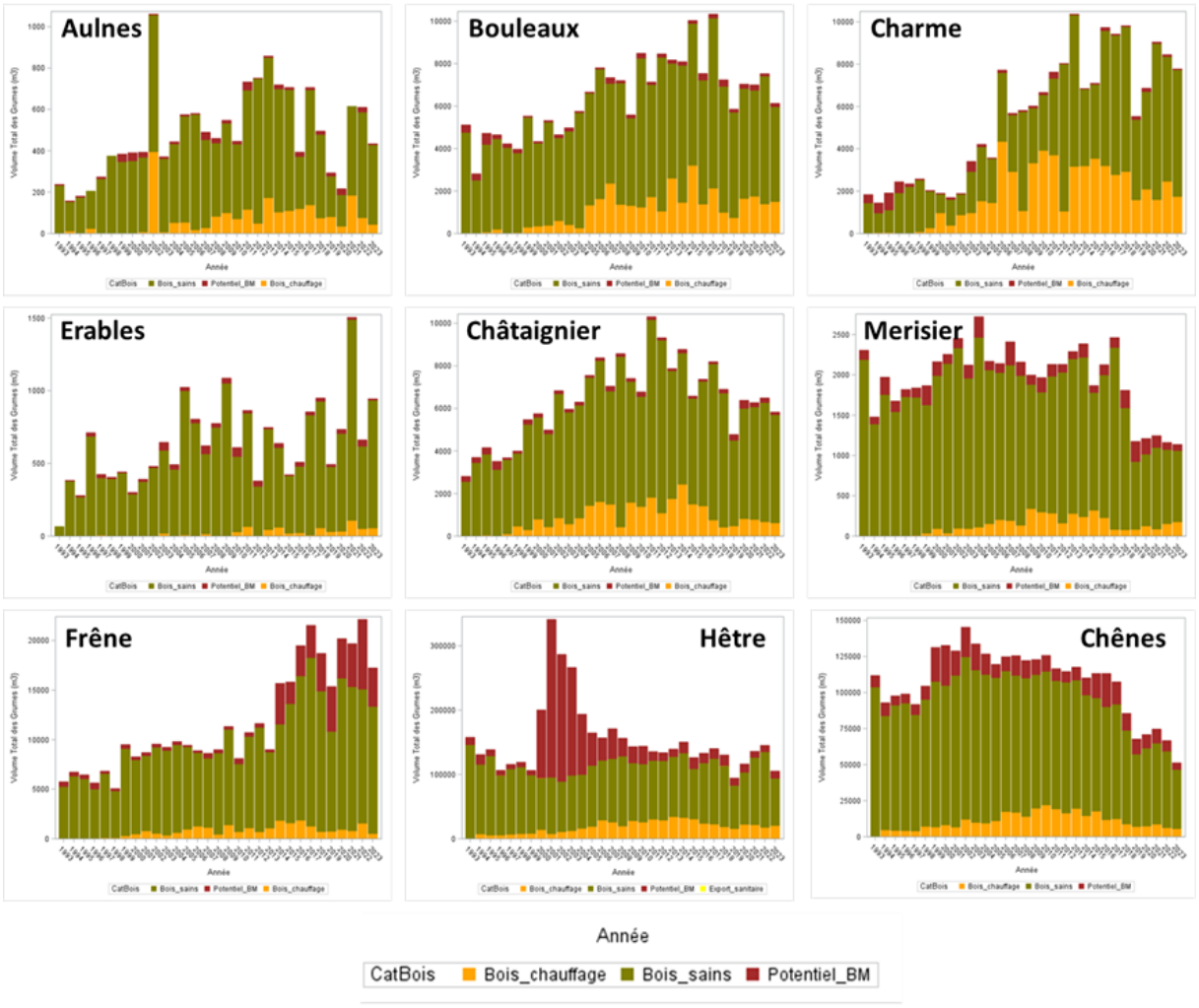


Figure 4.24. Distribution des Volumes Total des Grumes des différentes essences feuillues pour les catégories du bois en fonction des années pour les feuillus.

4.3.7 Impact financier de la crise du hêtre

Dans les feuillus, la moitié du potentiel de BM résulte des périodes de crises sanitaires du hêtre et d'une manière bien plus limitée du frêne.

La **Figure 4.25** montre l'impact de la descente subite des températures fin novembre 1998 (Huart et al., 2003) qui s'est marquée par un début de mortalité en 1999 et la mise en œuvre de coupes systématiques et répétées ensuite surtout à partir de 2001, soit pratiquement deux ans après l'événement météorologique ponctuel. Plus de **1.250.000 m³ de bois potentiel BM de hêtres** ont ainsi été exportés sur les 11 années si on compte une valeur de référence de volume moyen de 190.000 m³/an entre 1993-1998 et après 2011. C'est un volume important car sur 30 ans, on a martelé près de **7 millions de m³ de hêtre**.

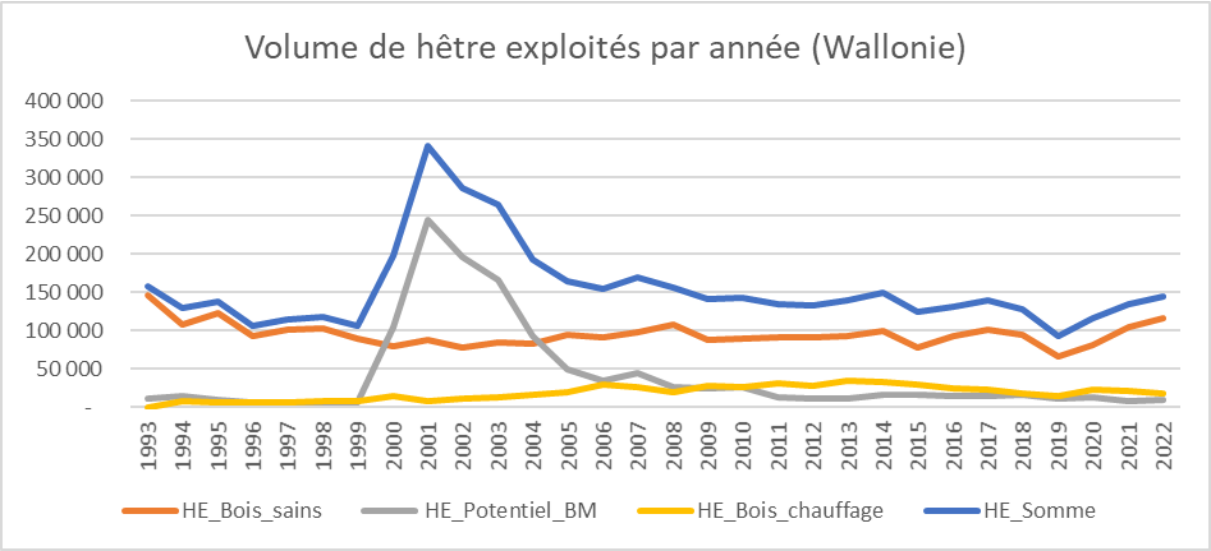


Figure 4.25. Volume de hêtre exploités en Wallonie avec les catégories « Bois sains », « Potentiel BM » et « Bois de chauffage ». L'impact d'une forte diminution de température fin 1998 se marque très clairement en 2000 et 2001 mais la crise a duré pratiquement 11 ans.

Comme le montrent les hêtraies bénéficiant du statut de réserve intégrale qui n'ont pas été exploitées, laisser une grande majorité de ces arbres n'aurait pas accéléré la crise sanitaire qui était liée à un problème climatique soudain (une diminution brusque de la température) et non à une pullulation d'insectes ravageurs (les scolytes du hêtre ne sont pas des ravageurs primaires). Il est d'ailleurs très probable que les exploitations réalisées en urgence, répétées régulièrement, sur des sols fragiles en plus en Ardenne où on a des sols bruns en mélange avec des taches d'hydromorphie, de plus dans des conditions climatiques défavorables, a aussi significativement contribué à fragiliser les arbres qui avaient survécus à la crise climatique et à accentuer leur vulnérabilité et la mortalité sur plusieurs années.

Les données DNF disponibles ne permettent pas de faire un lien direct entre les fiches de martelage et les lots vendus pour lesquels on ne dispose que des volumes de feuillus et résineux et du prix de vente par année, cantonnement et propriétaires. On a toutefois vérifié qu'il y avait une bonne corrélation entre les volumes de feuillus total des grumes martelés et vendus (R^2 = 97%) des sommes par cantonnement et par an. On assume donc que la comparaison des totaux par an et par cantonnement est licite.

Pour évaluer l'impact de la crise sanitaire du hêtre sur les revenus forestiers, on a ensuite sélectionné 5 cantonnements avec suffisamment de lots annuels dominés par le hêtre (au moins 60%, en moyenne plus de 80%) et qui représentent à eux seuls plus de 3 millions de m^3 de hêtre (VTT=VTG+VTR). Si on prend pour ces 5 cantonnements une valeur moyenne annuelle hors crise de 70.000 m^3/an, les bois récoltés pendant la crise du hêtre (2000 à 2010) représentent **850.000 m^3 de bois de hêtre, soit près de 70% des hêtres récoltés de manière exceptionnelle.**

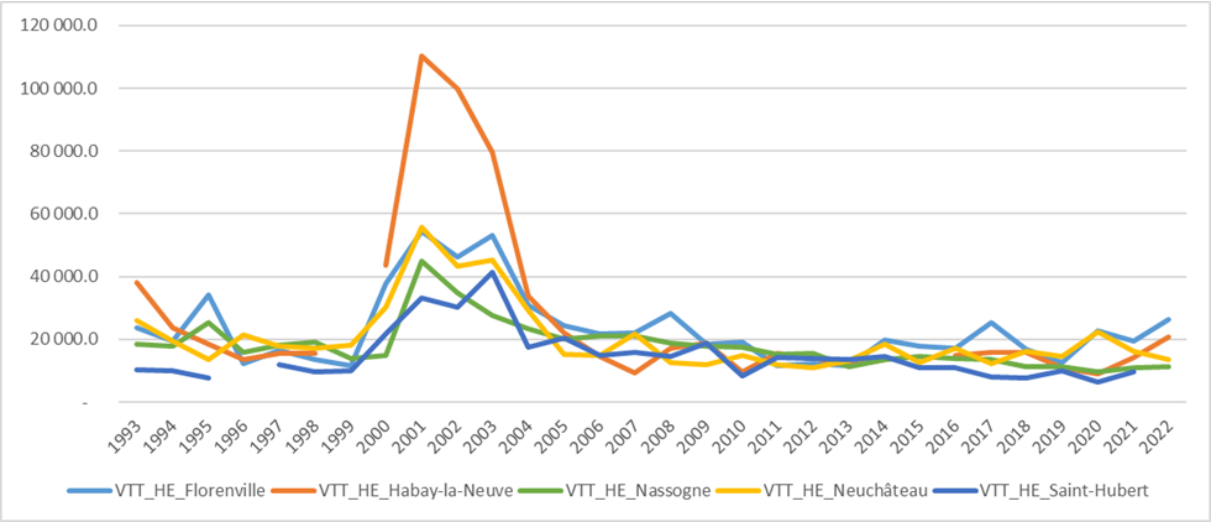


Figure 4.26. Volumes totaux (VTT= VTG+VTR) de hêtre exploités dans les 5 cantonnements sélectionnés où le hêtre domine largement dans les lots.

En termes de volume total martelé (**Figure 4.26**), on observe une moyenne générale de l'ordre d'un peu moins de 20.000 m³/an dans chacun des cantonnements avec une croissance très forte pendant la crise du hêtre qui s'est surtout marquée entre 2000 et 2004.

En termes de proportion de BM potentiel dans les volumes martelés (**Figure 4.27**), on observe bien que la priorité a été mise sur les arbres problématiques qui a rapidement atteint de l'ordre de 80 à 100% mais qui a duré jusqu'en 2010 montrant bien que si les volumes ont rapidement repris leur évolution courante, de nombreux arbres malades continuaient à apparaître sur le terrain.

L'impact sur les prix de vente s'est fait sentir de manière très significative (**Figure 4.28**) puisque les prix ont été divisés par 2, 3 voire 4 pour atteindre de l'ordre de **10 à 20 €/m³** pendant plusieurs années. L'effet sur les prix s'est maintenu longtemps (pratiquement jusqu'en 2020 !) alors qu'a priori les volumes mis sur le marché avaient retrouvé les moyennes annuelles hors crise dès 2005 et que les lots étaient de qualité habituelle à partir de 2012.

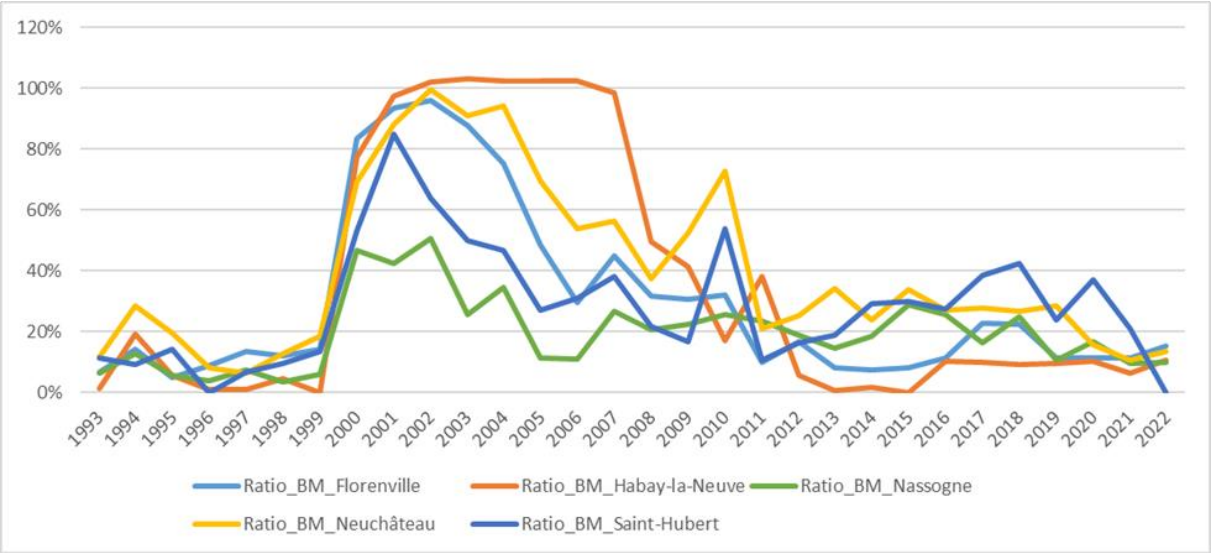


Figure 4.27. Proportion de BM potentiel dans les ventes de bois réalisées dans les 5 cantonnements sélectionnés.

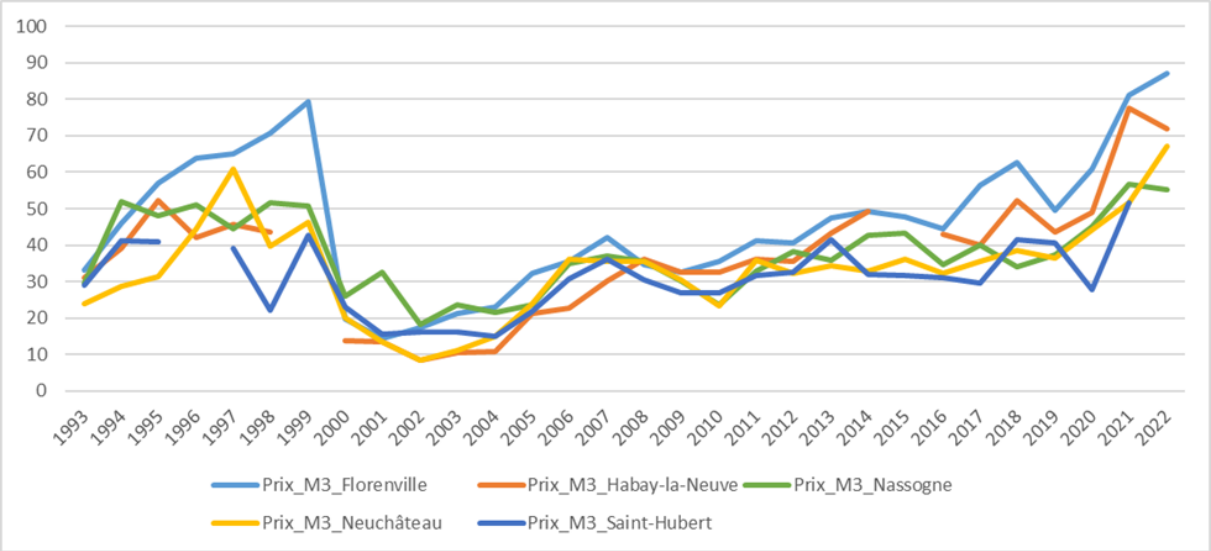


Figure 4.28. Évolution des prix de vente au m³ dans les 5 cantonnements sélectionnés. Les prix ont parfois été divisés par 4 pour approcher en moyenne les 10 €/m³. Il a fallu pratiquement 20 ans pour que les prix retrouvent les montants initiaux.

A l'époque, un argument était de tenter de sauver le capital « bois d'œuvre» et de mettre en œuvre des mesures d'hygiène forestière pour limiter la dispersion des scolytes et de spores de champignons (Huart & Rondeux, 2001) alors que les espèces de ravageurs concernées sont des espèces qui ne s'attaquent pas à des arbres sains (ce ne sont pas des ravageurs primaires mais bien secondaires). L'exploitation systématique des arbres malades dans un contexte d'urgence où les mesures de respect de la protection des sols ou des conditions climatiques n'ont pas été respectées et la mise en lumière subite de nombreux arbres sains ont très probablement maintenu un taux de mortalité continu pendant plusieurs années.

Il est donc légitime d'imaginer qu'il aurait mieux fallu être plus prudent et que la stratégie de « non-intervention ou d'interventions limitées », pour ne pas accentuer les problèmes et profiter de cette crise pour améliorer la productivité, même si c'est difficilement acceptable socialement et localement, est une option qui aurait pu à la fois :

- limiter la durée de la crise ;
- limiter l'impact sur les prix du marché des arbres sains,
- empêcher un impact durable sur les sols,
- préserver le capital futur peu touché par l'évènement climatique mais qui pourrait l'être par des interventions finalement inutiles,
- faire profiter les sols de cette importante nécromasse ligneuse pour améliorer la productivité future,
- et aussi restaurer des niveaux de nécromasse intéressants pour la biodiversité.

Les crises sanitaires sont donc une opportunité pour réfléchir à comment renforcer la robustesse et la résilience des écosystèmes forestiers sur le long terme et leur capacité à assurer une large diversité de services.

4.3.8 Discussions et conclusions

L'analyse des martelages effectués depuis plus de 30 ans avait pour but d'évaluer dans quelle mesure des arbres habituellement exploités malgré leur faible valeur économique pouvaient contribuer à reconstituer le stock de bois mort feuillus dans les forêts exploitées.

Les analyses montrent, qu'hors crise sanitaire, il y a bien une ressource potentielle dans les grumes des arbres feuillus chablis, cassés, secs, gélivés, porteurs de champignons, scolytés, … **qui sont actuellement exploités** et qui représente de l'ordre de **27.000 m^3 VTG/an** hors crise sanitaire, soit **0,2 m^3/ha/an ou encore 6 m^3/ha si on capitalise le volume sur 30 ans.**

Une autre source de BM sont les houppiers et reliquats. La contribution de ceux qui sont considérés comme des BM potentiels est du même ordre que les grumes avec **0,2 m^3/ha/an ou encore 6,5 m^3/ha si on capitalise le volume sur 30 ans.**

Donc, même avec une définition assez large de ces arbres candidats potentiels BM, les volumes concernés (VTT=VTG+VTR) restent finalement assez limités. En contexte de bon état sanitaire, le stock de bois mort ne peut être augmenté rapidement au vu de l'évolution temporelle "lente" de la production de bois mort dans l'écosystème.

A contrario, vu la faible qualité des arbres concernés, l'impact économique net (compte tenu des coûts de la charge de travail pour les identifier, les marquer, les vendre, les exploiter, les sortir du bois et les valoriser et de l'impact sur l'environnement forestier) est très limité. On peut même supposer qu'il est même économiquement positif de les laisser sur place s'ils sont isolés, assez dégradés, ...

Une large partie d'entre eux pourraient ne pas être exploités sans que cela représente une réelle perte économique pour le propriétaire. Limiter drastiquement l'exploitation de ces

arbres est donc une option d'action à retenir. L'impact sur la filière bois reste limité et il est légitime par ailleurs que le bois soit aussi mobilisé par la forêt pour restaurer sa fertilité et améliorer sa robustesse et résilience. Par ailleurs, on dispose avec les houppiers et les reliquats, qui sont considérés comme sains et très peu réservés comme bois de chauffage, d'une large réserve potentielle de BM avec un flux annuel de plus de **2,5 m^3/ha/an s'il était tous réservé comme BM.** Il y a donc de réelles opportunités d'accélérer la capitalisation de BM dans les forêts wallonnes en réservant régulièrement des houppiers à la nature.

Si on connaît grâce à ces fiches de martelages les arbres avec un potentiel BM qui sont exploités, on ne dispose pas d'informations sur ce qui est identifié et réservé comme BM ou AIB. L'IPFRW indique **une évolution récente très limitée des volumes de bois mort feuillus** passant de **3,6 m^3/ha** en 1994-2000, puis à **12,3 m^3/ha** en 2001-2008 (crise du hêtre), puis à **10,0 m^3/ha** en 2008-2015 et terminant par une légère augmentation à **14,3 m^3/ha** en 2015-2023.

Avec un augmentation moyenne annuelle de **0,2 m^3/ha/an hors crise sanitaire significative**, une mesure de limitation de l'exploitation de la grande majorité des arbres candidats BM (sauf sécurité, …) ne contribuerait finalement qu'assez peu à l'augmentation rapide des volumes de BM. Si on ajoute les houppiers considérés comme BM potentiel, on peut atteindre **0,4 m^3/ha/an hors crise sanitaire significative.**

A court terme, le **réel réservoir potentiel de volume de bois mort dépend des houppiers et reliquats non considérés comme BM** qui peuvent alimenter le flux jusqu'à plus de **2,5 m^3/ha/an**. Une première mesure efficace pourrait être donc de **réserver une partie des houppiers pour augmenter les volumes de BM.** Toutefois, ce sera du BM de faible dimension et il est nécessaire de continuer à mobiliser des BM de grosses dimensions, soit en n'exploitant que de manière exceptionnelle des TGB morts ou en réservant en AIB des TGB qui deviendront plus tard des BM. Mais ces TGB et TTGB morts ne pourront apparaître en nombre suffisant dans les peuplements que quand on aura laissé suffisamment d'arbres aller au-delà des termes d'exploitation actuellement utilisés.

Une **seconde mesure efficace est de profiter des crises climatiques (sécheresse, tempêtes, …) et sanitaires (maladies, ravageurs secondaires, …)** qui ne manqueront pas d'advenir dans le futur **pour augmenter les volumes de bois mort** et contribuer ainsi à une meilleure résilience forestière lorsque le problème n'implique pas des processus d'extension exponentielle.

Un bon exemple est celui de la crise climatique du hêtre de la fin 1999 qui a rendu les hêtres des hauts-plateaux très vulnérables à un scolyte spécifique qui ne s'attaquent qu'à des arbres dépérissants. La réaction en Wallonie a été d'intervenir pour sortir le plus d'arbres possible et le plus rapidement possible pour tenter de sauver un capital économique mais qui était déjà très dégradé. Plus de **1.250.000 m^3** (VTT) de bois de hêtres dégradés, voire très dégradés, ont ainsi été exploités entre 2000 et 2011 sur les 33.000 ha de hêtraies en forêts publiques

(Panorabois, 2024) représentant un volume de plus de **36 m³/ha en moyenne**, mais sans doute bien plus vu la concentration des problèmes sanitaires sur les hauts-plateaux ardennais.

La même logique s'applique à la situation des frênes, attaqués de manière plus ou moins importante par la chalarose avec des coupes parfois systématiques (cfr la **Figure 4.24** où on voit une augmentation importante des coupes de bois déclarés sains) qui ne permettront pas à l'espèce de promouvoir des résistances génétiques.

Il est donc nécessaire d'anticiper les réponses adaptées à des crises (y compris lors des tempêtes) pour questionner la nécessité de l'intervention systématique et d'évaluer l'opportunité de la limiter au strict nécessaire lié à la sécurité des biens et des personnes. Il est aussi nécessaire **de préparer les esprits à ce qu'une option puisse être la non-intervention** qui peut être difficile à faire accepter localement.

Les ressources de bois mort potentiel actuellement exploités sont significatives

Les résultats montrent, qu'en l'absence de crise sanitaire, une ressource potentielle existe dans des arbres dégradés (chablis, cassés, secs, etc.) qui sont actuellement martelés et exploités dans les forêts publiques :

- les **grumes dégradées** représentent environ **0,2 m³/ha/an**,
- les **houppiers et autres reliquats dégradés** représentent environ **0,2 m³/ha/an**.

Même s'ils étaient tous mobilisés, ces volumes restent à priori limités pour augmenter significativement les volumes de bois mort en Wallonie. Il faudrait plus de 20 ans pour atteindre 20 m³/ha.

Une première source significative de bois mort sont les **houppiers** qui sont actuellement quasi tous exploités et représentent un flux potentiel annuel de plus de **2,5 m³/ha/an.** Toutefois, cette source intéressante ne permettra pas de compléter la lacune très importante des arbres de très grand diamètre.

Une seconde source sont de **profiter des crises sanitaires** pour, lorsque le capital doit être considéré comme perdu et qu'il n'y a pas nécessité d'interventions pour limiter l'extension d'un ravageur (cfr la crise du hêtre de 1998), profiter de cette opportunité pour améliorer la fertilité, la productivité et la résilience de l'écosystème forestier.

Une approche anticipative, intégrant des réponses adaptées aux crises, est donc nécessaire pour gérer ces ressources. Une option pourrait être la non-intervention, à condition de bien préparer les parties prenantes à cette possibilité et que des scénarios de crise incluant la non-intervention soient clairement identifiés.

Exemples d'arbres morts martelés et exploités dans les forêts ardennaises (Saint-Hubert, Plateau des tailles, Vallée de la Semois) - - CC-by-NC (MD).

* * *

WP3 – Analyse des perceptions du bois mort

5.1 Introduction

L'enquête sociologique réalisée par Forêt.Nature dans le cadre du projet ***DeadWood4Forests*** a pour objectif d'analyser les représentations sociales des gestionnaires et propriétaires forestiers wallons vis-à-vis du bois mort et d'étudier les freins et leviers au maintien d'arbres morts en forêt.

Cette enquête comprend deux volets : qualitatif et quantitatif.

5.2 Enquête qualitative

Les entretiens ont été réalisés grâce à un guide d'entretien construit sur base de la littérature existante. Chaque entretien a duré environ 3 heures. Tous ont été anonymisés via des noms d'emprunts. Un entretien semi-directif s'apparente à une discussion à la fois guidée par les objectifs de la recherche et ouverte aux digressions éventuelles qui permettent de s'approcher des représentations spontanées des acteurs et du sens qu'ils accordent à leurs pratiques. L'enquête qualitative permet d'analyser les représentations sociales des acteurs et de proposer des pistes de solution basées sur la réalité de terrain.

5.2.1 Méthode

Les données récoltées lors des entretiens ont été analysées par théorisation ancrée. Cette méthode vise à « générer inductivement une théorisation au sujet d'un phénomène culturel, social ou psychologique, en procédant à la conceptualisation et à la mise en relation progressives et valides de données empiriques qualitatives » (Paillé, 1996, p. 184). Cette méthode comprend six opérations : codification, catégorisation, mise en relation, intégration, modélisation et théorisation (Méliani, 2013, p. 439). Il s'agit, principalement grâce aux trois premières opérations, de conceptualiser les données empiriques récoltées lors des entretiens pour établir des résultats théoriques plus généraux (Mucchielli, 1996).

5.2.2 Publics cibles

29 entretiens semi-directifs ont été réalisés entre février et mars 2024 en forêt publique et privée :

- Forêt publique : 15 agents DNF ont été tirés au sort au sein d'une liste aléatoire transmise par la Direction des Ressources Forestières
    - 2 femmes et 13 hommes
    - +/- 2/direction
    - Taux de réponse positive (TRP) : 100%
- Forêt privée : 14 propriétaires privés ont été tirés au sort au sein d'une liste aléatoire transmise par la Société Royale Forestière de Belgique
    - 4 femmes et 10 hommes
    - Répartition selon la surface forestière :

- TRP 5-25 ha : 71%
- TRP 25-100 ha : 100%
- TRP > 100 ha : 27%

5.2.3 Résultats : forêt publique

5.2.3.1 Gestion des arbres morts

Après avoir établi le profil socio-démographique des gestionnaires forestiers (âge, formation, trajectoire professionnelle, etc.), l'entretien visait à comprendre la place du bois mort dans leur gestion quotidienne. À l'instar d'une étude sociologique française réalisée sur la même thématique par Christophe Bouget et Philippe Deuffic (Deuffic & Bouget, 2010), la gestion du bois mort est d'abord décrite comme une « évidence » par les agents rencontrés. L'encodage des arbres morts lors du martelage est perçu comme « logique » et faisant partie intégrante du métier de forestier. Pourtant, force est de constater que la plupart des agents rencontrés disent ensuite ne jamais s'être réellement questionnés sur le sujet, comme indiqué dans une étude similaire réalisée par Philippe Janssen et Benoît Dodelin (Janssen & Dodelin, 2006). Ceci montre que le caractère évident d'une pratique peut empêcher les acteurs de prendre du recul sur leurs représentations de celle-ci et sur leur manière de l'appliquer à l'échelle individuelle.

5.2.3.2 Du bois mort pour la biodiversité

Les agents rencontrés reconnaissent l'importance des arbres morts pour la biodiversité mais semblent avoir une connaissance peu précise des espèces qui en dépendent. Le pic est l'espèce la plus largement citée. Cela est, en partie, dû au fait que la plupart des participants se considèrent comme des forestiers « généralistes » en charge d'une série de tâches diverses et variées qui les obligent à « faire des choix ». Quelques avantages liés à la présence d'arbres morts ont néanmoins été cités (stockage de l'eau, aide à la régénération naturelle, etc.).

5.2.3.3 Freins symboliques

<u>Distinction entre le bois mort feuillus et résineux</u>

Les perceptions du bois mort en fonction des essences sont à ce jour peu étudiées par les travaux sociologiques existants, ce qui offre un aspect novateur à notre enquête. Le bois mort feuillu est généralement perçu comme plus utile pour la biodiversité, mais aussi comme plus valorisable économiquement que le bois mort résineux, ce qui peut créer un paradoxe chez certains agents. Le maintien d'arbres morts feuillus dépend en grande partie de la sensibilité des agents et de leurs représentations de leur métier. Les gestionnaires rencontrés semblent également plus enclins à maintenir des arbres morts en gestion irrégulière et mélangée.

<u>Le « propre » et le « sale » : évolution des mentalités</u>

De la même manière que dans les travaux de Philippe Deuffic, des « jugements d'ordre esthétique » ont été largement cités par les participants (Deuffic, 2010). D'après les agents rencontrés, le bois mort était anciennement perçu comme un « déchet à nettoyer », ce qui explique que certains agents peinent à accepter un changement de mentalités en faveur du

maintien du bois mort en forêt. Les participants sont néanmoins unanimes sur le fait que les mesures de conservation en faveur du bois mort leur a permis de prendre conscience de l'importance de conserver du bois mort en forêt et de réserver des plus gros bois.

Influence de la vision économique

D'après les participants, le maintien des arbres morts en forêt dépend de l'état de décomposition du bois et de leur potentielle valeur sur le marché. La plupart des agents témoignent d'un frein économique, en particulier pour le chêne. Ce frein est aussi lié à la représentation que les agents ont de leur métier et de l'importance qu'ils accordent à la production et à la vente de bois.

Perceptions des « risques » sanitaires

Les agents rencontrés savent que le bois mort ne représente pas de risque sanitaire pour le peuplement. Ils témoignent néanmoins d'un blocage avec l'épicéa mourant et ont tendance à réaliser des coupes préventives liées à la crainte du scolyte, même s'ils savent que le maintien de quelques épicéas mourants ne donnera pas nécessairement lieu à une propagation. Certains agents perçoivent les dépérissements à petite échelle comme une « opportunité » pour atteindre leur quota d'arbres morts. Néanmoins, la majorité des agents disent préférer être « prudents ».

5.2.3.4 Freins « stationnels »

Jeunes parcelles

Les agents rencontrés témoignent d'une difficulté à atteindre les quotas d'arbres morts dans les jeunes parcelles. Beaucoup considèrent qu'il est « irréaliste » d'atteindre deux arbres morts par hectare *stricto sensu* et qu'il est préférable de répartir le nombre d'arbres morts à l'échelle de leur triage. Seul un agent a annelé des arbres pour accélérer leur processus de décomposition. Les autres participants se disent « choqués » par cette pratique, même s'ils semblent ouverts à l'idée de désigner des arbres « à mourir ».

Îlots de sénescence

Comme également décrit par Deuffic, les raisons de laisser un îlot de sénescence semblent ambiguës pour les agents rencontrés (Deuffic, 2010). Certains d'entre eux disent ne jamais s'être réellement posés la question ou considèrent qu'il y a « assez » d'arbres morts individuellement pour envisager le maintien de plusieurs arbres morts au même endroit. Le sentiment de « perte » économique est également mentionné.

5.2.3.5 Freins sociaux

Relations entre collègues

Le maintien d'arbres morts en forêt dépend de la personnalité, du vécu et de la sensibilité des agents, allant du plus « naturaliste » au plus « productiviste » (Boutefeu & Arnould, 2006). D'après les participants, la place des arbres morts est un sujet « négocié » entre collègues lors des martelages et la force de décision est laissée à l'agent de triage, même si ses collègues ne

partagent pas forcément le même point de vue. Ce résultat montre que bien que connues collectivement, les normes revêtent une « dimension cognitive », comme également indiqué par Deuffic (Deuffic, 2010). En dehors du martelage, le bois mort ne semble pas occuper une place prioritaire dans les discussions.

Relations avec les exploitants de bois de chauffage

D'après les agents rencontrés, le maintien d'arbres morts est généralement mal perçu par le grand public, en particulier par les exploitants de bois de chauffage. Selon les agents rencontrés, certains habitants considèrent que le maintien de bois mort donne l'impression que la forêt est « abandonnée » ou « mal gérée ». Les résultats du projet « Ardenne Grande Région, Écotourisme et Attractivité » (AGRETA) montrent pourtant que les visiteurs ont une forte préférence pour les forêts naturelles avec une présence de bois mort (Breyne, Abildtrup, et al., 2021).

Relations avec les exploitants

Il arrive que des arbres morts soient coupés par les exploitants pour « rendre service » à l'agent de triage mais cela ne semble pas être un problème majeur d'après les participants. Il arrive également que l'agent de triage demande à l'exploitant de couper un arbre mort qu'il considère « gênant », pour ensuite le laisser au sol.

Premières réflexions de pistes d'action

- Améliorer les connaissances et compétences techniques des agents au sujet des arbres morts via un dispositif de formations
- Informer sur les risques liés à l'absence de bois mort : une forêt sans arbre mort ne bénéficiera pas des nombreux avantages que les arbres morts représentent
- Soutenir les échanges entre agents au sujet des arbres morts via des visites de terrain ou des focus-groupes

5.2.4 Résultats : forêt privée

5.2.4.1 Connaissances des avantages du bois mort

Les propriétaires rencontrés ont une perception positive du bois mort et une connaissance « générale » de ses avantages pour la biodiversité. La plupart d'entre eux veulent en apprendre davantage et semblent ouverts à l'idée d'en laisser plus, à condition que les arguments en faveur du bois mort soient issus de personnes en qui ils ont confiance.

5.2.4.2 Freins symboliques

Sujet « non-prioritaire »

Le bois mort n'est pas un sujet prioritaire pour les propriétaires rencontrés, qui disent avoir « d'autres préoccupations ». Leur gestion quotidienne est davantage tournée vers les arbres vivants qui, selon eux, nécessitent plus d'attention.

Influence de la vision économique

Comme pour les gestionnaires publics, l'état de décomposition des arbres morts influence les propriétaires privés dans leur décision de maintenir, ou non, les arbres morts en forêt. Les propriétaires rencontrés sont généralement peu enclins à laisser un arbre mort susceptible d'être valorisé en bois de chauffage ou sur le marché. À noter que la plupart des propriétaires rencontrés disent ne pas vouloir faire de bénéfices mais uniquement « rentrer dans leurs frais ».

Distinction entre le bois mort feuillus et résineux

Les propriétaires rencontrés témoignent d'une préférence « émotionnelle » pour les essences feuillues, ce qui explique que le maintien du bois mort feuillu soit plus « accepté » que le bois mort résineux. L'explication réside également dans le fait que la plupart des propriétaires rencontrés considèrent que les arbres morts résineux sont moins « utiles » pour la biodiversité.

Une forêt esthétique

Le maintien du bois mort en forêt dépend aussi des préférences esthétiques des propriétaires et de leurs représentations de ce qu'est une « belle » forêt. Pour certains propriétaires rencontrés, les arbres morts ne sont pas « esthétiques » et peuvent « nuire à l'image de la forêt ».

Une forêt « ordonnée »

Les propriétaires rencontrés témoignent d'une impression de « désordre » liée à la présence de bois mort au sol. Une forêt avec « trop » de bois mort est généralement moins bien perçue par les propriétaires rencontrés, dont certains considèrent qu'il s'agit d'un « manque d'entretien ».

Une forêt « propre »

La plupart des propriétaires rencontrés valorisent une forêt « propre mais pas trop ». Ils considèrent qu'il est important de « nettoyer » leur forêt même si beaucoup sont conscients qu'il s'agit de considérations purement anthropiques qui n'ont « pas de sens » pour la forêt. Les propriétaires rencontrés sont attentifs à leurs propres paradoxes et disent tous « faire de leur mieux ».

Arbres morts debout VS couchés

Les propriétaires rencontrés perçoivent davantage l'intérêt du bois mort au sol, même s'ils reconnaissent aussi l'importance des arbres morts debout, en particulier pour l'avifaune (principalement le pic).

Bois mort et sécurité

Leur responsabilité étant engagée en cas d'accidents, les propriétaires rencontrés sont très stricts sur l'abattage des arbres morts en bordure de chemins.

Perceptions des « risques » sanitaires

La plupart des propriétaires rencontrés savent que les arbres morts ne représentent pas de risque sanitaire pour leur forêt. Ce point est lié aux connaissances générales des propriétaires forestiers au sujet du bois mort. Certains propriétaires témoignent d'une préférence pour les arbres morts « naturellement » plutôt qu'à cause d'une maladie (bien qu'il s'agisse d'une mort naturelle également).

5.2.4.3 Freins sociaux

Gestionnaires forestiers

Bien que les propriétaires privés aient des connaissances au sujet de la forêt et des arbres morts, il est intéressant de remarquer « l'autorité morale » que les propriétaires accordent à leurs gestionnaires, qu'ils considèrent comme des « experts ». L'entourage et le réseau informationnel (conférences, lectures, etc.) des propriétaires ont d'ailleurs une influence sur leurs perceptions à l'égard du bois mort.

Premières réflexions de pistes d'action

- Améliorer les connaissances des propriétaires au sujet des arbres morts
- Informer sur les risques liés à l'absence de bois mort
- Sensibiliser les propriétaires à l'importance des arbres morts et leurs avantages pour le bon fonctionnement de l'écosystème forestier
- Valoriser l'aspect esthétique des arbres morts
- Soutenir les échanges entre propriétaires au sujet des arbres morts et d'une « bonne » gestion (« en bon père de famille »)

5.3 Enquête quantitative

5.3.1 Publics cibles (Q1-9)

- Gestionnaires publics en Wallonie
    - 27 répondants
    - 48% 30-45 ans (+ 37% 45-65 ans)
    - 85% hommes
    - 52% niveau bachelier, 26% niveau secondaire, 22% niveau master
    - 85% plus de 100 ha
    - 52% forêt feuillue, 30% mixte, 18% résineuse
    - Marge d'erreur : 19%

- Propriétaires privés en Wallonie
    - 133 répondants
    - 91% + de 45 ans
    - 92% hommes

- 34% sans formation dans ce domaine, 31% master, 8% niveau bachelier, 5% niveau secondaire, 22% autres
- 35% 25-100 ha, 26% 5-25 ha, 17% plus de 100 ha, 11% de 2 à 5 ha, 11% de 0 à 2 ha
- 50% forêt feuillue, 29% mixte, 21% résineuse
- Marge d'erreur : 8%

5.3.2 Résultats (Q10-21)

5.3.2.1 Questions 10 à 14

Tableau 5.1. Réponses pour la question 10 du questionnaire quantitatif

Question 10 : êtes-vous d'accord avec les affirmations suivantes ? Les propositions de réponse ont été établies sur base des « valeurs socio-culturelles » notamment mobilisées par Marc Dufrêne (Breyne, Dufrêne, et al., 2021) - Valeur esthétique - Valeur de la biodiversité - Valeur de maintien de la vie - Valeur mystique/thérapeutique - Valeur récréative étendue - Valeur patrimoniale - Valeur future - Valeur économique directe - Valeur économique indirecte - Valeur relationnelle - Valeur récréative intensive - Valeur de dissuasion - Valeur de méfiance	Pourcentages « D'accord »[29] : gestionnaires publics (27 réponses)	Pourcentages « D'accord » : propriétaires privés (133 réponses)
La toute grande majorité des insectes associés à la décomposition des feuillus ne sont pas des ravageurs primaires qui s'attaquent à des arbres sains	100%	94%
Environ un quart des espèces forestières ont besoin de bois mort (principalement des insectes et des champignons)	100%	85%
Il est important de maintenir tous les stades de décomposition des arbres morts	100%	90%

[29] Résultats additionnés des réponses « d'accord » et « tout à fait d'accord »

Il est important de laisser des feuillus à l'état de bois mort	100%	82%
Le bois mort joue un rôle essentiel dans la dynamique forestière	96%	92%
Il est important de tenir compte de la diversité des arbres morts (essences, expositions, dimensions, etc.)	96%	82%
Il est crucial de laisser du bois mort au sol	96%	91%
Il est crucial de laisser du bois mort sur pied	96%	86%
J'apprécie l'aspect esthétique du bois mort en forêt	93%	64%
La présence de bois mort permet d'héberger des prédateurs et des parasites qui vont lutter contre les ravageurs qui ont un impact d'arbres sains	93%	89%
Il est important de laisser des résineux à l'état de bois mort	93%	62%
Les gros bois morts ont capitalisé de la biodiversité depuis très longtemps	92%	89%
Le bois mort laissé en forêt aujourd'hui sera bénéfique pour les générations futures	92%	84%
J'apprécie montrer les bois morts présents dans ma forêt à mon entourage	89%	48%
Les gros bois morts ont une valeur patrimoniale importante	85%	49%
Le bois mort participe à l'aspect enchanteur de la forêt	85%	63%
La présence de bois mort est un signe de bonne santé de l'écosystème forestier	78%	72%
Le bois mort crée une ambiance particulière qui m'apaise	66%	42%
La présence de bois mort augmente l'attrait touristique d'une forêt	26%	25%
Le bois mort sert à faire du bois de chauffage	22%	48%
Le bois mort sert à fournir la filière bois-énergie	22%	31%

Le bois mort m'effraie à cause des risques associés	8%	25%

Tableau 5.2. Réponses pour la question 11 du questionnaire quantitatif

Question 11 : selon vous, quels sont les risques liés à la présence de bois mort en forêt ?	Pourcentages « important »[30] : gestionnaires publics (27 réponses)	Pourcentages « important » : propriétaires privés (133 réponses)
Risques sanitaires	7%	18%
Risques pour la sécurité des usagers	44%	50%
Risques d'engager ma responsabilité civile	49%	54%
Risques de propagation d'incendie	22%	26%
Risques d'accidents durant les opérations sylvicoles	11%	31%
Difficultés de gestion/circulation durant l'exploitation	7%	26%
Il n'y a pas de risque associé	19%	15%

Tableau 5.3. Réponses pour la question 12 du questionnaire quantitatif

Question 12 : selon vous, quels sont les avantages de maintenir du bois mort en forêt ?	Pourcentages « Important »[31] : gestionnaires publics (27 réponses)	Pourcentages « Important » : propriétaires privés (133 réponses)
Le bois mort est un refuge pour la biodiversité	96%	77%
Le maintien du bois mort améliore la fertilité du sol	86%	82%
Le bois mort abrite une multitude d'auxiliaires qui luttent contre les ravageurs	85%	64%

[30] Résultats additionnés des réponses « important » et « très important »

[31] Résultats additionnés des réponses « important » et « très important »

Le bois mort participe à la résilience des forêts	74%	55%
Le maintien des branches mortes et/ou des houppiers au sol permet de limiter le tassement du sol lors de l'exploitation	70%	61%
Le bois mort maintient l'humidité donc permet de mieux gérer les sécheresses et de protéger le microclimat forestier	67%	48%
Le bois mort participe à la productivité des forêts	48%	41%
Le maintien du bois mort facilite la régénération naturelle	38%	36%
Les arbres morts ont un aspect esthétique apprécié des usagers de la forêt	22%	17%

Tableau 5.4. Réponses pour la question 13 du questionnaire quantitatif

Question 13 : que ressentez-vous en voyant un arbre mort dans votre forêt ? (choix multiples)	Gestionnaires publics (37 réponses)	Propriétaires privés (149 réponses)
Sérénité/apaisement	40%	43%
Joie	24%	5%
Tristesse	13%	25%
Peur	5%	3%
Autres : réponses spontanées (curiosité, inquiétude, etc.)	18%	24%

Tableau 5.5. Réponses pour la question 14 du questionnaire quantitatif

Question 14 : si vous prenez en compte le bois mort dans votre gestion, comment faites-vous concrètement ? (choix multiples)	Gestionnaires publics (151 réponses)	Propriétaires privés (549 réponses)
Je laisse les houppiers au sol	10%	10%
Si je vois un arbre mort sur pied, je n'y touche pas	10%	12%

Si le bois mort sur pied est proche d'un chemin fréquenté, je le coupe	16%	17%
Je rassemble les rémanents en andains après une exploitation	7%	6%
Je favorise la présence d'arbres-habitats et d'intérêt biologique	15%	15%
Je crée des îlots de sénescence incluant des arbres morts et en décomposition	7%	4%
Je laisse des parcelles en libre évolution	11%	8%
J'ai pris une assurance pour couvrir les conséquences d'un risque de chute	2%	12%
Je crée des îlots de vieillissement en retardant le terme d'exploitabilité de certains arbres	9%	5%
Je marque les arbres morts et/ou d'intérêt biologique pour pouvoir les protéger lors des exploitations	14%	8%

5.3.2.2 Question 15

Tableau 5.6. Réponses pour la question 15 du questionnaire quantitatif

Question 15 : si vous ne prenez pas en compte le bois mort dans votre gestion, quelles en sont les raisons ? (choix multiples)	Gestionnaires publics (22 réponses)	Propriétaires privés (191 réponses)
Je pense que les arbres morts nuisent à l'image de la forêt	14%	5%
Je n'ai pas assez de preuves sur l'intérêt de laisser du bois mort en forêt	9%	6%
Selon moi, le maintien du bois mort est un sacrifice économique et/ou du gaspillage	9%	5%
La présence de bois mort me donne l'impression que ma forêt est abandonnée	9%	10%
Je crains que la présence de bois mort facilite la propagation de feux de forêts	9%	7%

Je trouve que le bois mort n'est pas beau	0%	10%
La présence de bois mort me donne une impression de désordre	4%	11%
Le maintien du bois mort donne l'impression que ma forêt est sale	4%	7%
Autres	42%	39%

Gestionnaires publics :

- Autres (une réponse/affirmation) :
  - Je considère que le maintien du bois mort est une erreur de gestion
  - Mon entourage considère que le maintien du bois mort est dangereux pour mon peuplement
  - Je pense que le bois mort attire des insectes dangereux pour mes arbres vivants
  - Je n'ai pas assez de connaissances sur le sujet
  - Je ne suis pas assez formé sur le sujet
  - Je pense que les arbres morts gênent l'exploitation des arbres vivants
  - Je considère que la présence de bois mort représente des risques sanitaires trop importants pour ma forêt
  - Je trouve que la présence de bois mort rend ma forêt hostile
  - Mon entourage considère que le maintien du bois mort n'est pas utile

Propriétaires privés :

- Autres :
  - Je considère que la présence de bois mort représente des risques sanitaires trop importants pour ma forêt (12 réponses)
  - Je considère que le maintien du bois mort est une erreur de gestion (9 réponses)
  - J'ai d'autres priorités en matière de biodiversité (2 réponses)
  - Mon entourage considère que le maintien du bois mort est dangereux pour mon peuplement (2 réponses)
  - Mon entourage considère que le maintien du bois mort n'est pas utile (6 réponses)
  - Je n'ai pas de connaissances sur le sujet (11 réponses)
  - Je ne suis pas assez formé sur le sujet (10 réponses)
  - Je pense que le bois mort attire des insectes dangereux pour mes arbres vivants (8 réponses)
  - Je pense que les arbres morts gênent l'exploitation des arbres vivants (12 réponses)
  - Je trouve que la présence de bois mort rend ma forêt hostile (2 réponses)

5.3.2.3 Questions 16 à 21

Tableau 5.7. Réponses pour la question 16 du questionnaire quantitatif

Question 16 : quel(s) type(s) de bois mort maintenez-vous dans votre forêt ? (choix multiples)	Gestionnaires publics (119 réponses)	Propriétaires privés (483 réponses)
Bois mort sur pied	22%	21%
Bois mort au sol	22%	24%
Branches mortes	21%	22%
Souches préservées après exploitation	18%	21%
Houppiers	17%	12%

Tableau 5.8. Réponses pour la question 17 du questionnaire quantitatif

Question 17 : par ordre d'importance, quel est le diamètre des arbres morts sur pied que vous laissez dans votre forêt ?	Pourcentages « important »[32] : gestionnaires publics (27 réponses)	Pourcentages « important » : propriétaires privés (133 réponses)
Moins de 20 cm	41%	43%
Entre 20 et 40 cm	30%	32%
Entre 40 et 60 cm	67%	32%
Entre 60 et 80 cm	63%	30%
Plus de 80 cm	71%	27%
Je n'y fais pas attention	19%	21%

[32] Résultats additionnés des réponses « important » et « très important »

Tableau 5.9. Réponses pour la question 18 du questionnaire quantitatif

Question 18 : quelle proportion de bois mort feuillus maintenez-vous dans votre forêt par rapport aux résineux ?	Gestionnaires publics (27 réponses)	Propriétaires privés (133 réponses)
Je laisse plus de bois mort feuillus que résineux	70%	70%
Je laisse plus de bois morts résineux que feuillus	4%	7%
Je laisse autant de bois mort feuillus que résineux	26%	23%

Tableau 5.10. Réponses pour la question 19 du questionnaire quantitatif

Question 19 : appliquez-vous les mesures de conservation relatives au bois mort en forêt publique et en zone Natura 2000 ?	Gestionnaires publics (27 réponses)	Propriétaires privés (133 réponses)
Oui, parce que c'est utile	52%	35%
Oui, parce que c'est obligatoire	48%	24%
Non, je ne vois pas l'intérêt	0%	4%
Non, c'est trop contraignant	0%	7%
Non, je n'en ai pas connaissance	0%	30%

Tableau 5.11. Réponses pour la question 20 du questionnaire quantitatif

Question 20 : en moyenne, combien d'arbres morts d'au moins 40 centimètres de diamètre sur pied laissez-vous par hectare ?	Gestionnaires publics (27 réponses)	Propriétaires privés (133 réponses)
0	0%	7%
Entre 1 et 2	26%	32%
Entre 3 et 5	22%	17%
J'en laisse un maximum	30%	9%

Je ne les compte pas	22%	35%

Tableau 5.12. Réponses pour la question 21 du questionnaire quantitatif

Question 21 : de quoi auriez-vous besoin pour prendre en compte le bois mort dans votre gestion ? (choix multiples)	Gestionnaires publics (38 réponses)	Propriétaires privés (229 réponses)
J'ai besoin de plus d'informations sur les avantages/inconvénients du bois mort	18%	25%
J'ai besoin d'être informé sur les assurances prévues contre les risques de chutes d'arbres morts	21%	16%
J'ai besoin de consignes claires sur le maintien du bois mort	11%	14%
J'ai besoin d'une formation technique m'expliquant comment intégrer le bois mort dans ma gestion	13%	12%
J'ai besoin d'être rassuré sur les risques de maintenir du bois mort	0%	12%
J'ai besoin d'incitants financiers	14%	10%
Autres : réponses spontanées	23%	11%

5.4 Perspectives

- L'organisation de focus groupes permettrait de recueillir les perceptions individuelles et collectives des différentes catégories d'acteurs concernées par le maintien du bois mort en forêt (gestionnaires publics, gestionnaires privés, propriétaires publics, propriétaires privés, citoyens, exploitants, chasseurs, etc.) et d'approfondir les résultats obtenus par les entretiens semi-directifs.
- Une enquête qualitative auprès du grand public permettrait d'analyser les représentations sociales du grand public vis-à-vis du bois mort et de compléter la perception des gestionnaires forestiers publics à l'égard des citoyens.
- Une enquête sociologique de plus long terme auprès des gestionnaires forestiers publics (via la méthode d'observation participante) permettrait d'analyser davantage la perception des agents vis-à-vis du bois mort, en particulier durant le martelage, et d'ainsi compléter les résultats obtenus dans le cadre de ce projet.

- La marge d’erreur pour les gestionnaires publics, due au faible nombre de répondants en ligne pour ce public cible, ne permet pas de comparer les résultats de l’enquête quantitative des deux publics concernés. Une enquête quantitative à plus large échelle permettrait d’établir des résultats plus globaux et d’être en mesure de les comparer avec les résultats de l’enquête qualitative présentée dans ce rapport.

* * *

Exemples de communication sur l'intérêt des arbres morts (chemin des cîmes de Saascleife en Allemagne décrivant un chronoxyle, Faggeta Vetusta del Monte Cimino en Italie) et sur les risques associés à une RIF dans le Bois de Halle très fréquenté - - CC-by-NC (MD).

WP4 – Analyse coûts/Bénéfices

6.1 Introduction

Longtemps perçu comme un simple débris forestier, le bois mort se révèle aujourd'hui comme une composante indispensable des écosystèmes forestiers. En effet, il joue un rôle crucial dans le maintien de la biodiversité et des processus écologiques essentiels.

Le bois en décomposition, une ressource précieuse pour la biodiversité saproxylique, est fourni non seulement par les arbres morts, mais aussi par les dendromicrohabitats portés par les arbres-habitats vivants ou morts debout. Parmi les 52 dendromicrohabitats (DMH) décrits à ce jour (Bütler et al., 2024) associés aux arbres-habitats, environ 60% des types sont saproxyliques, c'est-à-dire comportent du bois en décomposition. Cela signifie que les arbres-habitats, qu'ils soient vivants ou morts, jouent un rôle clé dans le cycle du bois mort.

Au-delà de ses bienfaits écologiques, le bois en décomposition génère également des avantages économiques, notamment au travers du maintien de la fertilité des sols et donc au maintien d'un certain niveau de production de bois et de produits forestiers non ligneux.

Cependant, la conservation de bois mort et d'arbres-habitats en forêt gérée pose des défis significatifs. Outre les préoccupations liées à la sécurité des opérateurs forestiers et des promeneurs, aux risques d'incendie, à la présence de bioagresseurs et aux aspects esthétiques, un obstacle majeur réside dans le manque à gagner financier. En effet, laisser en forêt des moyens et gros bois et des arbres-habitats pour augmenter le stock de bois en décomposition prive à court terme les gestionnaires des revenus potentiels issus de leur vente. Une analyse objective s'avère donc essentielle pour évaluer de manière équilibrée les coûts et les bénéfices de cette pratique.

Cette partie s'inscrit dans la continuité de travaux précédents :

- « WP1 : synthèse scientifique » qui détaille notamment des impacts du bois en décomposition dans l'écosystème forestier, reprenant ainsi les bénéfices associés au bois en décomposition et traite également des risques identifiés dans la littérature.
- « WP2 : synthèse des normes et statistiques » qui analyse les données et normes en vigueur en Wallonie et dans les pays voisins.
- « WP3 : analyse des perceptions du bois mort » qui analyse les représentations sociales des gestionnaires et propriétaires forestiers wallons vis-à-vis du bois mort et étudie en détail les freins et leviers au maintien d'arbres morts en forêt.

6.2 Bénéfices

Le bois en décomposition joue un rôle important dans les écosystèmes forestiers en fournissant divers bénéfices aux êtres humains. Ces bénéfices, autrefois appelés « services écosystémiques », sont depuis 2010 désignés par l'IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) sous le terme de « Nature's Contributions to People (NCP) », autrement dit, contributions de la nature aux sociétés et au bien-être humain

(Díaz et al., 2018). Cette nouvelle terminologie reflète une approche plus holistique des contributions de la nature au bien-être humain, en incluant à la fois les aspects matériels (comme les ressources naturelles) et immatériels (comme le bien-être psychologique et social), tout en s'éloignant d'une vision purement utilitariste et monétarisée des services rendus par la nature.

Le 18ème NCP est défini comme « la capacité des écosystèmes, des habitats, des espèces ou des génotypes à maintenir leur potentiel afin de soutenir une bonne qualité de vie ». Cela fait référence à la capacité des systèmes naturels à préserver leur fonctionnalité à long terme, permettant de continuer à fournir des bénéfices écologiques, économiques et sociaux, tout en garantissant leur résilience face aux changements. Le maintien du bois en décomposition dans nos forêts contribue à cet objectif, en favorisant la diversité des espèces, le maintien des processus écologiques (tels que la décomposition, la fertilité des sols, la pollinisation et le cycle des nutriments), ainsi que la résilience des écosystèmes face aux perturbations.

Les services rendus par le bois en décomposition se retrouvent dans les catégories suivantes du Millennium Ecosystem Assessment, 2005: (i) services de soutien, (ii) services de régulation, (iii) services d'approvisionnement et (iv) services culturels.

Les services de soutien participent au bon fonctionnement des écosystèmes (et sont donc souvent repris par les autres classes de services). Les services d'approvisionnement nous apportent toutes sortes de matériaux primaires, les services de régulation représentent l'effet sur les événements terrestres (climat, maladies, inondations, etc.), et finalement, les derniers comprennent les bénéfices récréatifs, esthétiques, spirituels et patrimoniaux procurés à l'humanité.

En Wallonie, les services de soutien ne sont pas repris en tant que catégorie distincte, car ils ne procurent pas de bénéfices directs, bien qu'ils contribuent à la réalisation de ces derniers (*La typologie wallonne des services écosystémiques-Les services écosystémiques en Wallonie*, 2024).

Ainsi, bien que le concept de NCP soit désormais largement adopté par l'IPBES, ce document conserve l'usage des services écosystémiques afin de rester cohérent avec les travaux antérieurs et la typologie régionale.

6.2.1 Services de soutien

6.2.1.1 Support pour la biodiversité saproxylique

Le bois en décomposition offre des habitats essentiels pour certains oiseaux, chauves-souris, petits mammifères, insectes, champignons et autres invertébrés, servant de sites de nidification, de repos et de ressources alimentaires, ainsi que d'ancrage dans le cas de bois immergé.

Les espèces saproxyliques ont été définies par Speight (1989) comme celles qui dépendent du bois mort ou moribond à un moment de leur cycle de vie. Alexander (2008) puis Stokland et al., ont élargi le concept en 2012 en ajoutant les espèces dépendantes des blessures et plus

globalement du matériau ligneux en cours de décomposition, incluant ainsi les espèces vivant dans les écorces en décomposition, les coulées de sèves et les exsudats de résine. Représentant l'un des groupes les plus diversifiés des écosystèmes forestiers (environ 25% des espèces vivants dans les forêts, sol non compris), les saproxyliques jouent un rôle crucial dans la biodiversité de ces milieux. Parmi les espèces de coléoptères saproxyliques, 17.9% sont menacées en Europe (European Commission, 2018).

Points clés (WP1)
> Environ 25 % des espèces forestières dépendent du bois en décomposition, au moins pendant une partie de leur cycle de vie.
> La corrélation entre la richesse spécifique en espèces saproxyliques et le volume de bois mort est significative.
> En contexte tempéré, c'est particulièrement la diversité des types de bois mort qui est cruciale au maintien de communautés saproxyliques fonctionnelles.
> Chaque type de bois mort a son importance en termes de biodiversité.
> Les gros arbres, morts ou vivants, sont particulièrement favorables à l'accueil de la biodiversité.

6.2.1.2 Recyclage de la matière organique et source de nutriments

Le bois mort, en se décomposant, libère progressivement des nutriments essentiels dans le sol. Ce processus est assuré par la communauté de décomposeurs.

Points clés (WP1)
> Le bois mort constitue un réservoir d'éléments nutritifs et de carbone.
> Pendant la décomposition, le carbone du bois est en partie relâché sous forme de CO_2 et en partie incorporé au sol. En parallèle, le contenu en nutriments, par rapport au volume de bois, évolue.
> Le bois mort très décomposé permet une formation de matière organique stable.
> Les organismes décomposeurs rendent les éléments minéraux stockés dans le bois assimilable pour les végétaux.
> Au fur et à mesure de la décomposition, des quantités croissantes d'azote, de phosphore, de calcium, de sodium, de potassium et de magnésium sont relarguées par le bois mort dans le sol.
> Au fur et à mesure de la décomposition, l'activité biochimique des microorganismes du sol augmente.
> Des flux importants de nutriments ont lieu au sein du bois mort et entre celui-ci et le sol.
> Le bois mort des feuillus a globalement un effet plus favorable sur le sol que celui des conifères.
> Le changement climatique pourrait accélérer les flux de carbone du bois mort.
> Les récoltes de rémanents entraînent de très fortes exportations d'éléments minéraux (+30 % à +240 %), impactant la fertilité des sols forestiers. Elles s'accompagnent également d'une exportation de cette ressource pour les espèces saproxyliques qui en dépendent.

6.2.1.3 Support à la régénération naturelle

Le bois mort, lorsqu'il est dans un état de décomposition avancée, fournit des conditions d'humidité adéquates pour la survie des plantules.

Points clés (WP1)
> La probabilité de colonisation et l'abondance en semis poussant sur une pièce de bois en décomposition augmentent avec le diamètre et le stade de décomposition de cette pièce.
> Le bois mort très décomposé (stades 4 et 5) est un substrat aussi efficace que le sol pour la régénération de certaines essences.
> Le bois en décomposition n'est pas toujours préféré au sol en tant que substrat pour la régénération.
> Certaines études indiquent tout de même que les plantes préférant le bois mort pour s'établir sont plutôt des espèces des premiers stades de succession écologique ou aux graines petites et inférieures à 1 mg.
> Les bois en décomposition au sol et les souches sont préférés pour la régénération naturelle de l'épicéa commun et ce, d'autant plus que le diamètre du tronc est important. Les champignons mycorhiziens et ceux responsables de la pourriture blanche y facilitent l'installation des semis.

6.2.2 Services de production

6.2.2.1 Production de bois

La conservation du bois mort est essentielle pour assurer la disponibilité des nutriments, cruciale à la production de biomasse. Cela s'explique non seulement par la libération de nutriments au cours de la décomposition, mais aussi par l'accroissement de la matière organique dans l'horizon organo-minéral. Cette matière organique améliore ensuite la capacité d'échange cationique, renforçant ainsi la capacité de stockage des nutriments. En cas de retrait des résidus d'exploitation, une analyse de 80 articles (Ranius et al., 2018) révèle que l'impact sur la production est : négatif dans 31 % des cas, positif dans 6 % des cas, nul dans 66 % des cas.

6.2.2.2 Plantes et champignons sauvages terrestres comestibles

Quelques espèces de champignons comestibles décomposent le bois, tels que, *Polyporus squamosus, Fistulina hepatica, Laetiporus sulphureus, Grifola frondosa et Lentinula edodes, Pleurotus ostreatus* . D'autres champignons décomposeurs de bois sont consommés pour leurs bienfaits. Par exemple, *Pleurotus ostreatus* aide à diminuer le cholestérol (Bobek et al., 1991) et contribue à la dégradation des polluants (Da Luz et al., 2013), tandis que *Laricifomes officinalis* contient des composés renforçant les défenses immunitaires (Girometta, 2019).

6.2.3 Services de régulation

6.2.3.1 Protection contre l'érosion

Le bois en décomposition limite l'érosion des sols en assurant la stabilité des pentes grâce aux souches, troncs couchés qui retiennent le sol lors de fortes précipitations (Lachat et al., 2019). A un état de décomposition plus avancé, la matière organique permet également une amélioration de la structure du sol.

Le bois mort, qu'il soit debout ou couché, agit comme un obstacle naturel, créant des zones d'amortissement qui réduisent le risque de chute de blocs dans les zones de fortes pentes. Plusieurs études, dont celles de Ringenbach et al. (2022), ont mis en lumière le rôle du bois mort en tant qu'amortisseur naturel et barrière physique. Ces travaux montrent que le bois mort peut ralentir la vitesse des blocs en mouvement et diminuer leur énergie d'impact, contribuant ainsi à la stabilisation des pentes et à la protection des infrastructures en aval.

6.2.3.2 Régulation du climat par la séquestration de carbone

Le bois en décomposition, par son stockage du carbone, joue un rôle crucial dans l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre. Dans les forêts mondiales, une proportion importante du carbone forestier se trouve dans le sol, 44% selon Pan et al. (2011). Progressivement décomposé par les organismes saproxyliques, le bois mort contribue à enrichir le stock de carbone des sols forestiers. L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) indique que le bois mort représente environ 10 % des stocks de carbone forestiers totaux, bien que les proportions varient selon les écosystèmes (FAO, 2010).

Le carbone emmagasiné dans le bois mort d'une forêt représente l'un des cinq réservoirs de carbone définis par la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques.

La quantité de carbone stockée dans le bois mort est influencée par divers facteurs tels que l'espèce d'arbre, la taille et le diamètre du bois, son état de décomposition, les conditions climatiques, le régime de perturbations, les pratiques sylvicoles et l'écosystème forestier.

Points clés WP1
> Le bois en décomposition par son stockage du carbone, joue un rôle crucial dans l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre
> Pendant la décomposition, le carbone du bois est détruit : il est en partie relâché sous forme de CO_2 et en partie incorporé au sol.
> Le changement climatique pourrait accélérer les flux de carbone du bois en décomposition.

6.2.3.3 Régulation du microclimat

Le bois en décomposition au sol, sous sa forme avancée de décomposition, procure des conditions microclimatiques humides, d'ailleurs intéressantes pour de nombreux organismes (amphibiens, campagnols et musaraignes, escargots, …) et pour la strate herbacée. Le bois en décomposition retient également une grande quantité d'eau au cours de son processus de décomposition (Błońska et al., 2018).

6.2.3.4 Pollinisation

Selon la revue de la littérature de Falk (2021) au Royaume-Uni, un grand nombre d'insectes saproxyliques agissent en tant que pollinisateurs, bien que leur contribution soit généralement limitée par rapport à d'autres espèces pollinisatrices.

6.2.3.5 Contrôle biologique

En abritant une variété d'insectes, le bois en décomposition soutient les populations de prédateurs naturels des ravageurs. La fin des épidémies de scolytes nécessite des habitats adéquats en bois mort pour favoriser la croissance des populations de leurs prédateurs et parasitoïdes, qui sont également des espèces saproxyliques (Stokland et al., 2012).

Points clés WP1
> Très peu d'études abordent les effets de la quantité de bois en décomposition sur l'abondance d'invertébrés saproxyliques prédateurs et parasitoïdes.

6.2.4 Services culturels

6.2.4.1 Récréation et patrimoine naturel

Dans une étude sur l'écotourisme en Ardennes (Breyne, Abildtrup, et al., 2021), plus de la moitié des personnes interrogées ont indiqué que le caractère pittoresque était la principale raison de leur visite dans un parc naturel, suivie de la notoriété du site. En ce qui concerne la présence de bois mort, 80% préfèrent la présence de bois mort à son absence.

6.2.4.2 Éducation et recherche

Les forêts riches en bois mort et en arbres-habitats constituent des sites potentiels d'étude essentiels pour la recherche scientifique, visant à approfondir les connaissances sur l'impact du bois en décomposition en forêt, notamment en termes de biodiversité et de services écosystémiques. La rareté de ces sites en Wallonie accentue l'importance de mener des études spécifiques sur les effets du maintien du bois mort dans les conditions locales wallonnes.

En Wallonie, le projet Chronoxyle vise à mettre en lumière la beauté des arbres morts et d'intérêt biologique de manière à améliorer la perception du public et à encourager leur préservation dans les forêts wallonnes (*Chronoxyle*, s. d.).

6.2.5 Autres services favorisés par l'absence de collecte du bois mort

6.2.5.1 Limitation du tassement du sol

Dans le cas d'extraction et utilisation d'engins lourds suite à des grands dépérissements, le fait de maintenir le bois mort sans déplacer des engins lourds pour leur extraction permet de limiter le tassement des sols, préjudiciable pour les services que fournissent les sols forestiers dans la production forestière (microfaune et recyclage des nutriments, rétention en eau etc.).

6.2.5.2 Barrière naturelle à la faune sauvage

Le bois en décomposition au sol agit comme une protection contre l'abroutissement par le gibier, formant une barrière physique qui complique l'accès aux jeunes plants.

Points clés WP1
> Laisser un enchevêtrement de bois en décomposition au sol, notamment les houppiers d'arbres morts récemment, peut empêcher efficacement l'accès au semis pour les ongulés sauvages.
> Cet enchevêtrement constitue aussi un habitat favorable à certains micromammifères.

6.2.5.3 Éviter les ventes à pertes

Dans certains cas, les frais engagés pour l'exploitation de l'arbre dépérissant ou récemment mort dépassent les revenus générés, entraînant des ventes à perte. Ces ventes à perte se produisent généralement pour des arbres de faible qualité, souvent en raison de défauts (notamment des DMH), qui réduisent leur valeur marchande. Combinées à des conditions d'exploitation complexes, ces ventes sont susceptibles d'être à perte. Un examen détaillé de cette situation est présenté en section 6.3.4.2.

6.2.6 Estimation économique des services écosystémiques

Une étude récente de Stößel (2020) a établi la valeur économique totale (VET) des services écosystémiques, fournis par la forêt bavaroise de Ebrach, en Allemagne centrale soulignant ainsi les contributions de cette forêt à la société. Cette forêt a une superficie de 16 500 ha en hêtraie et forêt mixte de hêtres. Elle se base sur un modèle de transfert des bénéfices à partir de plus de 20 études d'estimation économique des services écosystémiques appliquée au site d'intérêt de la forêt d'Ebrach et sur la norme ISO 14008 relative à l'évaluation des impacts et aspects environnementaux.

Le **Tableau 6.1** montre les résultats obtenus pour l'ensemble des services écosystémiques fournis par la forêt d'Ebrach. Le service de production de bois ne représente que 32 % de la valeur économique totale (VET) de la forêt. Ainsi, la conservation des arbres, notamment des arbres morts, est essentielle pour préserver les autres services écosystémiques fournis par la forêt, qui représentent 68 % de la VET, bien que les arbres destinés à la production contribuent également à ces services. En outre, le bois en décomposition soutient indirectement la production de bois en maintenant la fertilité du sol.

Tableau 6.1. Services écosystémiques fournis par la forêt d'Ebrach et mise en perspective avec les services écosystémiques auxquels participent le bois en décomposition d'après Stößel (2020).

	Bénéfices [€/ha]	%	Contribution du bois en décomposition
Production de bois	408	32	Production de bois
Protection de l'eau	132	10	Protection contre l'érosion
Protection du climat	214	17	Régulation du climat global par la séquestration de carbone Régulation du microclimat
Biodiversité	529	41	Support pour la biodiversité

6.3 Analyse économique : manque à gagner

Un des principaux freins dans la gestion forestière est le **manque à gagner** à court terme lié aux pratiques en faveur du bois en décomposition. Le **bois en décomposition** provient à la fois du bois mort et des arbres-habitats — arbres, morts ou vivants, porteurs de **dendromicrohabitats** (DMH). Cette section a pour objectif de quantifier ce manque à gagner afin de mieux comprendre les impacts économiques des pratiques de conservation.

Le manque à gagner est évalué à deux échelles :

- **À l'échelle de la surface**, pour évaluer la conversion de surfaces productives en surfaces non productives laissées en libre évolution, où l'intervention humaine est restreinte.
- **À l'échelle de l'arbre**, pour estimer la perte financière liée au maintien des arbres-habitats qui auraient pu être exploités.

Cette méthodologie permet de mesurer le compromis économique auquel les gestionnaires forestiers sont confrontés lorsqu'ils intègrent des mesures de conservation tout en cherchant à préserver la biodiversité forestière.

6.3.1 Définitions

Les **frais d'exploitation** correspondent aux dépenses liées aux opérations de bûcheronnage et de débardage.

Les **frais de plantations et de protection** correspondent à l'achat des plants et à la protection contre le gibier et les travaux de plantation.

Les **frais de soins au peuplement** regroupent les coûts associés aux opérations d'entretien forestier, tels que l'élagage, le détourage et le nettoiement.

Les **frais de gestion** concernent les interventions spécialisées comme le marquage des arbres, et les démarches administratives nécessaires à la gestion des parcelles (frais d'expert par exemple).

Le **revenu** représente le montant perçu par les propriétaires lors de la vente du bois à un marchand.

Un autre concept clé est celui de la **jouissance du fonds**, qui désigne l'avantage que procure la capacité d'un sol forestier à produire du bois de façon continue, permettant ainsi une exploitation durable des ressources forestières.

Enfin, les **conditions d'exploitation** jouent un rôle crucial dans la facilité avec laquelle les travaux forestiers peuvent être menés. Elles sont divisées en quatre catégories principales, déterminées par le **tableau 6.2**.

- **Exploitation aisée (verte)** : une pente faible à modérée et un bon drainage, ce qui rend les opérations forestières relativement simples à réaliser.

- **Exploitation restreinte (jaune)** : la pente devient plus marquée ou le drainage moins favorable, introduisant des difficultés techniques qui ralentissent ou compliquent l'exploitation.
- **Exploitation complexe (orange)** : une pente raide et/ou un drainage inadéquat rendent les opérations complexes à mettre en œuvre nécessitant un débardage par voie aérienne (par câble).
- **Exploitation quasi-impossible (rouge)** : enfin, cette catégorie regroupe les conditions extrêmes, où la combinaison de pentes très fortes ou d'un drainage très défavorable rend l'exploitation forestière pratiquement impossible.

Tableau 6.2. Classes de conditions d'exploitation en fonction de la pente et du drainage et surface occupée par chaque classe en considérant l'ensemble de la forêt wallonne. Source : à partir de DNF – H.Lecomte en 2014 pour M. Dufrêne.

<table>
<tr><td rowspan="2">Classes de pente</td><td colspan="5">Classe de drainage</td></tr>
<tr><td>a-b</td><td>c-d</td><td>h-i</td><td>e-f-g</td><td>v</td></tr>
<tr><td><5°</td><td colspan="2" rowspan="3">Exploitation aisée

~333 100 ha</td><td rowspan="3">Exploitation restreinte

~113 300 ha</td><td rowspan="4">Exploitation complexe

~19 000 ha</td><td rowspan="5">Exploitation quasi-impossible

~11 700 ha</td></tr>
<tr><td>5°-14°</td></tr>
<tr><td>15°-19°</td></tr>
<tr><td>20°-24°</td><td colspan="2">Exploitation restreinte</td></tr>
<tr><td>25°-29°</td><td colspan="3">Exploitation complexe</td></tr>
<tr><td>30° et +</td><td colspan="4">Exploitation quasi-impossible</td></tr>
</table>

6.3.2 Données d'entrée

6.3.2.1 Mercuriales de prix

Le prix de vente des bois est **moyenné sur les 10 dernières années** (2014-2023), à partir des données des mercuriales des prix. Pour les épicéas, les années 2018, 2019 et 2020 sont supprimées de la moyenne pour éviter les années d'épidémie de scolytes. Les prix sont actualisés annuellement pour prendre en compte l'inflation jusqu'à 2024 à partir des données Statbel (base 2013).

Les mercuriales de prix affichent le coût du bois pour diverses essences et types de valorisation. Ce prix est exprimé en €/m³, à l'exception de la trituration, qui est indiquée en €/tonne.

Les prix des mercuriales sont classés en quatre catégories de qualité : sciage, industrielle, chauffage et trituration, selon les principes exposés ci-dessous et résumés dans le **tableau 6.3**.

- Les bois qualifiés « de qualité » sont repris dans qualité sciage, tandis que la mention « industrie » est associée à la classe de qualité industrielle.

- La classe industrie n'existe pas pour le chêne d'Amérique, l'érable et le merisier qui sont valorisés en bois de chauffage s'ils ne sont pas de qualité sciage.
- La valeur du bois industriel pour les résineux est estimée à 80 % de celle du bois de sciage.
- Le prix du bois de chauffage des essences feuillues est fixé en fonction de leur pouvoir calorifique : haut, moyen, ou faible, avec des prix respectifs à la fourchette haute, moyenne, ou basse.
- Le prix du bois de chauffage des résineux est fixé à 0 car ils ne sont pas valorisés en bois de chauffage.
- Pour la classe trituration, le prix étant exprimé en €/tonne il est ensuite transformé en €/m³ à partir de la densité du bois vert par la formule suivante :

$$Prix\ [\frac{€}{m^3}] = \frac{prix\ [\frac{€}{tonne}]}{1000}\ x\ densité\ [\frac{kg}{m^3}]$$

Tableau 6.3. Méthodologie d'exploitation des données des mercuriales de prix en quatre classes de qualité : sciage, industrie, chauffage et trituration.

	Sciage	Industrie	Chauffage	Trituration	Densité kg/m^3 - bois vert[33]
Chêne	Moyenne du prix « chêne de qualité »	Moyenne du prix « chêne industriel »	Fourchette haute du prix bois de chauffage	Moyenne du prix trituration feuillus	1000
Chêne d'Amérique	Moyenne du prix « chênes d'Amérique »	/	Fourchette haute du prix bois de chauffage		1000 hypothèse similaire au Chêne
Hêtre	Moyenne du prix « hêtre de qualité »	Moyenne du prix « hêtre industriel »	Fourchette haute du prix bois de chauffage		980
Frêne	Moyenne du prix « frêne de qualité »	Moyenne du prix « frêne industriel »	Moyenne du prix bois de chauffage		950
Peuplier	Moyenne du prix « peupliers élagués »	Moyenne du prix « peupliers non élagués »	Fourchette basse du prix bois de chauffage		950
Érable	Moyenne du prix « Érables »	/	Moyenne du prix bois de chauffage		930
Merisier	Moyenne du prix « Merisiers »	/	Moyenne du prix bois de chauffage		920 hypothèse similaire au Cerisier
Épicéa	Moyenne du prix « épicéas sains, toutes régions »	80% de la moyenne du prix sciage	0	Moyenne du prix trituration résineux	750 hypothèse similaire au Douglas
Douglas	Moyenne du prix « Douglas »				750
Mélèze	Moyenne du prix « Mélèze »				810
Pin sylvestre	Moyenne du prix « pin sylvestre »				820
Pin de Corse	Moyenne du prix « pin de Corse »				820 hypothèse similaire au Pin sylvestre

[33] Wallonie, E. (2021). *Les bûches* [PDF]. Energie Wallonie. https://energie.wallonie.be/servlet/Repository/les-buches.pdf?IDR=26419

6.3.2.2 Frais de gestion

Les frais de gestion englobent l'ensemble des dépenses nécessaires à la gestion du peuplement. Ils comprennent le martelage, le marquage de bois particuliers (bois mort, Arbres d'intérêt Biologique (AIB) ou Arbres-Habitats (AH), zones de cloisonnement). Ils incluent également la réalisation d'un Plan de gestion pour assurer une gestion durable de la forêt, le suivi des exploitations et des travaux, la rédaction des devis pour estimer les coûts des opérations, ainsi que l'organisation des ventes de bois.

Les frais de gestion sont approchés par les prix pratiqués par les experts forestiers, de l'ordre de 18 à 25€/ha/an (source : TER-Consult). La moyenne de 21.5€/ha/an est utilisée dans les calculs.

S'ajoutent aux frais de gestion les frais de marquage, approximés à 2% de la valeur du bois (source : TER-Consult).

6.3.2.3 Frais de plantation, protection et soins aux peuplements

Les frais de plantation incluent les coûts associés à la préparation du terrain, à l'achat des plants et à la main-d'œuvre. Les frais de protection concernent le matériel destiné à prévenir l'abroutissement. Les frais liés aux soins des peuplements englobent les dépenses pour l'entretien des arbres, telles que le dégagement, l'élagage et le nettoyage.

Ces trois types de frais sont regroupés sous une valeur moyenne, calculée à partir des données des 10 dernières années et des estimations pour les 10 prochaines années de la plupart des plans d'aménagement forestiers en propriétés communales et CPAS (source : DNF). Les frais sont exprimés en €/ha/an.

6.3.2.4 Frais d'exploitation

Les frais d'exploitation reprennent les frais de bûcheronnage et de débardage à la coupe de l'arbre qui sont dépendant du niveau de contrainte du milieu. Le **tableau 6.4** reprend les prix pratiqués en 2024.

Il est important de noter que la catégorie d'exploitation complexe concerne principalement des travaux nécessitant le débardage aérien par câble, dont la quantification moyenne est difficile à établir. En effet, les coûts varient selon plusieurs facteurs, notamment la pente, l'humidité du sol, la direction du débardage par rapport à la pente, les variations de celle-ci et l'accessibilité.

Quant à la classe d'exploitation quasi-impossible, elle n'est pas analysée, car elle dépend de caractéristiques particulières et spécifiques, rendant toute tentative de moyenne inapplicable. Dans ce cas, l'exploitation est considérée rentable uniquement pour des sujets exceptionnels.

Tableau 6.4. Frais d'exploitation pratiqués pour des éclaircies selon différents milieux. *le prix donné est à titre indicatif car il est fortement influencé par des facteurs tels que la pente, l'humidité du sol, la direction de débardage des bois par rapport à la pente, les variations de pente et l'accessibilité. Source : TER-Consult.

Classe d'exploitation	Prix moyen en éclaircie
Exploitation aisée	8,5 €/m^3
Exploitation restreinte	15,5 €/m^3
Exploitation complexe	50 €/m^3 *
Exploitation quasi-impossible	Non applicable

6.3.2.5 Productivité

La productivité est prise en compte dans les calculs du manque à gagner, car elle influence la perte de croissance future. Elle provient du Fichier Écologique des Essences[34], qui fournit une fourchette de valeurs (**Tableau 6.5**). La fourchette basse est associée à une productivité « faible », la fourchette haute est classée comme productivité « élevée » et la moyenne est considérée comme une productivité « moyenne ».

Tableau 6.5. Table de productivité des essences. *données pour le peuplier noir car les valeurs du peuplier tremble sont non documentées en Wallonie, ** valeur associée à l'érable sycomore. Source : fichier écologique des essences.

Essence	Productivité faible [m^3/ha/an]	Productivité moyenne [m^3/ha/an]	Productivité élevée [m^3/ha/an]
Chêne	3	5	7
Chêne d'Amérique	8	9	10
Hêtre	4	7	10
Frêne	5	6.5	8
Peuplier*	7	11	15
Érable**	5	6.5	8
Merisier	5	7	9
Épicéa	10	15	20

[34] Petit, S., Claessens, H., Vincke, C., Ponette, Q., & Marchal, D. (2017). Le Fichier écologique des essences, version 2.0. *Forêt. Nature*, (143). https://www.fichierecologique.be/#!/.

Douglas	15	20	25
Mélèze	9	10.5	12
Pin sylvestre	3	5.5	8

6.3.2.6 Surface occupée par arbre-habitat à l'âge adulte

La surface occupée par un arbre adulte pouvant être désigné comme arbre-habitat est prise en compte, car son maintien entraîne une perte de jouissance du fonds. Cette surface correspond à la projection du houppier sur le sol. Pour les feuillus, la surface occupée est estimée à 80 m² (à l'exception du merisier), tandis que pour les résineux, elle est estimée à 50 m² (**Tableau 6.6**).

Tableau 6.6. Surface occupée par un arbre-habitat à l'âge adulte.

Surface estimée	Essences concernées
80 m^2	Chêne, Chêne d'Amérique, Hêtre, Frêne, Peuplier, Érable
50 m^2	Épicéa, Merisier, Douglas, Mélèze, Pin sylvestre

6.3.3 Le manque à gagner à l'échelle de la surface en libre évolution

Cette section concerne le manque à gagner associé au changement d'affectation de surfaces productives à des surfaces non productives. Le manque à gagner à l'échelle de la surface (MAGs) représente le revenu non perçu en raison du maintien de surfaces forestières en libre évolution et l'arrêt de l'exploitation. Il est calculé à l'échelle du peuplement.

6.3.3.1 Formule

Le manque à gagner à l'échelle de la surface à court terme est estimé en tenant compte du volume de bois **non récolté chaque année**, déterminé par la productivité annuelle de la forêt.

La productivité (P), exprimée en m^3/ha/an, correspond à la quantité de bois que la forêt produit chaque année par hectare. Elle varie selon l'essence des arbres et la productivité de la station. La valeur du volume de bois produit annuellement correspond au revenu moyen (R).

Certains frais sont évités lorsque qu'une surface est en libre évolution, notamment les frais d'exploitation (FE), de gestion (FG), de soins au peuplement (FS), ainsi que ceux liés à la plantation et à la protection (FP). Il convient de préciser que les FP supposent une plantation systématique, ce qui les rend non pertinents pour la régénération naturelle. Toutefois, aucune donnée spécifique n'est disponible pour les seules plantations. L'écart entre les coûts de

plantation, de protection et ceux liés à la régénération naturelle est jugé négligeable vis-à-vis du manque à gagner, permettant ainsi cette approximation.

Le calcul est pondéré par le facteur de proportion (f), qui représente la part de chaque essence dans les peuplements mélangés.

Ainsi, la formule complète permet d'estimer la perte financière liée à la non-exploitation des surfaces forestières, en prenant en compte non seulement la valeur du bois produit annuellement, mais aussi les coûts évités.

Le calcul du manque à gagner est régi par la formule suivante :

$$MAGs = \big((R\,[\,essence] - FE[conditions]\,) * P[essence, fertilité] * f\big) - FG - FS - FP$$

- *$MAGs$: manque à gagner lié aux surfaces en libre évolution [€/ha/an]*
- *R: Revenu moyen de la vente [€/m³], qui dépend de l'essence*
- *FE : Frais d'Exploitation [€/m³], qui dépendent des conditions d'exploitation*
- *P : Productivité [m³/ha/an], qui dépend de l'essence et de la fertilité de la station*
- *f : Facteur de proportion par essence dans le peuplement*
- *FS : Frais de Soins au peuplement [€/ha/an]*
- *FG : Frais de Gestion [€/ha/an]*
- *FP : Frais de Plantation et de Protection [€/ha/an].*

Le revenu dans le cas d'une surface en libre évolution est calculé sur la base de la moyenne des prix des mercuriales sur les des dix dernières années (voir section 6.3.2.1), moyenné pour toutes les classes de qualité. Le revenu moyen par type de peuplement est repris en **Tableau 6.7**.

Le MAGs lié à la conversion d'une surface productive en une surface non productive est donc calculé pour plusieurs combinaisons de cas de figure :

- Exploitation aisée, restreinte ou complexe (3 cas)
- Productivité faible, moyenne ou élevée (3 cas)
- Type de peuplement (14 cas)

Tableau 6.7. Revenus moyens par type de peuplement sur les dix dernières années, quelle que soit la classe de qualité.

Peuplement	Revenu moyen
Chênaie	83 €/m^3
Chênaie d'Amérique	49 €/m^3
Hêtraie	38 €/m^3
Frênaie	42 €/m^3
Peupleraie	23 €/m^3
Érablière	30 €/m^3
Meriseraie	26 €/m^3
Pessière	32 €/m^3
Mélèzière	25 €/m^3
Pinède sylvestre	18 €/m^3
Pinède Corse	18 €/m^3
Douglaseraie	34 €/m^3
Hêtraie-chênaie	60 €/m^3
Pessière-douglaseraie	26 €/m^3

6.3.3.2 Résultats

Le MAGs lié à la conversion d'une surface productive en une surface non productive selon plusieurs cas de figure est présenté en **Tableau 6.8**. Les résultats montrent qu'en conditions d'exploitation complexes, le manque à gagner est supérieur à zéro uniquement dans le cas des chênaies suggérant que la mise en place de surfaces en libre évolution dans ces conditions constitue un manque à gagner négligeable à l'échelle du peuplement. En revanche, dans des conditions d'exploitation aisées, le MAGs est positif dans la plupart des peuplements.

Tableau 6.8. Pertes financières annuelles pour une surface d'un hectare liées à la conversion d'une surface productive à une surface non productive (surface en libre évolution).

Conditions d'exploitation	**Aisées**			**Restreintes**			**Complexes**		
Productivité	**faible**	**moyenne**	**élevée**	**faible**	**moyenne**	**élevée**	**faible**	**moyenne**	**élevée**
Chênaie	155 €	300 €	445 €	134 €	265 €	396 €	30 €	93 €	155 €
Chênaie d'Amérique	156 €	183 €	210 €	100 €	120 €	140 €	<0	<0	<0
Hêtraie	51 €	137 €	223 €	23 €	88 €	153 €	<0	<0	<0
Frênaie	101 €	150 €	198 €	66 €	104 €	142 €	<0	<0	<0
Peupleraie	32 €	87 €	141 €	<0	10 €	36 €	<0	<0	<0
Érablière	4 €	24 €	44 €	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Meriseraie	<0	12 €	33 €	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Pessière	84 €	157 €	230 €	14 €	52 €	90 €	<0	<0	<0
Mélèzière	87 €	137 €	187 €	<0	<0	12 €	<0	<0	<0
Pinède sylvestre	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0

Pinède Corse	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Douglaseraie	99 €	139 €	180 €	29 €	52 €	75 €	<0	<0	<0
Hêtraie-chênaie	103 €	219 €	334 €	79 €	177 €	274 €	<0	<0	<0
Pessière-douglaseraie	91 €	148 €	205 €	21 €	52 €	83 €	<0	<0	<0

6.3.4 Le manque à gagner à l'échelle de l'arbre

Le manque à gagner à l'échelle de l'arbre (MAGa) à court terme lié au maintien d'un arbre-habitat représente la perte économique due à l'absence d'exploitation d'un arbre-habitat, qu'il soit vivant ou mort.

Dans le cas où l'arbre est mort, sa prise en compte est réalisée uniquement s'il est en état de décomposition peu avancé (stades 1 et 2). Dans le cas contraire, le MAGa est considéré comme négligeable.

6.3.4.1 Formule

Le MAGa se calcule en prenant en compte deux aspects principaux :

- D'une part, la perte directe qui prend en compte le revenu (R) qui aurait été perçu si l'arbre avait été exploité. Certains frais sont épargnés, comme les frais d'exploitation (FE), ils sont donc soustraits du MAG.
- D'autre part, pour **un arbre vivant**, s'ajoute la perte de jouissance du fonds (PJF), qui correspond à la valeur perdue en raison de l'occupation de l'espace par l'arbre, empêchant la régénération ou développement d'arbres voisins. Cette perte de jouissance est calculée par arbre et par an, en tenant compte de l'essence de l'arbre, de l'accès au site et de la fertilité du sol. Lorsqu'un arbre est sélectionné en arbre-habitat et qu'il est mort, la perte de PJF est considérée comme négligeable. En combinant ces deux éléments, la formule permet d'estimer le manque à gagner global lié au maintien d'un arbre non exploité.

Le manque à gagner dû au maintien d'un arbre se calcule comme suit :

$$MAGa = R\,[essence, dimensions, qualité] - FE\,[conditions] + PJF[conditions, essence, fertilité]$$

Avec :

- *MAGa : Manque à gagner lié au maintien d'un arbre [€ + €/an]*
- *R : Revenu de la vente [€/m³]*
- *FE : Frais d'Exploitation [€/m³]*
- *PJF : Perte de jouissance du fonds [€/an], dépendante des conditions d'exploitation, de l'essence et de la fertilité de la station*

Le **revenu** est d'abord calculé par la valeur de l'arbre **au moment de sa désignation** à partir des prix moyens des bois sur pied sur les 10 dernières années[35], en tenant compte des différentes classes de qualité des essences : qualité sciage, industrie, chauffage et enfin trituration.

La **perte de jouissance du fonds** est déterminée en fonction de la superficie occupée par l'arbre maintenu, selon la projection de son houppier (voir section 6.3.2.6). L'estimation de la

[35] Fédération Nationale des Experts Forestiers A.S.B.L. (2024). *Prix moyens des bois sur pied (Prix m³ en Euros) printemps 2024*.

PJF se base sur la perte calculée selon la section 6.3.3 qui calcule le manque à gagner à l'échelle de la surface, ramenée à l'arbre, c'est-à-dire :

$$PJF = \frac{MAGs\ [essence] * A\ [essence]}{10\ 000\ (1\ ha)}$$

Avec :

- *PJF = perte de Perte de jouissance du fonds[€/an]*
- *MAGs = manque à gagner à l'échelle de la surface [€/ha/an]*
- *A = surface moyenne occupée par un arbre [m²]*

6.3.4.2 Résultats

La PJF annuelle associée au maintien d'un AH est reprise en **Tableau 6.9**.

Tableau 6.9. Perte de jouissance du fonds (PJF) associée au maintien d'un arbre-habitat.

Conditions d'exploitation	Aisée			Restreinte			Complexe		
Productivité	**faible**	**moyen-ne**	**élevée**	**faible**	**moyen-ne**	**élevée**	**faible**	**moyen-ne**	**élevée**
Chêne	1.2 €	2.4 €	3.6 €	1.1 €	2.1 €	3.2 €	0.2 €	0.7 €	1.2 €
Chêne d'Amérique	1.2 €	1.5 €	1.7 €	0.8 €	1.0 €	1.1 €	<0	<0	<0
Hêtre	0.4 €	1.1 €	1.8 €	0.2 €	0.7 €	1.2 €	<0	<0	<0
Frêne	0.8 €	1.2 €	1.6 €	0.5 €	0.8 €	1.1 €	<0	<0	<0
Peuplier	0.3 €	0.7 €	1.1 €	<0	0.1 €	0.3 €	<0	<0	<0
Érable	0.0 €	0.2 €	0.4 €	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Merisier	0.0 €	0.1 €	0.3 €	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Épicéa	0.4 €	0.8 €	1.2 €	0.1 €	0.3 €	0.5 €	<0	<0	<0
Douglas	0.4 €	0.7 €	0.9 €	<0	<0	0.1 €	<0	<0	<0
Mélèze	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0
Pin sylvestre	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0

Pin de Corse	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0

La manque à gagner est dépendant d'une série de caractéristiques de l'arbre qui sont : les conditions d'exploitation, l'essence, les dimensions et la qualité. Un outil Excel a été créé pour pouvoir moduler le cas dans lequel on se trouve. L'interface permet d'encoder des données préalables qui sont :

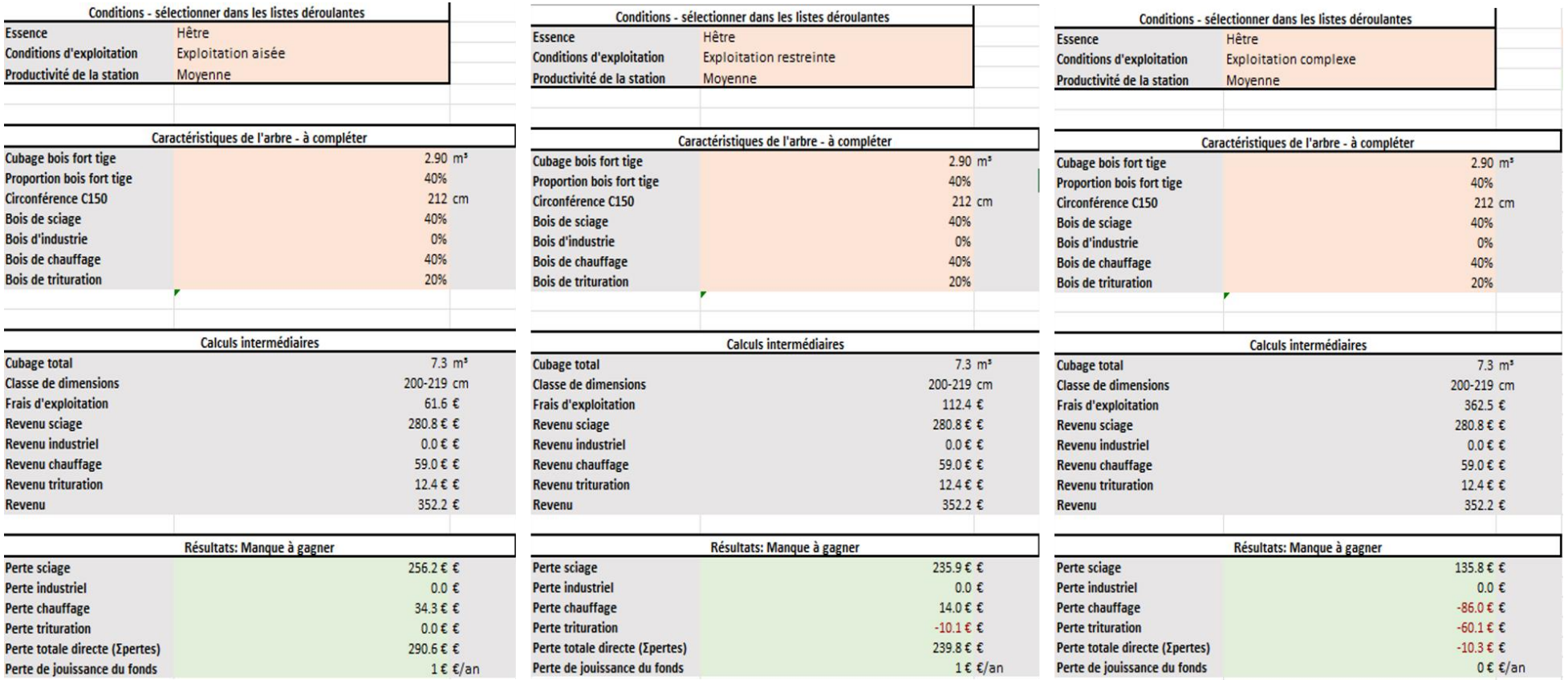
- L'essence à sélectionner parmi la liste : chêne, chêne d'Amérique, hêtre, frêne, peuplier, érable, merisier, épicéa, mélèze, pin sylvestre, pin de corse, douglas.
- Les conditions d'exploitation à sélectionner parmi la liste : aisée, moyenne, complexe
- La productivité de la station à sélectionner parmi la liste : faible, moyenne, élevée
- Le cubage du bois fort tige
- La circonférence mesurée à 1m50
- La répartition bois de sciage, d'industrie, de chauffage et de trituration

Les calculs intermédiaires permettent d'évaluer le cubage total, la classe de dimension, les frais d'exploitation, la perte de jouissance du fonds, le revenu en fonction de la classe de qualité et le revenu total net.

Enfin, les résultats indiquant le manque à gagner se traduisent par la perte du bénéfice direct [€], à laquelle s'ajoute une perte de jouissance du fonds, calculée annuellement.

La **Figure 5.1** montre un exemple pour un hêtre de qualité sciage dans différentes conditions d'exploitation et en station de productivité moyenne. Les frais d'exploitation augmentant avec la difficulté d'exploitation, l'analyse montre que la perte associée au maintien des résidus de trituration est nulle en conditions d'exploitation aisée, tandis qu'en conditions restreintes et complexes, la valorisation en trituration est déficitaire. En conditions complexes, la valorisation en bois de chauffage est également déficitaire.

La **Figure 5.2** montre un exemple pour un frêne de qualité industriel dans différentes conditions d'exploitation et en station de productivité élevée. Pour le frêne, la valorisation en trituration apparait comme déficitaire, quel que soient les conditions. La perte totale en conditions aisées s'élève à 93€ auxquels s'ajoutent annuellement une perte de jouissance du fonds de 2€/an.



Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Hêtre
Conditions d'exploitation	Exploitation aisée
Productivité de la station	Moyenne

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	2.90	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	212	cm
Bois de sciage	40%	
Bois d'industrie	0%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	7.3	m³
Classe de dimensions	200-219	cm
Frais d'exploitation	61.6	€
Revenu sciage	280.8 €	€
Revenu industriel	0.0 €	€
Revenu chauffage	59.0 €	€
Revenu trituration	12.4 €	€
Revenu	352.2	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	256.2 €	€
Perte industriel	0.0	€
Perte chauffage	34.3 €	€
Perte trituration	0.0 €	€
Perte totale directe (Σpertes)	290.6 €	€
Perte de jouissance du fonds	1 €	€/an

Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Hêtre
Conditions d'exploitation	Exploitation restreinte
Productivité de la station	Moyenne

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	2.90	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	212	cm
Bois de sciage	40%	
Bois d'industrie	0%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	7.3	m³
Classe de dimensions	200-219	cm
Frais d'exploitation	112.4	€
Revenu sciage	280.8 €	€
Revenu industriel	0.0 €	€
Revenu chauffage	59.0 €	€
Revenu trituration	12.4 €	€
Revenu	352.2	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	235.9 €	€
Perte industriel	0.0	€
Perte chauffage	14.0 €	€
Perte trituration	-10.1 €	€
Perte totale directe (Σpertes)	239.8 €	€
Perte de jouissance du fonds	1 €	€/an

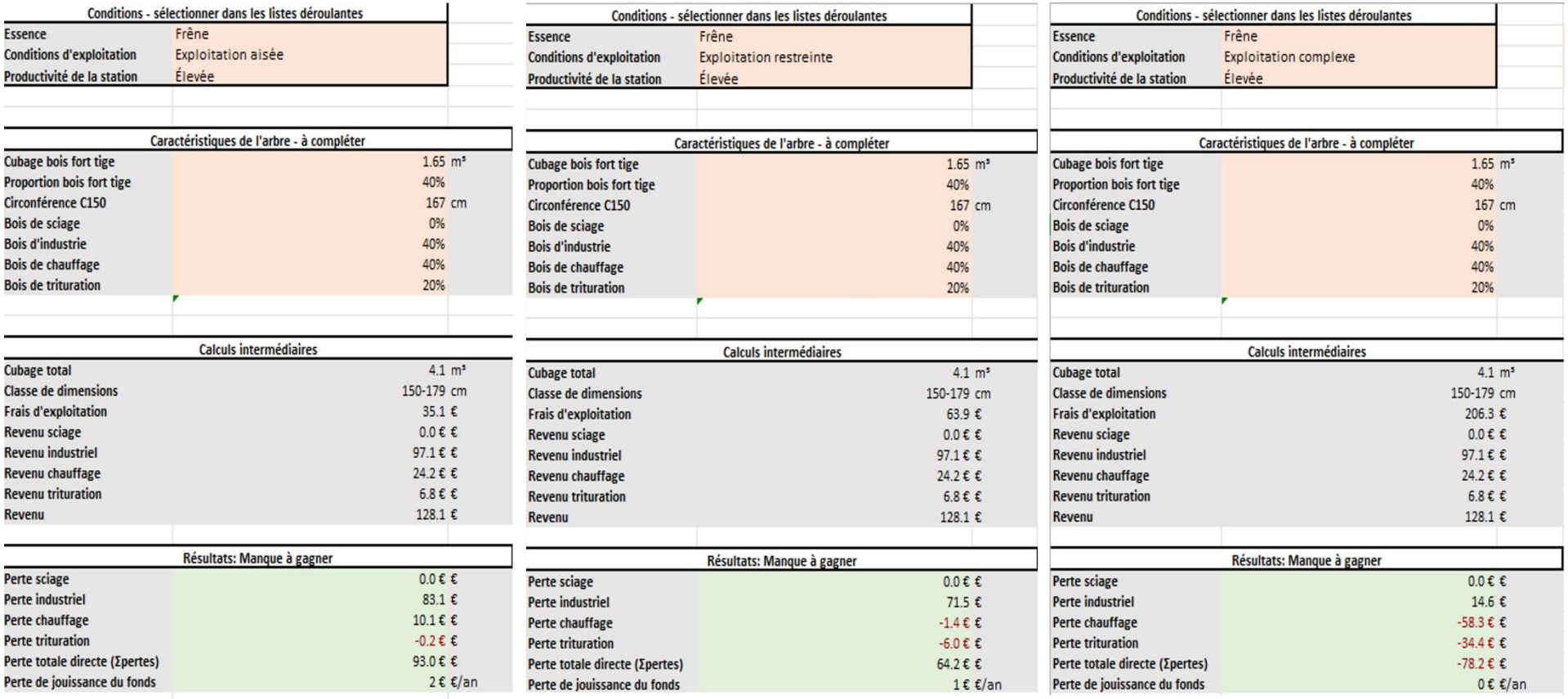
Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Hêtre
Conditions d'exploitation	Exploitation complexe
Productivité de la station	Moyenne

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	2.90	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	212	cm
Bois de sciage	40%	
Bois d'industrie	0%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	7.3	m³
Classe de dimensions	200-219	cm
Frais d'exploitation	362.5	€
Revenu sciage	280.8 €	€
Revenu industriel	0.0 €	€
Revenu chauffage	59.0 €	€
Revenu trituration	12.4 €	€
Revenu	352.2	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	135.8 €	€
Perte industriel	0.0	€
Perte chauffage	-86.0 €	€
Perte trituration	-60.1 €	€
Perte totale directe (Σpertes)	-10.3 €	€
Perte de jouissance du fonds	0 €	€/an

Figure 5.1. Exemple pour un hêtre de bonne qualité, en station de productivité moyenne et en conditions d'exploitation variables.



Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Frêne
Conditions d'exploitation	Exploitation aisée
Productivité de la station	Élevée

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	1.65	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	167	cm
Bois de sciage	0%	
Bois d'industrie	40%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	4.1	m³
Classe de dimensions	150-179	cm
Frais d'exploitation	35.1	€
Revenu sciage	0.0	€ €
Revenu industriel	97.1	€ €
Revenu chauffage	24.2	€ €
Revenu trituration	6.8	€ €
Revenu	128.1	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	0.0	€ €
Perte industriel	83.1	€
Perte chauffage	10.1	€ €
Perte trituration	-0.2	€ €
Perte totale directe (Σpertes)	93.0	€ €
Perte de jouissance du fonds	2	€ €/an

Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Frêne
Conditions d'exploitation	Exploitation restreinte
Productivité de la station	Élevée

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	1.65	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	167	cm
Bois de sciage	0%	
Bois d'industrie	40%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	4.1	m³
Classe de dimensions	150-179	cm
Frais d'exploitation	63.9	€
Revenu sciage	0.0	€ €
Revenu industriel	97.1	€ €
Revenu chauffage	24.2	€ €
Revenu trituration	6.8	€ €
Revenu	128.1	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	0.0	€ €
Perte industriel	71.5	€
Perte chauffage	-1.4	€ €
Perte trituration	-6.0	€ €
Perte totale directe (Σpertes)	64.2	€ €
Perte de jouissance du fonds	1	€ €/an

Conditions - sélectionner dans les listes déroulantes	
Essence	Frêne
Conditions d'exploitation	Exploitation complexe
Productivité de la station	Élevée

Caractéristiques de l'arbre - à compléter		
Cubage bois fort tige	1.65	m³
Proportion bois fort tige	40%	
Circonférence C150	167	cm
Bois de sciage	0%	
Bois d'industrie	40%	
Bois de chauffage	40%	
Bois de trituration	20%	

Calculs intermédiaires		
Cubage total	4.1	m³
Classe de dimensions	150-179	cm
Frais d'exploitation	206.3	€
Revenu sciage	0.0	€ €
Revenu industriel	97.1	€ €
Revenu chauffage	24.2	€ €
Revenu trituration	6.8	€ €
Revenu	128.1	€

Résultats: Manque à gagner		
Perte sciage	0.0	€ €
Perte industriel	14.6	€
Perte chauffage	-58.3	€ €
Perte trituration	-34.4	€ €
Perte totale directe (Σpertes)	-78.2	€ €
Perte de jouissance du fonds	0	€ €/an

Figure 5.2. Exemple pour un frêne de moyenne qualité, en station de productivité élevée et conditions d'exploitation variables.

6.4 Conclusion

Le bois mort et les arbres-habitats, autrefois perçus comme de simples déchets forestiers, sont désormais reconnus pour leur rôle essentiel dans le maintien des écosystèmes forestiers et de la biodiversité. Leur préservation permet de soutenir non seulement des processus écologiques cruciaux tels que la régénération naturelle, la séquestration de carbone et la protection contre l'érosion, mais aussi la résilience des forêts face aux changements climatiques et autres perturbations. Cependant, les enjeux économiques liés à la gestion du bois mort en forêt ne peuvent être ignorés. Ce rapport montre que, bien que le manque à gagner puisse être significatif à court terme dans certains cas, cet investissement peut s'avérer très rentable à long terme, en particulier dans les forêts actuellement pauvres en bois mort et en arbres-habitats. En effet, les nombreux services écosystémiques fournis par ces éléments naturels, bien que difficiles à chiffrer en termes monétaires, apportent des bénéfices considérables.

L'usage d'outils de calculs, comme ceux présentés dans ce rapport, offre une première base d'analyse, mais l'acquisition de données économiques plus détaillées reste un enjeu crucial pour affiner ces résultats et améliorer la prise de décision.

* * *

Bois mort dans le Parc national Hunsrück-Hochwald (11-2024) - CC-by-NC (MD).

WP5 – Quelle stratégie pour développer les arbres-habitats et les volumes de bois mort dans les forêts de Wallonie ?

7.1 Synthèse des caractéristiques biologiques et écologiques du bois mort dans les écosystèmes forestiers

7.1.1 Une accumulation extraordinaire de biomasse

Parmi les différents écosystèmes terrestres, les écosystèmes forestiers se caractérisent par plusieurs éléments clés comme l'accumulation de biomasse vivante (BV) et de nécromasse ligneuse ou bois mort (BM), ainsi que le développement de processus intenses de décomposition de la matière organique ligneuse.

Leur capacité d'accumulation est potentiellement sans limite puisque la biomasse morte est incorporée dans le sol et peut s'accumuler sans pour autant mettre en péril la biomasse vivante. Dans les réserves forestières de **hêtraies et chênaies des forêts némorales européennes**, on a observé ainsi il y a 20 ans une **moyenne** de plus de **500 m³/ha de BV** et plus de **130 m³/ha de BM** avec un **rapport BM/BV de 24%** (Hahn & Christensen, 2004). Les volumes peuvent encore être beaucoup plus importants, dans les zones protégées non exploitées dépassant parfois les 550 m³/ha de BM !

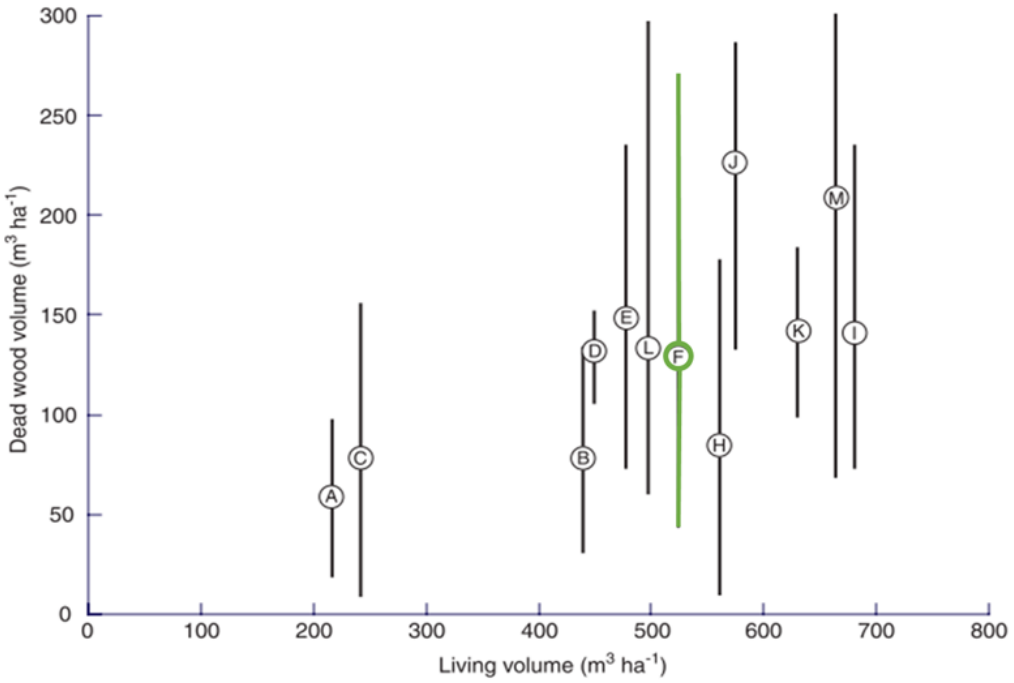


Figure 7.1. Relation entre le volume de BV et le volume de BM par type de forêts. Pour établir cette relation, Hahn & Christensen (2004) ont étudié des réserves forestières avec une protection stricte depuis au moins 50 ans, à l'exception zones de basse altitude d'Europe centrale où ces réserves sont

trop rares. Les forêts wallonnes appartiennent à la catégorie F avec une moyenne de 525 m^3/ha de BV et 128 m^3/ha de BM. A : Nord boréal (pins et épicéas), B : Sud boréal (épicéas), C : Sud boréal (pins), D : Boréo-némoral (mixtes), E : Baltique némoral (chênes et hêtres), F : Atlantique némoral (chênes et hêtres), G : Atlantique némoral (Angleterre), H : Europe centrale (mixtes), I : Submontagnard Bohème (mixtes), J : Submontagnard Carpathes (mixtes), K : Submontagnard Carpathes (hêtres), L : Submontagnard (Alpes), M : Submontagnard Slovénie (hêtres-sapins) (Hahn & Christensen, 2004).

C'est parce qu'elles ont cette capacité d'accumulation extraordinaire que les forêts jouent un rôle fondamental pour les cycles biogéochimiques du carbone, de l'eau et des nutriments lorsqu'on les laisse accumuler de la biomasse et de la nécromasse.

7.1.2 Une biodiversité associée aux processus de décomposition étonnante

Pour gérer cette accumulation de matières organiques, les forêts se caractérisent par des pans entiers de biodiversité forestière spécifiquement dédiés aux processus de décomposition et au recyclage des multiples formes que peut prendre la matière organique tout au long du cycle du carbone.

Une grande partie de la diversité biologique forestière profite de la variété des compartiments écologiques qui vont des profondeurs de la litière à la canopée en passant par la diversité de la structure des écorces, la présence de crevasses, de fentes, de cavités, de branches mortes, … Plus les arbres deviennent matures, plus ils deviennent des supports intéressants pour la biodiversité pour assurer la fonctionnalité biologique et écologique de la forêt. Et lorsqu'ils meurent, ils deviennent le support d'une succession d'escouades d'arthropodes, de champignons, … qui vont restituer à la litière les matériaux que l'arbre avait puisé dans le sol et dans l'air.

Environ 25% des espèces forestières dépendent du bois en décomposition, au moins pendant une partie de leur cycle de vie et plus les volumes de bois mort sont importants et diversifiés, plus la diversité biologique associée est importante. Les gros arbres, morts ou vivants, sont particulièrement favorables à l'accueil de la biodiversité car ils portent pour la plupart des structures appelées **dendromicrohabitats (DMH)** dont une grande partie (environ 60 %) contient du bois en décomposition.

7.1.3 Une diversité de contributions de la nature pour les hommes

Les forêts assurent une grande diversité de services qui contribuent à améliorer le bien-être humain. À côté de la production de bois, elles jouent un rôle fondamental dans les processus de régulation du climat et des évènements extrêmes associés, d'amélioration des flux et de la qualité de l'eau, de la qualité de l'air, … et dans les relations des hommes à la nature avec le développement des activités de loisirs et de tourisme, l'impact sur la santé physique et mentale, …

En ce qui concerne le stockage de carbone, le bois mort est un compartiment relativement limité avec par exemple en Allemagne : 4.2 tonnes/ha par rapport à 108 tonnes/ha pour la biomasse vivante = 4%. Il a toutefois une durée de vie significativement plus longue par

rapport à des produits dérivés du bois comme le bois énergie, le papier, les emballages, … dont la durée de vie ne dépasse pas 2 ans[36].

On rappellera aussi qu'en terme de pollution de l'air, utiliser du bois de chauffage n'est pas sans conséquences[37] : le **chauffage au bois est responsable de plus d'un tiers de la pollution aux particules fines**. La combustion du bois en foyer ouvert (cheminée ouverte) ou dans des équipements anciens (avant 2000) est à éviter.

7.1.4 Un rôle essentiel pour améliorer la productivité forestière

Les WP1 et WP4 ont montré qu'au sein des écosystèmes forestiers, les arbres morts, ou ceux laissés à la nature pour devenir un jour des arbres morts, jouent un rôle essentiel dans la réalisation d'un grand nombre de services écosystémiques. Entre autres, ils permettent de restituer au sol les éléments nutritifs qui y ont été exploités par les arbres, et la biodiversité associée décompose et rend accessibles et assimilables les éléments minéraux stockés dans le bois.

Souvent vu comme « un manque à gagner », laisser les rémanents et du bois mort de plus grosse dimension en forêt contribue en fait à maintenir et restaurer de manière significative la fertilité de la station forestière et la production de bois, améliore les conditions des formes d'humus pour qu'elles soient plus favorables à la régénération naturelle, peut contribuer à limiter l'impact des ongulés sauvages sur cette régénération ou sur l'érosion des sols pour stabiliser les pentes.

7.2 Statistiques et normes : le bilan wallon est largement défavorable

7.2.1 Les indicateurs associés au bois mort confirment le retard en Wallonie

Depuis longtemps, les forêts wallonnes se caractérisent par un déficit important en bois mort et arbres-habitats (cfr WP2).

Les derniers chiffres wallons dérivés de l'IPRFW mobilisés pour le projet ***DeadWood4Forests*** montrent que :

- les volumes de BM qui étaient de l'ordre de **4 m³/ha en 1994-2000** ont plus que doublé pour atteindre plus de **12 m³/ha en 2015-2023**, soit une augmentation de **0,3 à 0,4 m³/ha/an**,
- les volumes de BM sont plus importants en feuillus (**14,3 m³/ha**) qu'en résineux (**9,8 m³/ha**) pour la période 2015-2023,

[36] Cfr valeurs du rapport du GIEC 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2019) dans https://mem-envi.ulb.be/wp-content/uploads/2023/03/WOHLFROM-Perrine_6525867_assignsubmission_file_MFE_WOHLFROM_21-22.pdf

[37] Rapport ADEME en France : https://www.drieat.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/le-chauffage-au-bois-un-fort-impact-sur-la-qualite-a3791.html
CANOPEA : https://www.canopea.be/captaction/chauffage-bois/

- les volumes de BM feuillus sont plus importants en forêts privées (**17,2 m³/ha**) qu'en forêts publiques (**11,8 m³/ha**).

Les données disponibles dans l'État de l'Environnement wallon[38] mobilisant des données de 2010 montraient que :

- **78% des placettes en forêts** ne contiennent pas de TTGB (dbh>100 cm),
- le nombre d'arbre mort est de **0,65 arbre/ha** dans les forêts publiques.

Les régions voisines à la Wallonie montrent des chiffres bien supérieurs dans leurs forêts de production.

Au Grand-Duché de Luxembourg d'abord, le volume de bois mort était de près de **20 m³/ha** il y a déjà 20 ans et bien qu'on ne dispose pas d'inventaires récents, les statistiques sanitaires montrent un doublement, voire plus, des stocks de bois mort. En France, le volume est aussi de l'ordre de plus de **20 m³/ha** en moyenne.

Enfin, l'exemple de l'Allemagne, qui vient de publier un bilan pour 2022, est inspirant. Dans les 3 lands voisins (Sarre, Rhénanie-Palatinat, Rhénanie-du-Nord-Westphalie), où les forêts feuillues et résineuses sont similaires aux nôtres et la filière bois est bien développée, les volumes de bois mort qui étaient déjà de plus de **20 m³/ha en 2012** sont en augmentation significative pour atteindre entre **33 et 38 m³/ha en 2022**, soit une augmentation de **1 m³/ha/an**.

7.2.2 Des normes wallonnes concernant le bois mort beaucoup trop limitées et non mises en œuvre

Comme expliqué dans le WP2, les premières normes existent depuis assez longtemps dans la gestion forestière publique. En **1997** déjà, la **Circulaire 2619 relative aux aménagements forestiers** prévoyait des mesures spécifiques en faveur de la conservation de la nature comme la conservation de **5 à 10 « gros » AM/10 ha** et de conserver aussi **10 « vieux » arbres/10 ha** si possible[39].

La **Circulaire Biodiversité** de 2006 en complément des aménagements forestiers pour la gestion des forêts soumises reprenait un objectif de **2 AM/ha** et de **2 AIB/ha** obtenu en réservant **0.5 AIB/ha/rotation**[40].

Le Code Forestier, les mesures générales Natura 2000 et le financement PDR se sont basés sur cette référence mais la **mesure sur les AIB est amputée de la moitié de l'objectif en forêt publique de la Circulaire de 1997 des aménagements forestiers** et **des trois quarts de l'objectif de la Circulaire Biodiversité** en supprimant simplement le « /rotation » associé en principe à la mesure (voir le point **4.2.5.1 Normes légale en Wallonie**).

[38] https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH%203.html
[39] « gros » et « vieux » ne sont pas définis.
[40] 40 cm de Ø ou 125 cm de ©.

Mesures biodiversité forestière	Circulaire des Aménagement forestiers (1997)	Circulaire biodiversité (2005)	Code Forestier (2008)	Natura 2000 (2008)	Mesure PDR 224 (2007-2013)	Mesure PDR 224 (2014-…)
Arbres morts	1 à 2 AM/ha	2 AM/ha*	2 AM/ha	2 AM/ha*	2 AM/ha*	2 AM/ha*
Arbres d'intérêt biologique	1 TGB/ha	0.5 AIB/ha/rotation => 2 AIB/ha	0.5 AIB/ha	0.5 AIB/ha	0.5 AIB/ha/rotation => 2 AIB/ha	0.5 AIB/ha
Ilot de conservation	-	3%	3%	3%	3%	3%

Tableau 7.1. Évolution des mesures concernant les arbres morts (AM) et les arbres d'intérêt biologique (AIB) depuis 1997. (*) : dans les zones centrales forestières ou les UG forestières prioritaires, tous les AM doivent être réservés.

Pour les AM, cela fait 20 ans que l'objectif n'a pas bougé et son application a juste été étendue aux propriétés communales avec le Code forestier et aux propriétés privées en site Natura 2000. Pour les **AIB par contre, la mesure a perdu tout son intérêt** par la suppression du «/rotation» dans les dernières versions du Code forestier et des mesures Natura 2000.

Le fait de prendre en compte comme justificatif le nombre d'AM et d'AIB et de devoir les identifier sur le terrain a **un effet doublement négatif** :

- la société paye pour **une compensation pour un effet sur les enjeux de biodiversité limité** et
- **cela laisse à penser que ces normes minimalistes sont suffisantes** et qu'en ayant fait cet « effort », le propriétaire et le gestionnaire ont « largement » dépassé les objectifs de bonne gestion forestière.

Par comparaison, les normes pour le bois mort dans les pays et régions voisins (voir WP2) sont entre **1 AM/ha** (France-ONF), **4 AM/ha** (Grand-Duché de Luxembourg), **20-25 m³ de BM/ha** (Suisse), **40 m³ de BM/ha** (forêts domaniales de Sarre) voire **tous les AM** (FSC France), soit des valeurs **du double au triple** des seuils wallons, hors ONF.

Pour les arbres d'intérêt biologique, les normes sont entre **2 AIB/ha** (France-ONF), **4 AIB/ha** (Grand-Duché de Luxembourg), **3 à 5 AIB/ha** (Suisse), **10 AIB/ha** (forêts domaniales de Sarre, FSC Allemagne) soit **au minimum 4 fois (ONF) à 20 fois (Sarre) plus** que le seuil wallon dans les forêts soumises au Code forestier et les sites Natura 2000 !

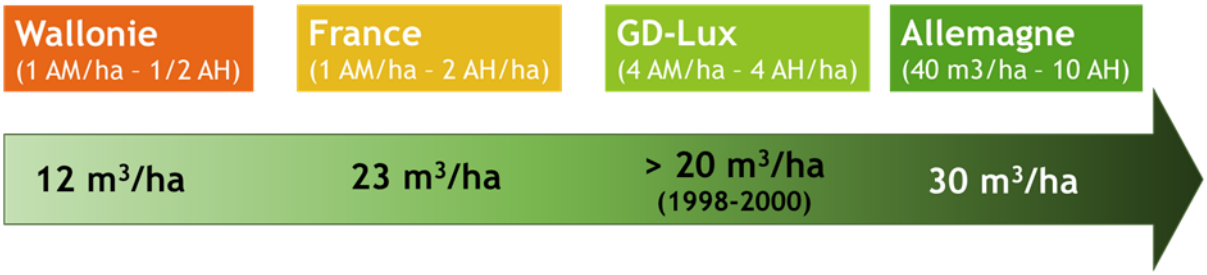


Figure 7.2. Mise en parallèle des normes et des volumes de bois mort en Wallonie et les régions voisines.

Comme le montre la **Figure 7.2**, il y a une relation assez étroite entre les normes mises en pratique depuis 20 ou 30 ans et l'effet qu'elles ont pu avoir sur les volumes de bois mort au cours du temps. Les augmentations sont en effet régulières et plus les normes sont élevées, plus il y a de bois mort.

7.2.3 Un potentiel de bois mort martelé non négligeable

L'analyse des statistiques de martelage du DNF développée dans le WP2, montre que plus de **84 millions d'arbres** représentant **40,5 millions de m^3** ont été martelés depuis 30 ans (1993-2022), soit de l'ordre de **1,35 millions de m^3/an** (25% feuillus et 75% résineux) pour les forêts publiques. À ces volumes de grumes s'ajoutent les volumes des reliquats, c'est-à-dire des houppiers et autres rémanents, qui représentent globalement ¼ des volumes totaux martelés en feuillus et en chênes et même 1/3 des volumes totaux martelés en hêtre. Il y a donc environ **115.000 m^3 de reliquats et trois fois plus de volumes de grumes de feuillus martelés par an.**

Plus de **17% des volumes de grumes de feuillus** et **10% des volumes de grumes de résineux** exploités relèvent de la catégorie d'un **usage potentiel alternatif de bois mort**[41]. Cela représente pour les feuillus potentiellement un volume de **12 m^3/ha** cumulé sur 30 ans soit **0.4 m^3/ha/an.** C'est un volume relativement faible malgré la prise en compte des volumes exploités lors des **crises sanitaires du hêtre et dans une moindre mesure du frêne qui représentent la moitié du volume de bois mort potentiel (voir section 4.3.5)**. Pour les reliquats (dont la majeure partie est destinée au bois de chauffage), il y a **proportionnellement plus de bois considéré comme « potentiel BM » (25% au lieu de 17%)** que dans les grumes.

Si tous les reliquats étaient réservés pour devenir du bois mort, **on aurait atteint un capital potentiel de près de 80 m^3/ha sur 30 ans** (sans tenir compte de la durée de vie des bois morts)**,** soit de l'ordre **de 2,63 m^3/ha/an** ce qui représente un flux significatif**.** Si on supprime l'apport en reliquats de la crise du hêtre (estimé à 450.000 m^3 sur 6 ans), on reste avec un montant global de **75 m^3/ha sur 30 ans,** soit une variation très faible.

7.2.4 Le potentiel important des crises sanitaires

Dans les feuillus, la moitié du potentiel de BM résulte des périodes de crises sanitaires du hêtre et d'une manière bien plus limitée du frêne.

Une analyse détaillée de la crise du hêtre, décrite dans la section 4.3.7, montre qu'un volume de plus de **1.250.000 m^3 de bois potentiel BM de hêtres** ont ainsi été exportés entre les années 2000 et 2010. C'est un volume important car sur 30 ans, on a martelé près de **7 millions de m^3 de hêtre**.

L'impact de la descente subite des températures fin novembre 1998 (Huart et al., 2003) s'est marqué par un début de mortalité en 1999 et la mise en œuvre de coupes systématiques et

[41] Les bois identifiés comme « cassés », « porteurs de champignons », « déclassés », « déracinés », « gélivés », « scolytés (feuillus) », « secs », « scolytés secs (résineux) » ou les autres arbres récoltés comme « chablis » ou pour des raisons « sanitaires ».

répétées ensuite. Comme le montre les hêtraies bénéficiant du statut de réserve intégrale qui n'ont pas été exploitées, laisser une grande majorité de ces arbres n'aurait pas accéléré la crise sanitaire qui était liée à un problème climatique soudain (une diminution brusque de la température) et non à une pullulation d'insectes ravageurs (les scolytes du hêtre ne sont pas des ravageurs primaires). Il est d'ailleurs très probable que l'exploitation en urgence, répétée régulièrement, sur des sols fragiles, dans des conditions climatiques défavorables, a aussi significativement contribué à fragiliser les arbres qui avaient survécu à la crise climatique et à accentuer leur vulnérabilité et la mortalité sur plusieurs années.

La crise climatique brutale a eu un effet immédiat sur la qualité des bois de hêtres vendus et la gestion sylvicole qui a suivi a visiblement eu aussi un impact majeur sur le maintien des volumes de BM potentiel pendant 5 à 8 ans, essentiellement au sud de l'Ardenne.

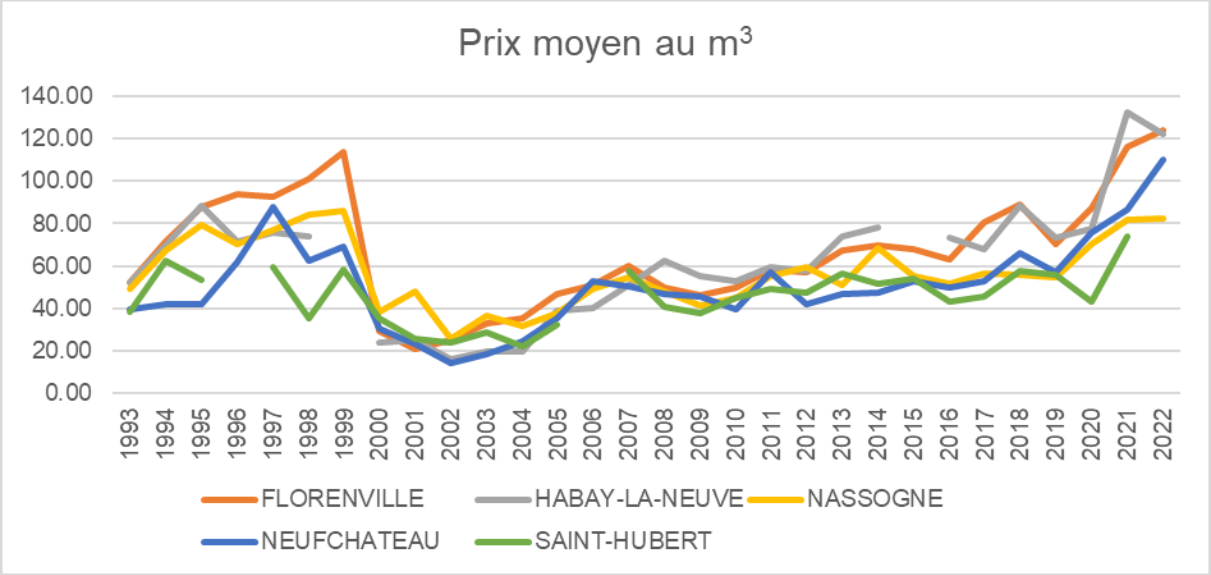


Figure 7.3. Évolution des prix de vente moyens des lots dominés par le hêtre dans les 5 cantonnements les plus concernés.

La **Figure 7.3** montre l'effet direct sur les prix de vente moyens dû à la faible qualité du bois avec une diminution par 3 voire 4 des prix de vente pour atteindre de l'ordre de 10 à 20 €/m^3. Il aura fallu pratiquement 20 ans pour que cet effet sur les prix de vente disparaisse.

À l'époque, un argument prégnant était de tenter de sauver le capital « bois d'œuvre » et de mettre en œuvre des mesures d'hygiène forestière pour limiter la dispersion des scolytes et de spores de champignons (Huart & Rondeux, 2001), alors que les espèces concernées ne s'attaquent pas à des arbres sains et que les essaims d'insectes et de spores étaient incontrôlables. L'exploitation systématique des arbres « malades », dans un contexte d'urgence où les mesures de respect de la protection des sols ou des conditions climatiques n'ont pas été respectées, et la mise en lumière subite de nombreux arbres sains ont très probablement maintenu un taux de mortalité continu pendant plusieurs années.

Sans refaire l'histoire et sans jugement, d'autres pistes plus prudentes telles que « ne pas intervenir et observer » ou « se limiter à intervenir au minimum si un capital significatif est

récupérable sans obérer l'avenir » pour ne pas accentuer les problèmes devraient faire partie des options envisagées. Et cela même si c'est difficilement acceptable socialement sur le terrain. En effet, ces options auraient eu l'avantage de :

- limiter la durée de la crise,
- limiter l'impact sur les prix du marché des arbres sains suite à une augmentation de l'offre,
- empêcher un impact durable sur les sols,
- préserver le capital futur peu touché par l'évènement climatique mais qui pourrait l'être par des interventions finalement inutiles,
- faire profiter les sols de cette importante nécromasse ligneuse pour améliorer la productivité future,
- restaurer des niveaux de nécromasse intéressants pour la biodiversité.

Avec une bonne anticipation et un accompagnement technique et sociologique, les crises sanitaires sont donc une opportunité pour réfléchir à comment renforcer la robustesse et la résilience des écosystèmes forestiers sur le long terme et leur capacité à assurer une large diversité de services.

Par ailleurs, ces crises sont une opportunité pour rétablir une biodiversité saproxylique, non seulement en termes de richesse en espèces, mais aussi de diversité fonctionnelle et phylogénétique pour assurer une meilleure résilience de l'écosystème forestier.

7.3 Une perception du bois mort à améliorer largement

7.3.1 La pratique du bois mort par les gestionnaires forestiers en Wallonie

Le WP3 a permis de révéler les freins symboliques, stationnels et sociaux liés à la présence de bois mort.

Dans les forêts publiques, la **gestion des arbres morts en forêt est un sujet perçu comme une « évidence »** par les gestionnaires forestiers rencontrés **mais la plupart d'entre eux ne semblent jamais s'être réellement questionnés sur le sujet**.

Bien que ces arbres soient reconnus pour leur rôle dans la biodiversité, notamment pour des espèces comme « le pic », les gestionnaires rencontrés semblent avoir une connaissance limitée des espèces qui en dépendent. Ils ne sont pas non plus convaincus par la mise en place d'îlots de sénescence et estiment difficile d'atteindre les seuils de 2 AM/ha partout. On rappellera que malgré qu'un objectif de 1 à 2 AM/ha existe dans la Circulaire des aménagements forestiers depuis 1997, on observe actuellement seulement 0.65 AM/ha.

Les perceptions varient en fonction des essences : le bois mort feuillu est perçu comme plus utile pour la biodiversité et plus valorisable économiquement que le bois résineux. Cependant, des freins symboliques existent, notamment des jugements esthétiques sur le bois mort,

anciennement vu comme un **« déchet à nettoyer »**, bien que les mesures de conservation aient permis de commencer à prendre conscience de son importance.

L'aspect économique reste un frein majeur, surtout pour des essences comme le chêne, qui garde assez longtemps une qualité correcte et est encore exploitable plus de deux ans après sa mort. Ce frein est **renforcé par les pressions sociales locales**, notamment les exploitants de bois de chauffage. La présence d'arbres morts étant parfois considérée par ces acteurs comme un signe d'une **gestion forestière « négligée »**. Les relations entre collègues et avec les exploitants de bois de chauffage influencent aussi la gestion du bois mort. Certains agents, en fonction de leur sensibilité, doivent négocier le maintien du bois mort durant les martelages.

Les **perceptions de risques sanitaires peuvent conduire à des coupes préventives**, bien que les agents rencontrés savent que le maintien de bois mort ne favorisera pas nécessairement la propagation des « ravageurs ».

Les **propriétaires forestiers privés ont généralement une perception positive du bois mort et reconnaissent ses avantages pour la biodiversité**, bien qu'ils aient une connaissance globale et non détaillée de ces bénéfices. Ils sont **ouverts à l'idée d'en laisser davantage**, mais cela dépend de la **crédibilité qu'ils accordent aux sources qui tentent de les convaincre**. Mais le bois mort est globalement perçu comme un sujet « non prioritaire » par les propriétaires rencontrés, qui se concentrent davantage sur la gestion des arbres vivants.

Les propriétaires font également une distinction entre le bois mort feuillu et résineux. Ils ont une préférence pour le bois mort feuillu, jugé plus utile pour la biodiversité que le bois mort résineux.

Cependant, leur vision économique influence leurs décisions : l'état de décomposition des arbres morts joue un rôle car la plupart des propriétaires rencontrés **préfèrent vendre les arbres morts encore « valorisables », plutôt que de les conserver.** Bien que leur objectif soit souvent de couvrir leurs frais plutôt que de réaliser un profit supplémentaire.

L'aspect esthétique de la forêt est également important : la plupart des propriétaires rencontrés assimilent **la présence de bois mort à un « manque d'entretien »**. Et certains considèrent que « trop » de bois mort nuit à l'image de la forêt.

En termes de sécurité, les **propriétaires rencontrés sont vigilants concernant les arbres morts situés près des chemins**, en raison de leur responsabilité en cas d'accidents. Bien qu'ils soient généralement conscients que le bois mort ne pose pas de risque sanitaire, certains préfèrent les arbres qu'ils disent morts « naturellement » plutôt que ceux issus de « maladies ».

Les perceptions des propriétaires sont fortement **influencées par leurs gestionnaires forestiers**, qu'ils considèrent comme des experts, et par leur réseau d'information (conférences, lectures, etc.).

En parallèle d'une révision des normes, plusieurs actions sont proposées tant pour les propriétaires que pour les gestionnaires forestiers. Il est essentiel de **renforcer les connaissances sur les avantages du bois mort**, notamment en matière de biodiversité et de

fonctionnement de l'écosystème, tout en **sensibilisant aux risques liés à son absence**. Des formations techniques peuvent être mises en place pour les agents avec des consignes d'objectif de gestion qui sont claires, et des actions de sensibilisation à la mise en valeur du bois mort peuvent être réalisées pour les propriétaires. Par ailleurs, il est crucial de favoriser les échanges, tant entre agents qu'entre propriétaires, pour promouvoir une gestion intégrative, respectueuse de l'écosystème forestier.

7.3.2 La prise en compte du bois mort dans la vision de la forêt

La manière dont la forêt wallonne est décrite dans les différentes statistiques ne laisse vraiment pas de place aux AM et aux AIB et de manière plus générale à tous les arbres qui sont laissés en forêt pour le fonctionnement forestier et pour restaurer la productivité.

La vision portée par les statistiques forestières est claire : **la forêt wallonne sert à produire du bois**. Occupant plus de 560.000 ha, la forêt wallonne se subdivise en **475.000 ha de superficie dite « productive »**, soit des surfaces avec des arbres, et 85.000 ha de surfaces dites « non productives » comprenant les « voiries forestières, les zones de stockage, les gagnages, les coupe-feux, les étangs, les terrains dits incultes, les landes, les fagnes … ».

La surface productive est répartie entre **deux types d'essences forestières principales** que sont les feuillus (56%) et les résineux (42%), le solde étant des coupes à blanc (2%). On connaît les surfaces occupées et les stocks, déclinés par classe de diamètre de chacune des différentes essences valorisées économiquement, leur accroissement annuel en volume grâce à la photosynthèse et ce qui est exploité.

La vision dominante est que **l'ensemble des arbres (= la « forêt productive ») sont exploitables** et qu'ils ont tous un potentiel économique. La forêt est d'abord « productive » de bois sans prendre en compte les contextes écologiques marginaux où la croissance est faible, les zones où les coûts d'exploitation sont élevés et la rentabilité très faible voire négative. **Ces statistiques ignorent les zones protégées ainsi que les zones forestières qui sont dédiées aux autres services écosystémiques de régulation ou culturels associés à l'écosystème forêt qui sont aussi importants.**

Si le BM est inventorié, ce n'est pas le cas des AIB qui sont résumés sous la forme d'un nombre d'arbres aux dimensions exceptionnelles (dbh > 240 cm de chêne, 220 cm de hêtre et 180 cm pour les autres feuillus[42]) qui comptent aussi dans les statistiques de production. Il n'y a pas de lien avec les Réserves Intégrales Biologiques ou les inventaires d'arbres réservés (BM et AIB) dans les cantonnements.

7.3.3 Est-ce que toute la forêt wallonne est « productive » de bois à vocation de production de matériaux ou d'énergie ?

La place des forêts feuillues et des plantations résineuses dans les paysages wallons n'est pas un hasard. Elles occupent de manière privilégiée les contextes écologiques marginaux et

[42] https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH%203.html

sensibles où les conditions de production de biomasse pour l'agriculture sont plus compliquées voire impossibles.

Les forêts en Wallonie ont aussi une histoire très différente avec des massifs qui n'ont jamais été défrichés pour l'agriculture et dont l'occupation forestière est supposée continue depuis la dernière des glaciations (Jacquemin et al., 2014; Kervyn et al., 2014). Ces **forêts dites « anciennes »** se caractérisent en général par une flore forestière spécifique et par une biodiversité particulière de la litière. Dans le cadre du maintien du processus de recyclage de la biomasse, ce sont des forêts avec un capital biologique très particulier. Ce capital biologique est un enjeu important pour comprendre comment gérer et améliorer la productivité forestière. Toutefois, il ne reste plus en Wallonie qu'un tiers (160 à 170.000 ha) des 410.000 ha de forêts feuillues anciennes suite aux défrichements agricoles (123.000 ha) et à l'enrésinement (125.000 ha). Ces résineux sur sols anciens représentent toutefois aussi un enjeu de biodiversité fonctionnelle significatif si les sols n'ont été ni amendés ni gyrobroyés.

Feuillus	Marginalité				
Ancienneté	Marg. forte	Marg. moyenne	Marg. faible	Total	%
Forêts anciennes	37 000	17 000	108 000	**162 000**	**67%**
Forêts récentes	20 000	13 000	35 000	**68 000**	**28%**
Inconnu	3 000	1 000	8 000	**12 000**	**5%**
Total	**60 000**	**32 000**	**151 000**	**243 000**	**100%**
%	**25%**	**13%**	**62%**	**100%**	

Tableau 7.2. Répartition des forêts feuillues en fonction des enjeux d'ancienneté des forêts (occupation continue supposée depuis la fin des glaciations) et des contextes écologiques de production marginaux et sensibles.

Résineux	Marginalité				
Ancienneté	Marg. forte	Marg. moyenne	Marg. faible	Total	%
Forêts anciennes	29 000	8 000	72 000	**109 000**	**48%**
Forêts récentes	26 000	10 000	64 000	**100 000**	**44%**
Inconnu	3 000	1 000	10 000	**14 000**	**6%**
Total	**59 000**	**19 000**	**147 000**	**225 000**	**100%**
%	**26%**	**8%**	**65%**	**100%**	

Tableau 7.3. Répartition des plantations résineuses en fonction des enjeux d'ancienneté des forêts (occupation continue supposée depuis la fin de la dernière glaciation) et des contextes écologiques de production marginaux et sensibles.

Les **tableaux 7.2 et 7.3** montrent que **plus de 25% des feuillus et des résineux sont dans des conditions écologiques marginales** (voir WalOnMap et le site web https://services-ecosystemiques.wallonie.be[43]) **où la productivité et/ou la rentabilité est nécessairement limitée voire très limitée**, c'est-à-dire sur des sols (para)tourbeux, humides (efghi) et sur

[43] https://services-ecosystemiques.wallonie.be/fr/contextes-ecologiques.html?IDC=5838

podzols, alluviaux et aléas forts et moyens, des pentes > 20° froide ou chaude ou encore des sols très superficiels ou sur du sable. Avec encore **13% (feuillus) et 8% (résineux) qui sont dans des situations intermédiaires sur des sols sensibles** (aléas faibles, pentes 15 à 20°, sols superficiels), seul **deux-tiers des forêts feuillues et plantations résineuses sont dans des conditions bien favorables de production**[44].

De plus, sur ses sols particuliers, les **conditions d'exploitation** peuvent être aussi très compliquées, donc très peu rentables ou même impossibles. Mais les forêts dans ces situations particulières assurent bien d'autres services écosystémiques et contributions au bien-être humain que la production de bois comme la régulation des événements extrêmes (inondations, érosions, …), la régulation des pollutions, le stockage de carbone, …

C'est aussi **dans ces conditions extrêmes que se développent des habitats d'intérêt européen ciblés par la mise en œuvre de Natura 2000**, des directives européennes associées et de la toute récente **Loi sur la Restauration de la Nature**. L'ancienneté des forêts est aussi un critère qui doit être pris en compte pour cibler les efforts de protection et de restauration.

Enfin, si dans le monde des forestiers le bois mort est encore perçu de manière ambigüe, développer la naturalité des peuplements est un critère très important pour les visiteurs des massifs forestiers. Si le tourisme, qui représente plus de 4% de la valeur ajoutée brute à l'économie wallonne[45], est souvent évalué à travers la fréquentation des attractions touristiques, une partie très significative, au moins équivalente, des **visiteurs viennent en Ardenne pour profiter des espaces naturels et forestiers**. Et les attentes exprimées par les visiteurs et le secteur touristique sont claires : il faut plus de zones protégées, plus de naturalité en forêts et ils sont plus de 80% à demander que les forêts soient riches en bois mort (cfr projet AGRETA (Breyne, Abildtrup, et al., 2021)).

Il y a donc bien **un enjeu à redéfinir la notion de « forêt productive »** (en termes de surfaces concernées en fonction de quels bouquets de services écosystémiques ?) et de très nombreuses opportunités pour laisser plus d'arbres vivants et morts pour le fonctionnement de l'écosystème forestier et la biodiversité forestière et pour adapter les aides éventuelles en fonction de critères de réalité de pertes économiques comme cela a été abordé dans le WP4.

7.3.4 Bois mort et arbre-habitat = « manque à gagner » ?

La perte de revenu du bois est souvent le frein principal mis en avant pour expliquer la réticence de ne pas les exploiter qu'il s'agisse de bois mort (BM) ou d'arbres-habitats (AH).

La logique de « manque à gagner » concerne surtout les arbres-habitats qui sont des AIB et moins le BM. Une fois mort, un arbre n'a pratiquement pas d'impacts négatifs sur la future régénération, au contraire même. Seule une éventuelle valeur élevée nette du bois (c'est-à-

[44] Pour les épicéas par exemple, Lejeune et al. (2022) montrent qu'en 202, 63% des plantations sont en optimum, 16% en tolérance et 21% en exclusion. Ces évaluations sont quasi les mêmes qu'en 2000, ne montrant en fait pas d'évolution réelle ni une meilleure adéquation de cette essence avec les stations.

[45] Soit plus de cinq fois de la valeur ajoutée brute de l'agriculture + sylviculture + chasse.

dire en ayant éliminé tous les coûts d'évaluation, de coupe et d'extraction, …) d'un bois mort récemment peut justifier une perte financière pour le propriétaire s'il exploite lui-même ou pour l'exploitant si le bois est vendu sur pied. Par contre un AIB, surtout s'il est de grande taille, impacte aussi la régénération et prend la place d'autres futurs arbres. On ajoute alors à la valeur individuelle nette, le coût de la perte de jouissance de la place qu'il occupe.

Les résultats du WP4 montrent que globalement dans les **conditions d'exploitation complexes** (sols très humides ou très fortes pentes = **19.000 ha** dont **12.000 ha de feuillus** et 7.000 ha de résineux) où la productivité est généralement faible, la création d'IS ou de RIF représente une perte quasi nulle.

Si on y ajoute les 12.000 ha de **conditions d'exploitation impossibles** (**8.500 ha de feuillus** et 3.500 ha de résineux), ce sont plus de **20.000 ha de feuillus** (environ **8% de la surface forestière feuillue**) qui ne sont pas rentables en termes de production de bois destinés à des matériaux ou de l'énergie.

La seule exception concernerait les **chênes** qui en situation complexe (forte contrainte de production et d'exploitation) pourrait rapporter seul de l'ordre de 30 €/ha/an mais dont la valeur serait rapidement dépréciée par les autres essences récoltées.

Les **conditions d'exploitation restreintes** (sols h-i et pentes entre 20 et 24°) représentent plus de 110.000 ha dont 62.000 ha de feuillus et 51.000 ha de résineux. Une partie significative de ces sols h-i sont souvent très humides ou associés et mélangés à des sols très humides et les pentes de 20 à 24° le sont aussi avec les pentes fortes. On peut considérer qu'au moins un quart sont dans la même situation que les précédentes avec des rentabilités négligeables, on atteint rapidement près **de 15% de la surface forestière feuillue avec une très faible rentabilité directe liée à la vente de bois** mais qui assurent par ailleurs, dans ces conditions écologiques, une très large diversité d'autres services écosystémiques.

Quant aux valeurs calculées à l'arbre (voir section 6.3.4), elles dépendent de la valeur unitaire de l'arbre qui peut être très variable. Comme on vise ici des arbres morts ou des arbres d'intérêt biologique qui n'ont pas une valeur économique élevée, les pertes réelles restent très limitées, y compris les pertes de jouissance du fond lorsqu'on laisse un arbre-habitat sur place puisque dans la meilleure configuration possible (chêne en productivité élevée et exploitation aisée) **le montant maximal des « pertes » est de l'ordre de 7€/AH/an**[46]. Dans cette configuration exceptionnelle, le montant maximal pour 10 AH/ha atteindrait de l'ordre de plus de **30 €/ha/an** pour la perte de jouissance du fond et **70 €/ha/an** pour le manque à gagner.

[46] MAG a = R (vente de l'arbre de 5 m³) - F.E. (frais en €) + PJ (en €, sur 100 ans). Si on prend un prix de 83 €/m³ sans doute sous-estimé = (83 €/m³ x 5) - (8,5 €/m³ x 5) + (3,6 €/an x 100) = 415 - 42 + 360 = 733 € au total ramené à la durée potentielle de vie de l'arbre --> 7,3 €/an pour cet AH.

7.3.5 Faut-il alors dédommager la réservation de biomasse à la nature ?

Vu l'importance du bois mort pour le fonctionnement de l'écosystème forestier, la question mérite d'être posée.

Les analyses du WP4 confirment ce qui avait déjà été mis en évidence lors de la mise en œuvre de Natura 2000 : les **pertes réelles ne concernent que des situations où la production de bois est largement bénéficiaire**, en situation **d'exploitation aisée**, dans des classes de **productivité forte** et en dehors des contextes écologiques marginaux.

Dans ces situations, qui concernent essentiellement la réservation d'AM et d'AIB et, sauf opportunités locales, beaucoup moins la création d'IS et de RIF, une compensation financière pourrait être nécessaire pour les gestionnaires qui vont largement au-delà des bonnes pratiques.

Figure 7.4. Schéma proposé pour différencier les niveaux de reconnaissance des efforts réalisés.

Dans le projet ***DeadWood4Forests***, on proposait au départ de définir différents seuils à partir desquels on estimait qu'une reconnaissance particulière était nécessaire avec la définition de 4 seuils (**Figure 7.4**) :

- Un **seuil minimum d'objectifs à atteindre partout** de manière à garantir une cohérence du réseau de ressources en BM et AIB sur l'ensemble des forêts ;
- Un **seuil identifiant des bonnes pratiques de base** qui tiennent compte que la présence de bois mort est indispensable à l'écosystème forestier et à sa résilience ;
- Un seuil identifiant des pratiques qui vont au-delà des bonnes pratiques et qui peuvent être reconnues par **une labellisation particulière** de la gestion ou des produits forestiers ligneux et non-ligneux ;
- Un seuil à partir duquel, en fonction du type de propriétaire, des **subventions sont possibles** pour stimuler la réservation de biomasse à la nature, reconnaître cet investissement pour le bien commun et pour prendre compte la réservation de bois vivants.

La stratégie proposée plus loin définit ces seuils en fonction de ce qui est nécessaire pour la résilience de l'écosystème forestier, la manière de les atteindre dans l'espace et dans le temps, les coûts ou pertes associés et ce qui se fait ailleurs en Europe.

Pour l'analyse, trois catégories de propriétaires sont identifiées :

- La région, qui assure la gestion des **forêts domaniales** (propriétés régionales, défense nationale, …) ;

- Les **propriétaires communaux, provinciaux, …** qui bénéficient de la gestion de leur patrimoine forestier par le DNF ;
- Les **propriétaires privés,** qui peuvent être répartis en deux catégories en fonction de la taille de leur propriété (< 2.5 ha et > 2.5 ha).

Actuellement, la société reconnaît déjà que la gestion forestière contribue au bien commun à travers différentes mesures :

- Il n'y a **pas de droit de succession** sur la valeur des arbres du patrimoine forestier. Au départ, logiquement défendu pour les forêts feuillues pour lesquelles plusieurs générations successives devaient payer en attendant de pouvoir exploiter des arbres avec une révolution bien plus longue que les résineux, le nouveau Code forestier l'a étendu aussi en 2008 aux peuplements résineux.
- Toutes les parcelles reprises (totalement ou partiellement) dans le périmètre d'un site du réseau Natura 2000 sont **exonérées du précompte immobilier** et sont exemptées des droits de succession et de donation pour les biens immobiliers situés en Wallonie.
- Il y a des **réductions sur le revenu cadastral** pour les mises à blanc et les replantations limitées à 20 ans.

Les propriétés publiques domaniales, provinciales et communales représentent 50% des surfaces forestières dites « productives » sensu l'IPRFW (Panorabois, 2023). Elles représentent donc une composante importante des possibilités d'actions pour restaurer la fonctionnalité écologique des écosystèmes forestiers. Pour de nombreuses communes wallonnes les revenus forestiers ne sont pas une composante majeure des budgets communaux, les forêts sont périurbaines et elles assurent des rôles importants pour les activités de détente, de loisirs et d'activités bénéfiques pour la santé. Pour les communes ardennaises forestières, laisser plus d'arbres à la forêt est très souvent perçu comme une perte nette avec des conséquences budgétaires significatives vu l'importante des revenus forestiers dans les revenus communaux. Ce rapport montre toutefois qu'en sélectionnant les RIF et les AH de manière optimale, l'impact économique peut être limité. Par ailleurs ces forêts ardennaises sont aussi des éléments d'attractivité touristique significatifs où les visiteurs apprécient plus les forêts feuillues, plus zones protégées, des forêts avec plus de bois mort, plus de sentiers et moins des chemins d'exploitation forestière (cfr Breyne et al, 2021). Il y a donc des « compromis » à identifier entre les différentes contributions de la nature aux enjeux socio-économiques.

Par ailleurs, si tous les wallons contribuent à travers leurs impôts aux frais de gestion du DNF (de l'ordre de 50 millions €/an pour prendre en charge les salaires et le fonctionnement de plus de 800 agents) dont les missions principales consistent surtout à **gérer les forêts communales et provinciales**, ce sont surtout les communes forestières (qui représentent

moins de 10% de la population wallonne) qui en bénéficient[47]. On pourrait donc s'attendre à ce que l'ensemble des wallons bénéficient de forêts correspondant plus à leurs attentes.

7.4 Comment prendre en compte les enjeux de protection, de génération et de connectivité essentiels pour les arbres-habitats ?

7.4.1 Choisir entre les approches du « Land sparing » versus « Land sharing » ?

En écologie de la conservation, deux approches de la répartition des actions de protection et de conservation, au départ jugées concurrentes, se sont souvent opposées (**Figure 7.5**). Le but était de voir comment répondre aux impératifs d'une production agricole de plus en plus intense pour nourrir le monde tout en gérant au mieux la biodiversité sauvage qui occupe les espaces (voir Dufrêne (2023)).

Faut-il plutôt créer des zones de réserves avec de très forts statuts de protection entourées de zones très exploitées (**« land sparing » = une forte spécialisation du territoire**) ou plutôt diminuer la pression de production agricole en trouvant un équilibre entre production agricole et protection de la biodiversité (**« land sharing » = un peu de tout partout**) ?

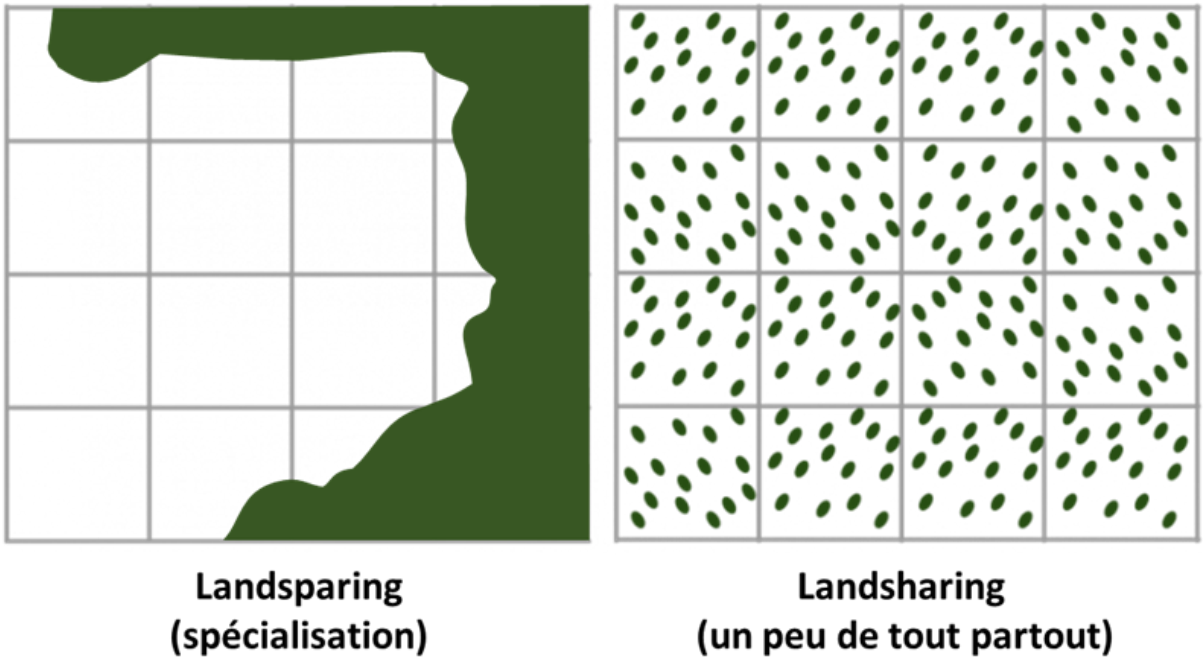


Figure 7.5. Représentation des deux stratégies opposées de répartition des enjeux de protection et de conservation de la nature. Les surfaces colorées en vert sont censées être équivalentes.

Aucune des deux stratégies ne permet de prendre en compte tous les enjeux de biodiversité. D'une part, le **paysage n'est jamais homogène** (cfr la section précédente sur la répartition des

[47] Les droits de régie qui existaient auparavant ont été supprimés lors de la mise en œuvre du Code forestier en échange de la suppression des subventions pour les plantations. Toutefois, ces subventions ont d'abord été relancées par la province de Luxembourg puis généralisées lors de la dernière législature dans le cadre du plan de relance « Forêt résiliente ».

forêts sur plus de 25% des sols marginaux et sensibles) et, d'autre part, la **biodiversité ne peut pas être séparée en deux catégories distinctes**. En effet, il y a de nombreuses interactions entre les espèces qui occupent les espaces protégés et celles qui occupent les espaces non protégés. De plus, de nombreuses espèces ont de faibles capacités de dispersion et c'est d'ailleurs le cas de la majorité des espèces saproxyliques.

La **stratégie la plus efficace est une combinaison des deux approches** (**Figure 7.6**) avec une spécialisation relative des zones productives sur les bons sols forestiers et un gradient de zones protégées sur l'ensemble du territoire et qui se densifie dans les zones de sols plus compliqués à exploiter.

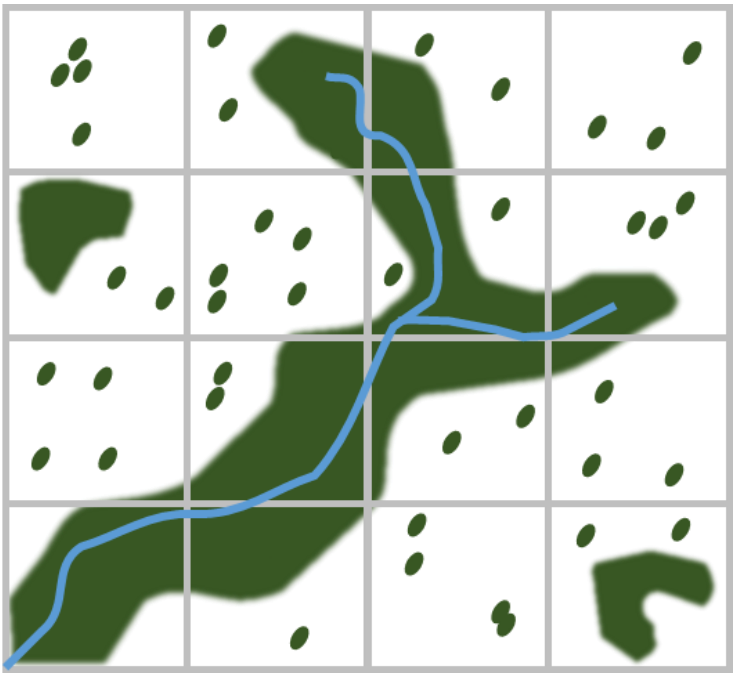


Figure 7.6. Représentation de la stratégie combinant les deux approches en fonction des capacités de production.

Les zones plus ou moins **protégées se concentrent là où il est plus difficile de produire du bois** : sur les zones (para)tourbeuses, les sols hydromorphes, dans les zones humides des vallées, sur les pentes et les zones de sols superficiels. Des zones plus ou moins **protégées doivent aussi cibler les biotopes sur bons sols** (riches en nutriments et épais) pour couvrir l'ensemble des enjeux biologiques des différents biotopes pour inclure des IS et des RIF en hêtraies et chênaies.

La trame de BM et d'AIB continue, relevant du « landsharing », est aussi importante pour assurer la restauration des niveaux de productivité sur l'ensemble des sols forestiers. À moyen et très long terme, il est essentiel de veiller à ce que l'ensemble du territoire soit plus ou moins couvert pour assurer notamment le renouvellement des nutriments.

7.4.2 Comment structurer la répartition spatiale pour la promotion et la conservation du bois mort et des arbres d'intérêt biologique ? Une synthèse de la littérature.

À travers l'Europe, de nombreuses études ont identifié et comparé les stratégies à mettre en place afin de permettre le maintien de nombreux groupes d'espèces au sein des forêts et préserver les fonctionnalités de l'écosystème forestier. Dans la ligne de la combinaison des approches « landsparing » et « landsharing », Larsen et al. (2022) ont identifié des approches qui vont de pair avec :

- la **mise en réserve de forêts** en excluant toute exploitation forestière,
- la **mise en place de mesures de conservation** dans les peuplements exploités.

Dans les peuplements exploités, il est indispensable d'appliquer une gestion favorisant la présence d'éléments structurels liés aux vieilles forêts (arbres de grand diamètre, âge important de certains arbres, bois mort, arbres-habitats) et d'ouverture dans la canopée, pouvant être rattachés au fonctionnement des vieilles forêts naturelles (Bütler et al., 2013; Spînu et al., 2022; Zeller et al., 2023).

Vuidot et al. (2011) proposent de mettre en place **une stratégie de gestion des forêts axée sur l'identification des dendromicrohabitats (DMH)**, en préservant les arbres porteurs de ceux-ci. Si la mise en place d'une telle stratégie n'est pas possible, particulièrement dans les forêts gérées, il est possible d'adapter les gestions en favorisant les arbres potentiellement porteurs de DMH, comme les gros arbres, les vieux arbres, les chandelles ou les essences favorables (hêtres, chênes, essences pionnières, …). En plus de la prise en compte de ces éléments structurels, il est essentiel de prendre en compte la répartition géographique de ceux-ci. La survie de nombreuses populations d'espèces dépend de la connectivité entre les éléments, via la création d'une trame d'habitats permettant leurs déplacements (Müller & Goßner, 2007). De nombreuses espèces spécialistes de DMH spécifiques ont souvent des capacités de dispersion très faibles.

Thorn et al. (2020) ont identifié deux types d'actions principales pour augmenter les volumes de bois mort au sein des forêts exploitées. **Le premier type d'actions se base sur les processus naturels de l'écosystème forestier,** en excluant des zones de l'exploitation forestière ou en conservant certains vieux arbres ou des bouquets d'arbres. Les processus naturels de création de bois mort étant lents, cette stratégie peut demander beaucoup de temps avant d'atteindre des volumes intéressants. **Le second type d'actions se base sur une gestion active du bois mort,** en laissant des parties d'arbres (souches hautes, couronnes, chandelles, etc.) lors de l'exploitation ou en menant des actions produisant du bois mort (Brunet & Isacsson, 2009; Ranius et al., 2014).

Pour de nombreux auteurs, l'augmentation des volumes de bois mort est **compatible avec l'exploitation forestière** (Parisi et al., 2018; Gustafsson et al., 2020; Mergner et al., 2020; Zeller et al., 2023). Cela passe par le maintien de certains éléments comme les souches hautes,

les couronnes, les bois de moindre valeur économique, le bois mort résultant de catastrophes naturelles, etc. (Brunet et al., 2010; Ranius et al., 2014; Tomao et al., 2020).

Pour accélérer les processus naturels et obtenir plus rapidement des quantités importantes de bois mort, certains comme Blaser et al. (2013) ont proposé d'abattre intentionnellement ou d'anneler des arbres dans les réserves forestières, mais ce type d'actions peut être paradoxal quand on défend par ailleurs la « libre évolution ».

Lors de la mise en place d'une stratégie d'augmentation du bois mort, il est important de favoriser une diversité importante dans la taille, les stades de décomposition, les conditions micro-climatiques et les essences des bois morts (Abrego & Salcedo, 2011, 2013; Błońska et al., 2017; Krah et al., 2018; Zeller et al., 2023). De nombreuses études ont montré que le seuil minimal à atteindre dans les forêts est un volume moyen de **40 m³/ha de bois mort** (Müller & Bütler, 2010; Winter et al., 2014; Müller et al., 2015). Ce volume minimal permet la préservation de la plupart des espèces saproxyliques et des fonctionnalités de l'écosystème forestier comme le maintien de la productivité.

En plus du volet bois mort, il est essentiel de maintenir au sein des peuplements des arbres-habitats porteurs de DMH (Bütler et al., 2013). Afin de limiter l'impact de l'exploitation forestière sur la biodiversité liée à ces structures, il est nécessaire de conserver **au moins 5 à 10 arbres-habitats/ha porteurs de DMH.** Il est intéressant de conserver des arbres isolés et des groupements d'arbres, notamment favorables aux oiseaux (Bütler et al., 2013). Lors de chaque exploitation, le recrutement d'arbres porteurs ou susceptibles de porter prochainement des DMH devrait être mis en place. Ce nombre d'arbres devrait être supérieur au nombre objectif d'arbres-habitats pour assurer le renouvellement du stock.

Pour maintenir une communauté fongique diversifiée, Dove et Keeton (2015) ont mis en évidence plusieurs éléments à mettre en place dans la gestion forestière pour se rapprocher de la structure des vieux peuplements :

- une **complexité verticale importante**,
- des **volumes et des densités élevés de bois mort**,
- une **augmentation de la surface terrière** (pour atteindre plus de 30 m²/ha), tout en gardant une variabilité spatiale de cette dernière avec des petites ouvertures dans le couvert.

Alors que la sylviculture fixe de plus en plus des **objectifs de surface terrière faible** pour garantir une régénération naturelle, **maintenir ou développer l'hétérogénéité des âges des peuplements dans un massif est essentiel**. Dans les hêtraies, pour obtenir une biodiversité plus proche des hêtraies anciennes, les systèmes traditionnels de récolte de bois progressive ne sont pas recommandés (Brunet et al., 2010). En effet, ces pratiques tendent à homogénéiser les peuplements et ne permettent pas le maintien d'une diversité biologique importante. Brunet et al. (2010) recommandent notamment de conserver au minimum **20 m³/ha de gros morceaux de bois mort**. Pour atteindre ce seuil minimal, il serait nécessaire de mettre en place une combinaison de réserves de taille moyenne (10 à 100 ha, voire plus pour

maintenir les espèces les plus rares et écologiquement exigeantes), de protéger des habitats forestiers importants (1 à 5 ha) et de conserver des arbres dans les zones exploitées (Löf et al., 2010). Ils insistent également sur l'importance de conserver des conditions pédologiques naturelles et l'intégrité des sols forestiers.

De plus, **il est essentiel d'allonger l'âge d'exploitation des arbres** et **conserver des arbres plus âgés** pour de nombreuses espèces. La sylviculture dynamique, l'interprétation erronée du taux de récolte (voir Encart 7.1) ou encore la peur de voir le capital « bois » accumulé se voir dégradé sont des critères souvent utilisés pour justifier des coupes anticipées par rapport à des objectifs « biodiversité, robustesse, résilience » qui devraient aussi être pris en compte.

Dans le cas des plantes épiphytes, il est nécessaire de **conserver des arbres âgés de plus de 180 cm de circonférence** pour obtenir certains substrats d'écorce particuliers ou des DMH favorables à de nombreuses espèces (Winter & Möller, 2008; Fritz et al., 2009). Globalement, les vieux arbres sont indispensables pour de nombreuses espèces (Regnery et al., 2013; Basile et al., 2017; Ameztegui et al., 2018).

Schall et al. (2018) ont montré qu'il était plus intéressant de **maintenir une diversité de gestions sylvicoles dans les forêts de production**, **avec des peuplements équiens et mélangés à l'échelle du paysage** (**Figure 7.7**). Ils ont observé que la transformation en gestion sylvicole équienne avec une granularité grossière en couvert continu ou avec une granularité fine n'augmente pas la diversité biologique. En effet, l'application d'une stratégie homogène de couvert continu à granularité fine à l'échelle d'une région tend à homogénéiser le paysage, et donc la biodiversité. Le maintien d'une logique de patchs avec des structures et des stades d'âges différents serait une opportunité pour la biodiversité dans les forêts de production. Dans une gestion en couvert continu, les éléments conservés, arbres-habitats et bois morts, se retrouvent, souvent dispersés, dans une matrice « non hostile » pour les espèces avec des conditions microclimatiques homogènes.

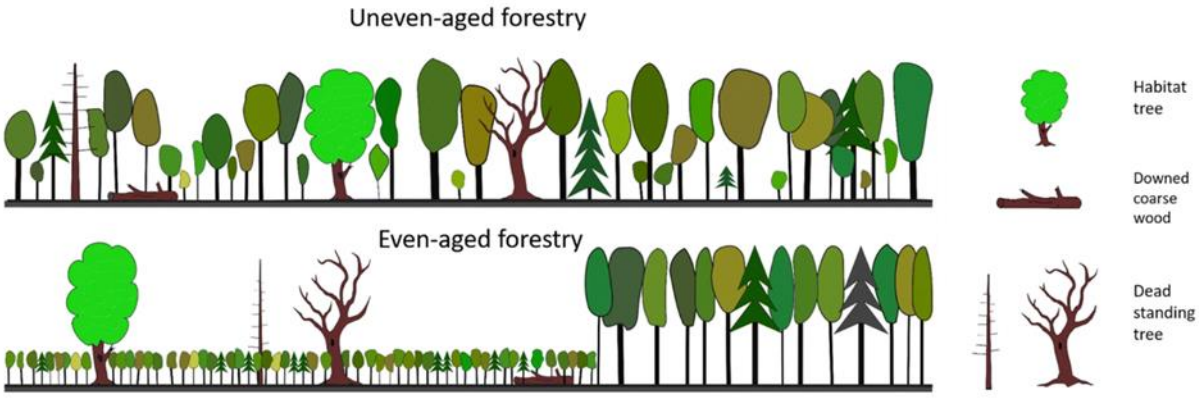


Figure 7.7. Comparaison entre 2 régimes de sylviculture, équienne et mélangée, pour les éléments retenus en faveur de la biodiversité (arbres-habitats, bois mort debout et au sol) d'après Gustafsson et al (2020).

La recherche de cette hétérogénéité locale est aussi un élément clef de la « **Stratégie de biodiversité pour les forêts domaniales de la Sarre**[48] » publiée en 2021. Cette stratégie **capitalise plus de 30 ans (début en 1988 !) d'expériences de gestion forestière proche de la nature** dans les forêts domaniales avec une **augmentation** :

- des **espèces feuillues (75%)**,
- des **volumes de bois vivant dépassant 400 m³/ha**,
- de la **proportion des vieux arbres et d'arbres morts** sur l'ensemble de la surface forestière.

L'un des enjeux paradoxaux de cette maturité générale de la forêt est de conserver la dynamique de réapprovisionnement régulier des différentes classes d'âges. D'après leur expérience et l'observation de forêts naturelles, ils ont défini une taille de **cellules de régénération de l'ordre de 0.3 ha** pour imiter les perturbations naturelles qui affectent en général de petites surfaces (**Figure 7.8**). Ils récoltent les arbres de grande taille mais parfois aussi ceux de moindre taille pour augmenter l'ensoleillement du sol et favoriser les essences colonisatrices de lumière. Ces trouées **sont aussi réalisées sur des peuplements plus jeunes pour augmenter l'hétérogénéité spatiale** en amorçant suffisamment tôt le changement de génération avec des essences de lumière. **L'enjeu est d'éviter la constitution ciblée de peuplements étagés verticalement sur toute la surface au sens de la forêt jardinée pour une mosaïque de succession structurée horizontalement**.

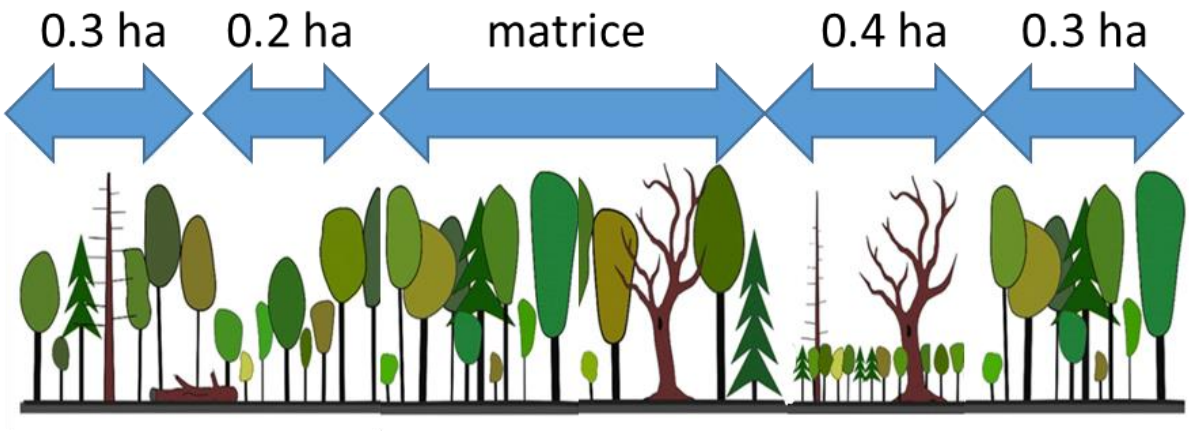


Figure 7.8. Essai de représentation de la logique des mailles de 0.3 ha qui sont générées (mais pas aussi densément !) dans les forêts domaniales de Sarre pour mimer la structure des forêts naturelles.

Les forêts anciennes sont particulièrement intéressantes pour optimiser la fonctionnalité des cycles du carbone et des nutriments. Cateau et al. (2015) ont montré que les usages passés des sols forestiers ont une double influence :

48 https://www.saarland.de/mukmav/DE/portale/waldundforstwirtschaft/service/publikationen/pub_biodiv_strategie_staatswald_muv

- sur les composantes biotiques avec une diminution immédiate de la présence de certains taxons forestiers, modification des compositions des assemblages et des compétitions interspécifiques. Cela se prolonge dans le temps du fait de la capacité limitée de dispersion de certaines espèces;
- sur l'équilibre et la composition chimique des sols qui sont importants pour la productivité de la station, ayant elle-même une influence sur la composition spécifique. La résilience est également faible.

Des différences notoires de composition spécifique existent, pour les herbacées et les arthropodes, entre les forêts récentes et les forêts anciennes. Les lichens sont également impactés par l'ancienneté. En ce qui concerne la faune, certaines espèces forestières de carabes sont significativement plus présentes en forêt ancienne qu'en forêt récente.

7.4.3 La nécessité d'adapter la sylviculture pour favoriser le bois mort et la résilience forestière

Comme le montre la section précédente, les enjeux de bois mort et recyclage de la matière organique ligneuse pour conserver ou restaurer la productivité ne peuvent être pris en compte uniquement par une simple mesure de conservation de x BM/ha quand ils se présentent lors des martelages et la réservation de zones en libre évolution difficilement exploitables. L'approche doit être globale et intégrative pour que les décisions qui concernent les arbres avec des objectifs de production de bois de qualité à haute valeur ajoutée soient au même niveau et prises en même temps que les décisions qui concernent les arbres de haute valeur biologique et qui vont permettre de contribuer à restaurer la productivité de la station.

La **Figure 7.9** montre bien que le cycle sylvicole mis en œuvre en forêt exploitée ampute au moins la moitié du cycle sylvigénétique naturel. On est bien loin d'une sylviculture qui « imite la nature et hâte son œuvre » (F. Gosselin et al., 2022). Il y a donc toute une partie des ressources ligneuses qui servent d'habitats pour les espèces qui assurent le recyclage de la matière organique qui sont totalement absentes.

Or, pour assurer le fonctionnement le plus optimal de la chaîne de recyclage de la matière organique ligneuse pour notamment améliorer la productivité et la résilience des écosystèmes forestiers, il est nécessaire de disposer des cortèges d'espèces les plus complets, capables de recycler les différentes formes de bois mort. Il est essentiel que ces assemblages d'espèces saproxyliques puissent se disperser hors des zones laissées en libre évolution et coloniser l'ensemble des massifs forestiers (cfr section 7.4.1 sur la combinaison de « land sparing/land sharing »).

Les pratiques ou itinéraires sylvicoles doivent donc s'adapter pour offrir ce potentiel d'une large diversité d'habitats associés à la nécromasse ligneuse et l'intégrer au cœur de la stratégie, au même titre que la sélection d'arbres avec un objectif de production et de revenus économiques. Il y a un vrai danger en fait avec l'évolution de pratiques qui ont encore comme objectif d'atteindre un taux de récolte de 100% de l'accroissement naturel comme étant un

indicateur de performance et d'équilibre (cfr **Encart 7.1**) et qui sont présentées comme étant plus « dynamiques » avec des révolutions plus courtes.

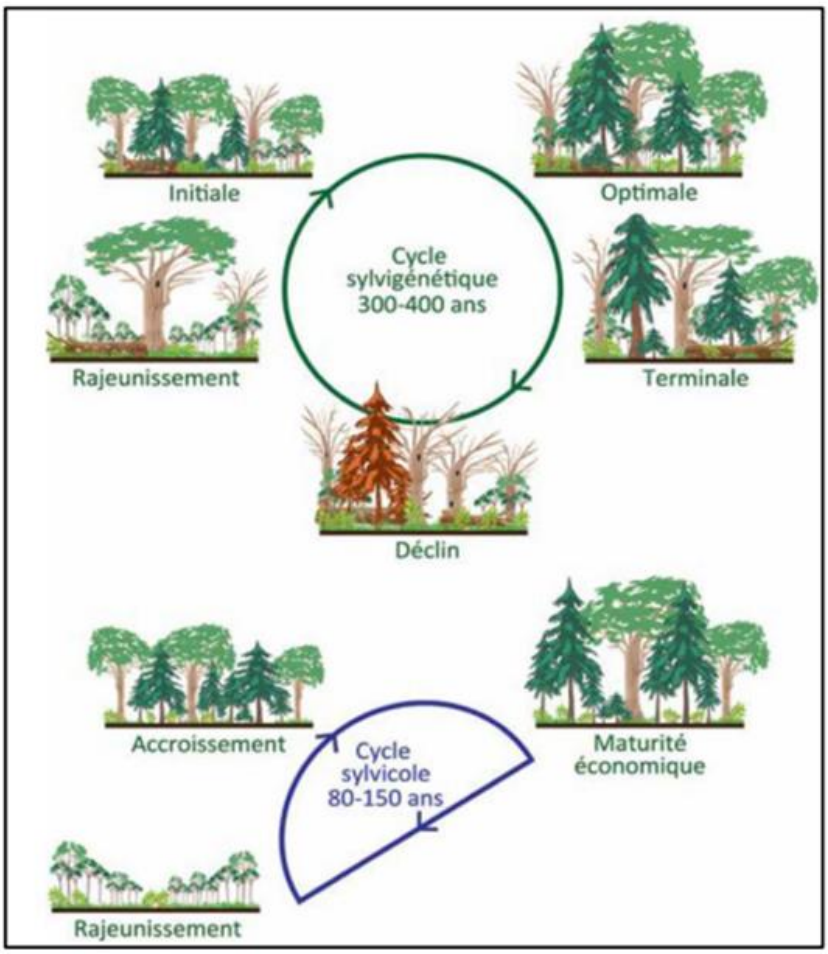


Figure 7.9. Représentation du cycle sylvigénétique naturel en haut et du cycle sylvicole en bas (d'après Bouget et al, 2021) - Voir aussi le LIFE "Prognoses".

Une sylviculture plus dynamique implique des révolutions qui amputent encore plus le cycle sylvigénétique naturel et des surfaces terrières faibles pour favoriser la régénération naturelle qui ne permettent pas aux arbres de grossir suffisamment pour jouer leur rôle d'habitats pour la biodiversité associée au fonctionnement des cycles du carbone et des nutriments.

De même, la « **sylviculture mélangée à couvert continu** » **(SMCC)** qui promeut une gestion irrégulière intéressante quasi « arbre par arbre » avec un objectif de surface terrière relativement faible (l'ordre de **10 à 18 m²/ha** en fonction des essences feuillues – (Sanchez & Auquière, 2014)) peut aussi être très problématique si **cet objectif est homogène** sur l'ensemble du massif. On est bien loin des valeurs de plus de 30 m²/ha qui doivent être obtenues localement pour générer des conditions écologiques propices à de nombreux cortèges d'espèces typiques des cycles du carbone et des nutriments. Une forte diversité de densité des arbres et de valeurs de surface terrière est nécessaire pour permettre l'installation de groupe d'espèces saproxyliques essentielles pour le fonctionnement de la forêt.

Si cette surface terrière faible peut être un objectif moyen global, localement il est indispensable d'observer une forte variance de la surface terrière avec des zones dépassant plus de 40 m^2/ha voire plus pour développer de fortes densités de T(T)GB et de bois mort potentiel avec des conditions écologiques propices aux espèces saproxyliques .

Encart 7.1 Le taux de récolte : un indicateur très douteux

Le taux de récolte est défini par le rapport des volumes exploités sur l'accroissement naturel des forêts. Il est souvent présenté et perçu comme un indicateur d'une gestion équilibrée de la ressource et de la performance du sylviculteur. Plus on est proche de 100%, plus on gère correctement la ressource.

Cette vision est problématique car tout ce qui est produit est exporté. Dans le cas extrême (mais pas si rare) de sols très pauvres en nutriments et à faible CEC, cette stratégie peut être rapidement délétère pour la fertilité, puisque l'essentiel des nutriments est contenu dans le peuplement (Larrieu et al., 2007). Cette évolution négative de la productivité concerne aussi à moyen terme les stations forestières plus riches et contribuent à fragiliser les peuplements forestiers et à limiter leur robustesse et résilience face à d'autres contraintes.

Ce taux de récolte, qui en Wallonie atteint 71% pour les feuillus et 101% pour les résineux, n'a aussi intrinsèquement aucun sens.

Il n'y a pas (ou même jamais !) de « surcapitalisation » en feuillus avec une nécessité d'intervenir sous prétexte que les volumes augmentent régulièrement. Rien ne nous dit que le capital actuel (280 m^3/ha en feuillus et 300 m^3/ha en résineux – voir WP2) est un volume suffisant pour un écosystème forestier en bon état de conservation et que maintenir un équilibre est nécessaire. Il existe des forêts sub-naturelles[49] avec plus 600, 800 voire même 1.000 m3/ha en parfait état de conservation.

Il y a plus de 100 ans, lorsque le régime de taillis très néfaste a commencé à disparaître pour évoluer vers le taillis sous futaie puis la futaie (EEW, 2017), l'accroissement a toujours été bien plus important que la récolte. Ce n'était pas un critère pour exploiter plus pour atteindre un « équilibre ». Les forêts de production peuvent encore accumuler plus de biomasse vivante pour permettre plus d'occurrences de volume de nécromasse ligneuse diversifiée.

[49] Ces forêts ne sont pas exploitées depuis des siècles et se régénèrent sans peine …

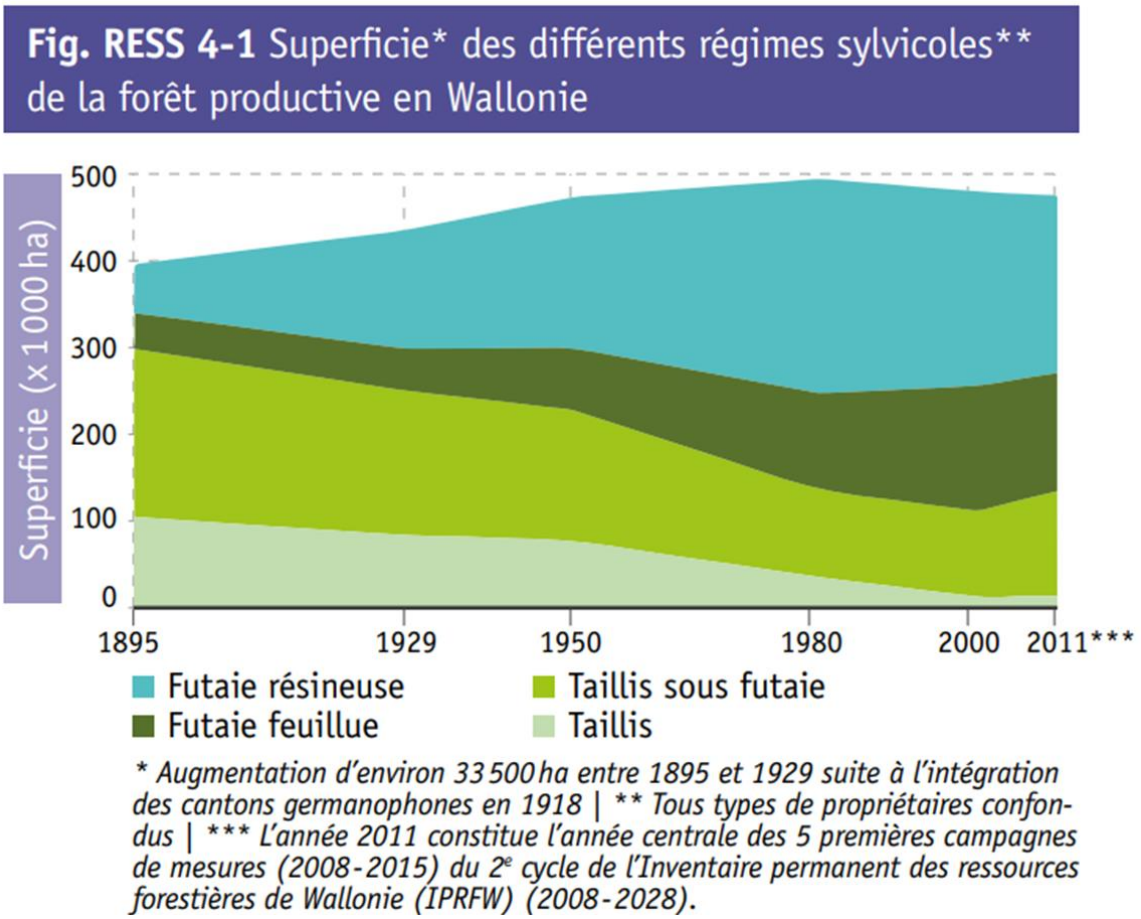


Figure 7.10. Evolution des régimes sylvicoles en Wallonie avec au départ des forêts feuillues très jeunes et de faibles volumes (taillis et taillis sous futaies) vers une dominance de la futaie avec plus de volumes.

De même pour les peuplements équiens de conifères, cet indicateur a encore moins de sens puisqu'ils ont été plantés sur une période courte après-guerre. La distribution des âges n'est pas équilibrée. On récolte donc maintenant de manière bien plus importante car on consomme les pics des résineux plantés à la fin de la seconde guerre mondiale.

La **Circulaire 2718** du DNF qui concerne le développement de la Sylviculture Pro Silva mériterait par exemple d'être restructurée pour y intégrer les enjeux biologiques des arbres-habitats pour aller bien au-delà de l'évocation de la bonne pratique « **Maintenir des arbres de forte valeur écologique et des arbres morts** » et assurer une coexistence entre les objectifs de production d'arbres de qualité pour la production de bois mais aussi pour le fonctionnement écologique de l'écosystème forestier.

Si on sait qu'en pratique ou lors des formations les enjeux d'AH sont pris en compte, les illustrations actuelles (**Figures 7.11** et **7.12**) du document explicatif (Sanchez, 2016) laissent en fait une place bien trop limitée aux arbres-habitats destinés à la biodiversité et au fonctionnement de l'écosystème forestier, voire même à les éliminer tous.

Figure 7.11. Représentation des différents types de coupes qui sont réalisées pour assurer le traitement en futaie irrégulière. La gestion des arbres-habitats n'est pas représentée.

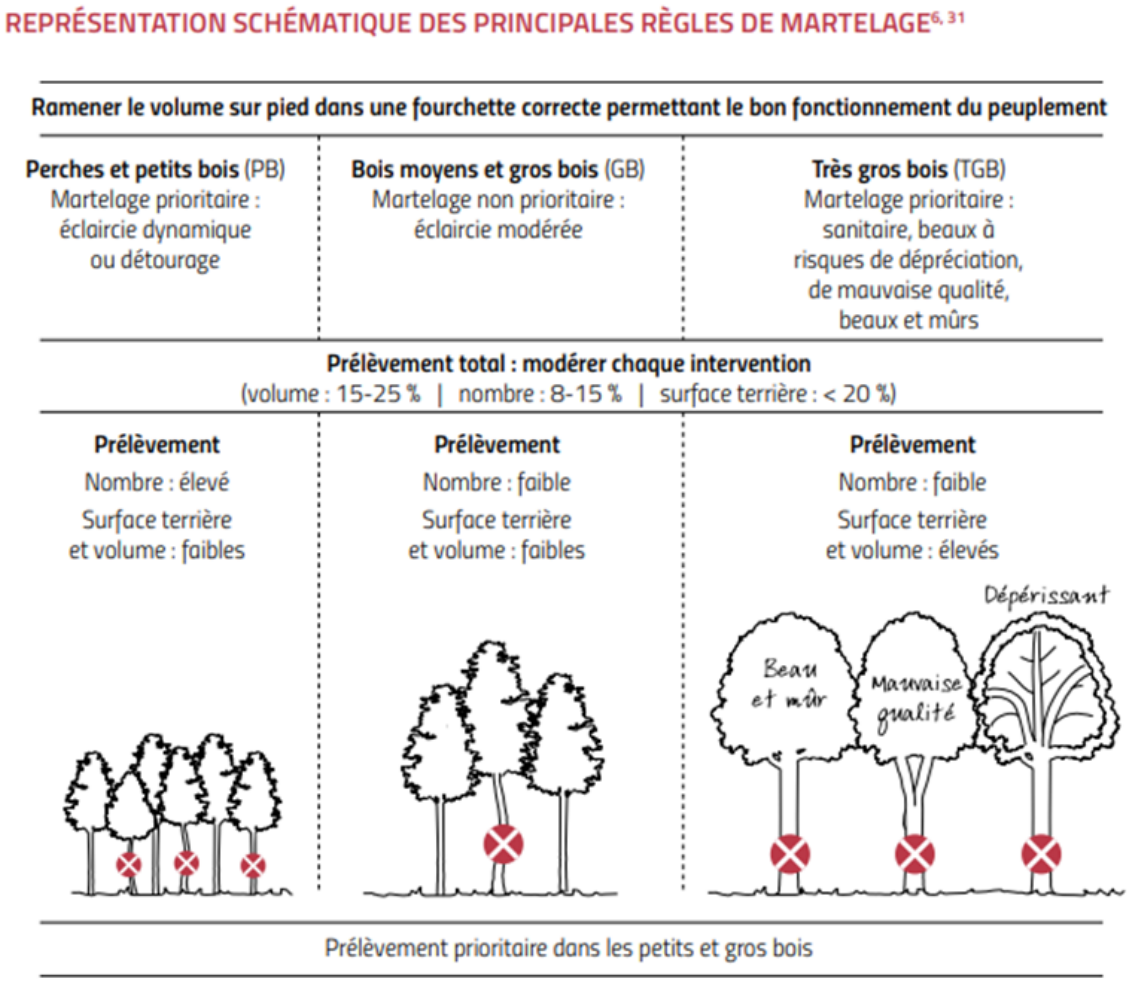


Figure 7.12. Représentation des règles de martelage pour diminuer la surface terrière. Les prélèvements sont censés concerner 15 à 20% du volume sur pied pour les feuillus. Dans le cas présent, 6 des 7 arbres récoltés sont des arbres-habitats potentiels …

TABLEAU 1

EXEMPLES DE DIMENSIONS D'EXPLOITABILITÉ D'ESSENCES (EN CENTIMÈTRE ET EN CIRCONFÉRENCE) EN FONCTION DE LA QUALITÉ DES BILLES DE PIED[6, 15]

ESSENCE	QUALITÉ DE LA BILLE DE PIED			
	Billon d'au moins 3 mètres de A	Billon d'au moins 3 mètres de B	C	D
Chêne et hêtre	240-300	230-280	180-230	Le plus tôt possible s'il ne joue pas un rôle de protection, écologique ou paysager
Hêtre (si risque de cœur rouge)	200-240	200	180	
Frêne (Condroz)	180-200	150-180	150	
Érable sycomore	200	180-200	150	
Aulne, bouleau	170-180	120-140	110-120	
Merisier	210-230	180	150	
Douglas, mélèze	240-300	210	150	
Épicéa	210-240	150	120-140	

Figure 7.13. Tableau de synthèse des dimensions d'exploitabilité d'essences en fonction du diamètre des arbres et de la qualité de la bille. Le rôle écologique se limite à des arbres de classe D et ceux de classe C n'ont que très peu de chance de devenir des arbres-habitats s'ils sont exploités aux dimensions proposées.

La **Figure 7.13** reprend l'un des tableaux du document qui détaille les dimensions d'exploitabilité d'essences en fonction du diamètre des arbres et de la qualité de la bille. Si elle est appliquée strictement, il y a vraiment très peu de chances d'avoir des arbres candidats « arbres-habitats » de grande taille de classe C ou D s'ils n'ont pas été réservés avant qu'ils ne le deviennent !

Il y a donc une réelle urgence à définir la place des arbres-habitats et d'intégrer les enjeux des arbres-habitats dans les itinéraires techniques, le plus en amont possible dans le processus de décision, pour se mettre en condition d'avoir un flux minimum de génération et de renouvellement de ces arbres-habitats dans le peuplement, notamment en laissant vieillir des arbres ou des peuplements.

7.4.4 Principes pour mettre en place une stratégie intégrative

L'analyse de la littérature et des exemples de mises en œuvre (par exemple Mergner et al. (2020) mais aussi Kraus & Krumm (2013) et Krumm et al. (2020)) permettent d'identifier un certain nombre de principes avec le développement :

- **d'une assez forte hétérogénéité spatiale de la répartition des volumes de bois vivant** (ou de surface terrière) avec des zones de fortes concentration ou de surfaces terrières élevées,
- **avec des unités géographiques homogènes de taille différente** allant de l'arbre (comme promu par Pro Sylva) à des bouquets d'arbres de 0.3 à 0.6 ha comme proposé

en Sarre ou aussi des blocs plus grands en fonction des nécessités de régénération (chênaies par exemple) pour mimer les processus naturels (mort d'un arbre, effondrement simultané de plusieurs arbres, chablis de grande taille résultant d'une tempête),

- **une hétérogénéité de la dynamique d'évolution de ces unités** qui ne s'exprime pas uniquement par la coupe des unités en âge d'exploitation mais aussi par des coupes d'unités plus jeunes[50] et la réservation d'unités de maturation pour générer des arbres-habitats qui ne seront pas exploités ou des zones en libre évolution (**Figure 7.14**).

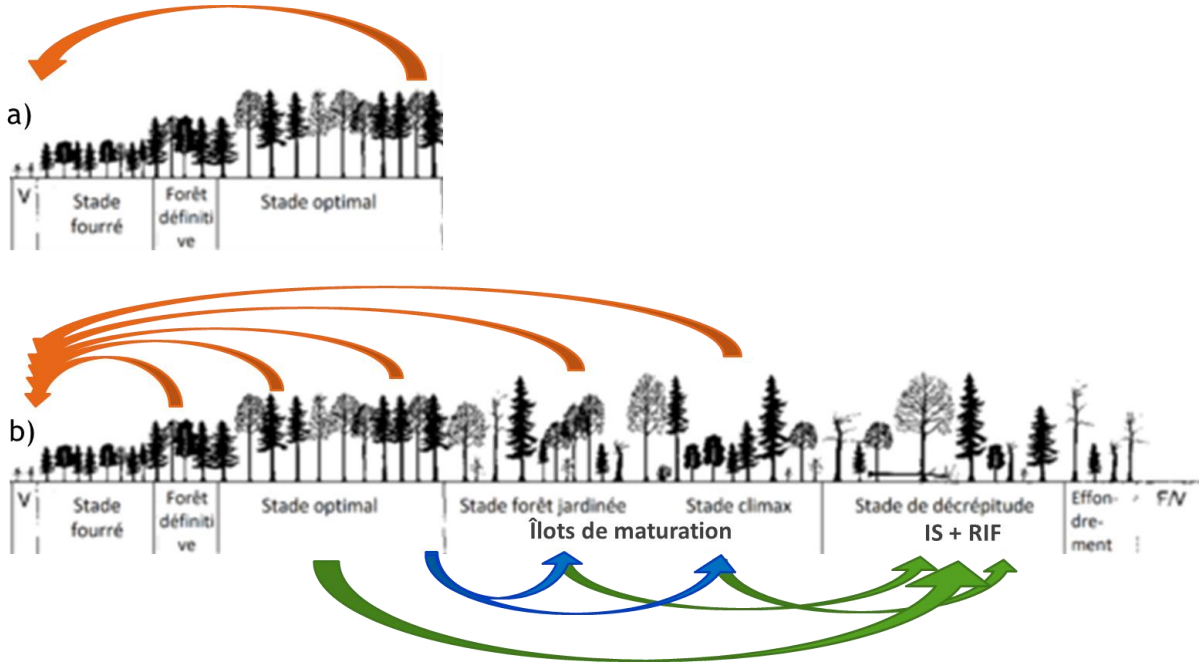


Figure 7.14. Représentation du cycle sylvicole en (a) dans les forêts actuellement exploitées où a priori tous les arbres sont exploités (flèches rouges) et en (b) dans des forêts où le cycle sylvicole est, soit raccourci en exploitant des stades plus jeunes, soit allongé pour développer un potentiel d'arbres-habitats qui ne seront pas exploités (flèches bleues) dans des zones de maturation[51] ou désignées comme zones de libre évolution (flèches vertes), de manière à maintenir un niveau de régénération adéquat.

Un enjeu majeur dans une stratégie intégrative des enjeux de production de bois, de maintien de la productivité stationnelle et de la biodiversité est d'atteindre des volumes de bois vivant importants et de faire vieillir les arbres (cfr **Encart 7.2**).

Définir un **objectif de volume de biomasse vivante** est un critère important pour assurer un flux d'AH minimal. En Sarre, pour les forêts domaniales, l'objectif est une moyenne de **400**

[50] Si en sylviculture irrégulière on coupe des arbres plus jeunes pour laisser la place à d'autres, la logique ici est de mimer de temps en temps l'effet de la création d'une ouverture lors de la chute d'un arbre âgé sur une cellule en cours de croissance, de manière à avoir une combinaison de structure irrégulière avec des ilots plus réguliers.

[51] Appellation distincte des îlots de vieillissement où tous les arbres sont susceptibles d'être exploités 30-50 ans après l'âge d'exploitation de référence. Ici, le but est d'en

m³/ha[52]. Mais les volumes de biomasse ligneuse y dépassent en moyenne déjà les **335 m³/ha** en Allemagne avec de nombreuses forêts mâtures et notamment en Sarre, où le volume de bois vivant est proche de **450 m³/ha dans les forêts domaniales**.

En Wallonie, on approche en moyenne les 300 m³/ha avec près de 350 m³/ha dans la région la plus fertile au Nord du Sillon Sambro-Mosan. On n'est donc pas très loin des statistiques des régions voisines sauf pour les volumes de bois mort qui sont 2 voire 3 fois inférieurs. L'analyse des martelages DNF a montré qu'il y avait une réserve potentielle de BM d'environ **0.4 m³/ha** qui était martelée et qui pouvait contribuer à rattraper le retard wallon. Par ailleurs, on a aussi un volume important de reliquats/houppiers qui peut être mobilisé pour atteindre de l'ordre d'au moins **1 m³/ha** de BM, soit la vitesse d'accumulation annuelle en Allemagne.

7.4.5 Exemple de mise en œuvre d'une gestion intégrative

On propose de détailler un exemple de gestion intégrative décrite par Mergner, Kraus et Larrieu en 2020 qui est très complet et inspirant sur les équilibres des services de production et des autres contributions de la nature au bien-être humain et pour la biodiversité. Ils décrivent la gestion de la **forêt domaniale de Steigerwald (Bavière, Allemagne)** qui est gérée par l'administration avec comme but de trouver un équilibre entre les enjeux de production de bois, les autres services écosystémiques que peut assurer la forêt et la biodiversité. Couvrant 16.500 ha de forêts dominées par les hêtraies, 1.200 ha sont actuellement laissés en libre évolution et le reste est destiné à la production de bois (7,7 m³/ha/an) alors que l'accroissement est de plus de 10 m³/han/an. Les volumes moyens sur pied sont de 388 m³/ha avec 23 m³/ha de BM. Certaines parties des zones en libre évolution recèlent des arbres de plus de 50 m de haut et âgés en moyenne de plus de 240 ans, comprenant également des arbres entre 330 et 370 ans.

L'objectif principal de la sylviculture est de conserver une forêt dominée par le hêtre qui donne son caractère à la région de Steigerwald et, en même temps, de maintenir la résilience des écosystèmes forestiers au changement climatique en augmentant la diversité dendrologique des peuplements (Thompson et al., 2009) et leur capacité d'accueil pour les espèces forestières (conformément à « l'hypothèse d'assurance » de Yachi et Loreau (1999)). Un traitement irrégulier et le recours à la régénération naturelle sont à la base du développement de peuplements structurellement diversifiés et inéquiennes de manière à gérer ces forêts comme des systèmes adaptatifs complexes, comme le suggèrent Messier et al. (2013).

Dans cette étude, les objectifs spécifiques sont :

- de préserver et maintenir une forêt feuillue dominée par le hêtre en travaillant avec la nature et pas contre elle : pas de coupe rase, structure irrégulière, régénération

52 https://www.saarland.de/mukmav/DE/portale/waldundforstwirtschaft/service/publikationen/pub_biodiv_strategie_staatswald_muv

naturelle, dominance du hêtre mais 20% de la surface terrière en chêne, forêts mixtes, zones en libre évolution, AM et AIB, …

- de préserver le bien-être de la population en visant le bénéfice le plus élevé : fonction de protection, de récréation, de biodiversité, soutenir la recherche et l'éducation, …
- de développer l'efficacité économique en visant la plus grande valeur ajoutée et possible avec un effort minimal : bois de valeur, régulation du gibier, ne plus récolter des produits ligneux avec une marge faible ou négative
- de restaurer des écosystèmes forestiers résilients et adaptables au changement climatique en privilégiant la vitalité des arbres plutôt que la qualité, augmenter les volumes de bois et la capacité de rétention en eau notamment avec le bois mort, couvert continu, augmenter le stockage de carbone en assurant le vieillissement des peuplements, …

La forêt génère en moyenne un chiffre d'affaires de 6 millions €/an (> 360 €/ha/an) dont 95 % proviennent de la vente de bois. Compte tenu des dépenses salariales, le bénéfice est de l'ordre 1 million €/an (> 60 €/ha/an).

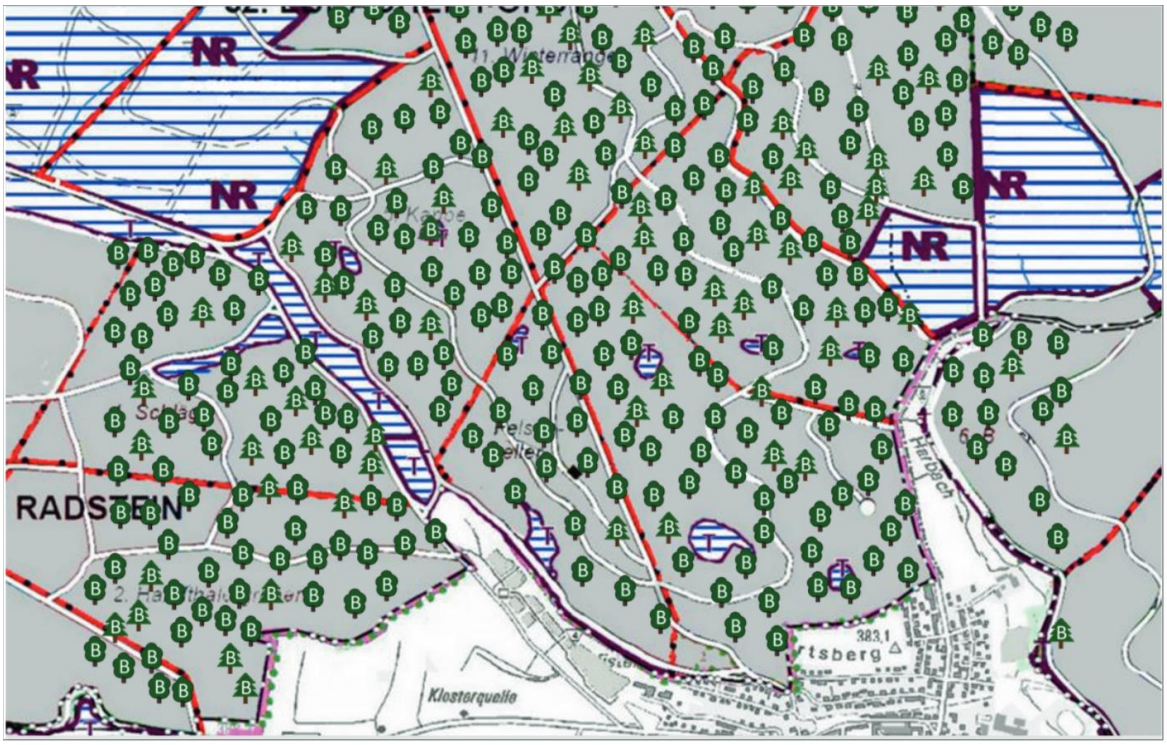


Figure 7.15. Cartographie d'une partie de la forêt montrant la structuration spatiale du réseau des zones en libre évolution avec les réserves intégrales forestières (NR), les îlots de sénescence (T) et du réseau des Arbres-Habitats (B) jouant le rôle de «pas japonais ».

Un enjeu important de la philosophie de la gestion est un impact minimal de la gestion. Cela est principalement réalisé dans les vieux peuplements ou bien dans les jeunes peuplements qui comportent un nombre élevé de vieux arbres restants, ce qui conduit à une accumulation

systématique d'arbres-habitats et de bois mort. Actuellement, les activités de gestion forestière à impact minimal concernent 6.400 ha.

Dans le cas de la gestion de cette forêt, la **densité d'arbres objectif pour la production est important avec un objectif fixé dans ce massif à 40 arbres objectifs/ha au maximum**[53] (pour le hêtre) afin de laisser de l'espace pour le développement des arbres-habitats. Dans les peuplements qui comportent un mélange d'essences à âges d'exploitabilité différents, il est possible de sélectionner un peu plus d'arbres de place par hectare. Les arbres-habitats sont marqués de façon permanente. Au total, le marquage de 155 000 arbres-habitats (soit **10 arbres/ha**) constitue l'objectif de la prochaine période de 10 ans pour l'ensemble de la zone forestière productive. Une stratégie est aussi que les arbres soient abattus en dehors des pistes de débardage des cloisonnements afin que **les houppiers restent dans le peuplement**. En règle générale, le tronc est coupé à la première grosse branche et seule la partie qui a la plus forte valeur commerciale est enlevée. Cela permet d'atteindre l'objectif d'**augmenter la quantité de bois mort entre 20 et 40 m^3/ha**.

Figure 7.16. On trouve 160 m^3/ha de bois mort (diamètre de précomptage du bois mort 7cm) dans la réserve forestière intégrale Waldhaus (90,7 ha)

Cette gestion intégrative a un coût économique potentiel lié à la non-exploitation dans les zones de libre évolution et des arbres-habitats qui est estimé à un peu plus d'1 million €/an de manière brute. Cependant, la stratégie d'enrichissement en bois mort des peuplements

[53] C'est bien un maximum !

exploités en ne récoltant que du bois de sciage (et dans une moindre mesure du bois d'industrie) et en laissant sur le parterre de la coupe les houppiers complets semble économiquement efficace puisqu'on dépense moins d'énergie et de temps de personnel. Moins de rendement en volume de bois, mais plus de rentabilité en ciblant les parties de l'arbre qui ont le plus de valeur.

Mais par ailleurs, *"ce bois n'est pas perdu pour la forêt puisqu'il a la durabilité des cycles biogéochimiques (Harmon et al.,1986). Des nutriments comme l'azote, le potassium, le calcium, le phosphore ou encore le magnésium sont stockés dans le bois et peuvent servir d'engrais à long terme puisqu'ils sont libérés en continu par les grosses pièces de bois en décomposition et sont donc à nouveau disponibles pour la nutrition des arbres. En outre, le bois mort stocke de grandes quantités d'eau pendant son processus de décomposition (Blonska et al., 2018) ou participe plus tard au stockage de l'eau dans la forme d'humus en augmentant la quantité de matière organique. Compte tenu du changement climatique en cours et des prévisions de périodes de sécheresse prolongées, cette caractéristique importante du bois mort peut également être considérée dans les mesures visant à assurer l'avenir des forêts, en augmentant sensiblement le volume de bois mort à l'hectare. En outre, le bois mort joue probablement un rôle vital dans la composition des sols forestiers et leur fonction de puits de carbone par l'activité microbienne (Harmon et al.,1986), principalement des champignons et des bactéries, ce qui est une autre bonne raison pour laquelle il devrait être abondant dans les forêts*".

Encart 7.2 Le critère de l'âge d'exploitation : une règle systématique ou une indication d'optimum <u>minimal</u> ?

Un critère décisionnel important de l'acte sylvicole de l'exploitation est l'âge auquel il est opportun de couper un arbre. La raison initiale de la définition de cet objectif était de maximiser le revenu attendu par une grume pour ne pas la couper trop tôt et alimenter la filière bois avec du bois de qualité. Cela était d'autant plus important que les forêts étaient dominées par des peuplements jeunes (taillis et taillis sous futaies - **Figure 7.10**).

C'est aussi un critère pour éviter un risque de dépréciation du bois mais ce risque doit être évalué en fonction des essences et des conditions stationnelles, du nombre d'arbres et des volumes qui peuvent être concernés par rapport au volume qui peut encore être obtenu lorsque les arbres ont des circonférences importantes.

L'enjeu actuel est, maintenant que les forêts sont plus âgées avec plus de futaies et plus de volumes de bois vivant (**280 m3/ha en feuillus** - WP2 - Section 4.1.5), d'interpréter avec la souplesse nécessaire cet indicateur (Cfr les commentaires plus haut dans la section précédente).

Est-ce que, par exemple, tous les chênes et hêtres de qualité A doivent être exploités respectivement entre 240-300 cm et 200-240 cm de circonférence ?

Si à partir de ces seuils, le taux de croissance des arbres peut commencer à diminuer, il continue longtemps d'être bien plus élevé que celui d'arbres qui remplaceront ceux qui commencent à devenir mâtures (**Figure 7.8**). De plus, ces volumes ont une valeur au m^3 bien plus importante que celle de jeunes arbres. Retarder l'exploitation d'arbres de bonne qualité permet de bénéficier de volumes de bois vivant et d'une valeur économique unitaire qui est bien plus élevée que les volumes et la valeur unitaire associée d'arbres de remplacement.

Cette option de retenir le marteau pourrait même être largement bénéficiaire lorsque les risques de voir le capital sur pied se déprécier sont faibles et beaucoup plus valorisant pour un sylviculteur d'aller maximiser la valeur ajoutée là où elle est actuellement et pas l'espérer dans un futur assez improbable d'ici 70 à 100 ans.

Si ces seuils d'âge d'exploitation idéaux sont des seuils moyens à atteindre, ils ne doivent pas devenir un critère décisif pour les exploiter sinon les flux d'AH avec de gros diamètres ne pourront être progressivement alimentés.

Comme plusieurs études l'ont montré (cfr section 7.4.2, des surfaces terrières (> 30 m^2/ha) et des volumes élevés (> 350-400 m^3/ha) sont des seuils clefs pour générer suffisamment d'AH. Et pour cela, il faut allonger la durée de vie des arbres au-delà du seuil d'exploitation.

Il peut sembler contre-productif de "sacrifier" un capital existant exploitable en prenant le risque de voir des arbres d'une certaine valeur devenir des AH. C'est là qu'il faut prendre la distance nécessaire pour vraiment comprendre que ces arbres ne sont pas perdus mais qu'ils sont destinés à l'écosystème pour assurer un renouvellement de la ressource à travers l'amélioration de la productivité et, on l'espère, une bien meilleure robustesse et résilience.

7.5 Proposition d'une stratégie « bois mort » pour la Wallonie

Rappel : Toutes les définitions sont actuellement détaillées au début de document dans le glossaire général.

7.5.1 Objectifs généraux de la stratégie proposée

Le principe général est de mettre en place **une trame d'arbres-habitats comprenant des AM et des AIB (y compris de vieux arbres)** et des **réseaux d'IS et de RIF** à l'échelle des massifs forestiers wallons, qu'ils soient feuillus ou résineux.

Le but global est que 20% de la biomasse forestière ligneuse soit prioritairement consacré à la forêt et à la nature plutôt qu'à l'exploitation forestière à travers la mise en place d'un côté du réseau d'IS et RIF sur au moins 10% du territoire et du réseau d'AH et de BA sur le solde du

territoire pour améliorer la fonctionnalité écologique, la productivité et la résilience des écosystèmes forestiers.

Ces objectifs concernent prioritairement les **forêts feuillues, puis mixtes ou enfin résineuses irrégulières**. Des itinéraires techniques spécifiques sont proposés pour les plantations résineuses équiennes.

Les **objectifs biologiques à moyen et long terme** sont :

- **OB1** : **de réserver à la libre évolution (RIF, IS) au moins 10% du territoire forestier wallon**
- **OB2** : **de réserver au moins 10% des arbres en dehors des zones en libre évolution (BA, AH)**
- **OB3** : **d'atteindre un volume moyen régional de BM de 40 m^3/ha** (seuil d'inventaire de 10 cm) en mettant en place un réseau de RIF, d'IS, de BA et d'AH dans les forêts feuillues ou mixtes ou résineuses irrégulières wallonnes;

Le **cadre opérationnel** de la stratégie repose notamment sur :

- La **proposition de seuils ou de normes** à mettre en place à l'échelle des propriétés publiques (domaniales *versus* les autres forêts soumises comme les forêts communales et provinciales) et des propriétés privées;
- Une **réflexion sur la manière d'alimenter le compartiment bois mort** en travaillant en amont sur les choix de stratégies sylvicoles et l'augmentation des volumes de bois vivant ;
- Une **réflexion sur la mobilisation des évènements extrêmes** comme les **aléas climatiques ou épidémiques** comme sources de BM et d'AIB, voire de création d'IS ou de RIF;
- La **proposition d'itinéraires techniques** pour mettre en œuvre les normes proposées (cfr WP6) et **d'actions particulières contribuant aux OB2 et OB3 (WP6)**
- Une **réflexion sur les outils d'information et de sensibilisation sur l'intérêt du BM et les outils d'accompagnement des gestionnaires et propriétaires (WP7)**;
- Une **réflexion sur les outils de suivi et de recherches scientifiques à mettre en œuvre pour accompagner la stratégie (WP8)**.

7.5.2 Seuils et normes proposés

Les objectifs biologiques définis plus haut sont les piliers proposés pour la stratégie régionale.

Vu les différences d'objectifs, de mode de gestion (rémanents, travail du sol, …) et de risques associés au bois mort (épidémies, incendies, tempêtes, …) dans les peuplements résineux équiens, on propose de séparer les seuils et normes en deux catégories :

- Toutes les **forêts feuillues et mixtes ou mélangées de feuillus et conifères**, qui sont **équiennes, irrégulières** ainsi que **tous les peuplements résineux gérés de manière irrégulière** ;

- Tous les **peuplements résineux gérés de manière équienne et par coupe à blanc**, qui sont en conditions stationnelles correctes. Environ 21% des résineux sont encore considérés hors station (Lejeune et al., 2022), dans des contextes écologiques très marginaux, et devraient être progressivement restaurés en milieux ouverts et forêts feuillues ou mélangées de manière à respecter les principes du Code forestier wallon[54].

Les **seuils et normes proposés ci-dessous concernent la première catégorie**. Pour la seconde catégorie des résineux équiens, on ciblera plutôt un itinéraire technique avec une série d'actions spécifiques.

OB1 : 10% des forêts prioritairement consacré à la conservation de la nature

Pour l'**OB1** visant à atteindre **10%** de la surface forestière réservée à la nature, on mobilise d'abord les **IS et les RIF qui devraient atteindre 10% du territoire forestier dans un délai de 25 ans (2050)**. Cet objectif est largement réaliste vu que plus de 25% des surfaces forestières sont dans des conditions écologiques extrêmes où la production de bois est peu ou pas rentable ou problématique à cause des externalités négatives qu'elle génère. D'autres services écosystémiques ou contribution de la nature au bien-être humain doivent y être privilégiés.

Comme la surface minimale retenue pour définir un IS est 0.5 ha, les propriétés concernées sont celles qui ont plus de 5 ha. Pour les propriétés de taille inférieure, sauf plan de gestion coordonné, on mobilisera plutôt les AH et les BA (bouquets d'arbres). Cette surface est un minimum, l'idéal commençant à 2 ha pour assurer la diversité à long terme des types de BM, voire 10 ha pour assurer à long terme la diversité des DMH.

A l'échelle des **propriétés publiques**, **à court terme (2030),** cet objectif devrait être de **10%** pour les **forêts domaniales** et de **5% pour les autres propriétés publiques**. A long terme (2050), l'objectif pour les forêts domaniales pourrait être largement de plus de **20%** car 60% des forêts domaniales sont sur des sols marginaux. Pour les **autres propriétés publiques, l'objectif minimum serait de 10% à long terme**.

Pour les **propriétés privées en Natura 2000**, les **UG prioritaires** représentent déjà des surfaces globales de l'ordre de **2%.** Le même seuil minimal de **5%** devrait être d'application à court terme pour prendre en compte les autres forêts feuillues dans des conditions d'exploitation compliquées. **Hors Natura 2000,** ces mesures seront promues par la loi de la restauration de la Nature pour améliorer l'état de conservation des espèces et biotopes forestiers visés par des enjeux européens.

[54] On rappellera à ce titre que **l'équilibre résineux-feuillus** défini dans le Code forestier n'a de sens, éventuellement car on peut questionner cette norme "politique" dans le contexte climatique attendu - que là où **les essences résineuses sont en station** et, dans un contexte climatique stable. Il est aberrant de considérer que la restauration de 20.000 ha de sols marginaux occupés par des résineux hors station doit être compensée par le remplacement de 20.000 ha de feuillus sur bons sols. De plus, cet équilibre justifié par le maintien d'une filière-bois orientée "résineux" actuellement doit être revu en fonction des évolutions climatiques attendues lorsque les arbres seront exploités.

Pour les propriétaires privés, le développement de l'initiative « **Ma parcelle en Réserve Naturelle** » est une manière de contribuer à un réseau d'IS et de RIF. La logique des « **Obligations Réelles Environnementales** » (ORE) laissées à la discrétion des propriétaires qui se développe de manière significative en France pour protéger un capital naturel sur le long terme (99 ans) est aussi une opportunité intéressante.

OB2 : réserver au moins 10% des volumes de biomasse dans les forêts de production

La moitié de l'objectif général de 20% de la biomasse forestière ligneuse réservé à la forêt et à la nature est assuré par l'OB1 qui réserve 10 % de la surface forestière aux processus naturels. **L'autre moitié est apportée par les AM et les BA dispersés dans la matrice paysagère** sur les 90% de la surface forestière restante. Les normes proposées pour l'OB3 contribueront à la réalisation de cet objectif.

OB3 : Atteindre un volume global moyen de 40 m3/ha de BM

Cet objectif est défini sur la base du seuil identifié dans la littérature pour les forêts de production. Pour réaliser cet objectif, on compte d'abord sur les volumes de BM qui vont s'accumuler dans les IS et les RIF qui devraient occuper 10% du territoire wallon.

En dehors des zones protégées, la **norme idéale à atteindre est de 10 AH/ha** avec **au moins 4 AM/ha** et **au moins 4 AIB/ha (Figure 7.17)**. A moins de concerner des T(T)GB, cet objectif à lui seul ne permet pas d'atteindre 40 m^3 de BM/ha mais s'il est combiné avec l'abandon de houppiers, le maintien de souches hautes[55], l'augmentation attendue de la biomasse vivante et que les gestionnaires prennent l'habitude de vivre avec le BM, ce seuil devrait être atteint facilement.

Les caractéristiques des AIB sont à préciser dans les itinéraires techniques mais elles devraient idéalement combiner la présence d'une diversité de DMH (par exemple au moins 4 formes différentes définies parmi les 7 formes décrites dans la typologie de Bütler et al. (2024)) et la présence de 2 TTGB (Ø > 90 cm) pour avoir des arbres de très grande taille, très mâtures (cfr le concept allemand des arbres « *mathusalem* »), qui alimenteront plus tard le compartiment BM avec une ressource très rare.

Figure 7.17. Identification des seuils minimum, de bonnes pratiques et optimum

[55] Le cahier des charges wallon standard oblige à ravaler les souches ce qui est inutile fait perdre du temps aux exploitants dépenser du carburant pour rien. Seules les souches dans les cloisonnements où les machines travaillent devraient être ravalées. Cette simple mesure permettrait déjà d'augmenter significativement les volumes de nécromasse en forêt (cfr les statistiques allemandes à la section 4.1.6).

On identifie d'abord **un seuil minimal de 2 AH/ha partout** qui se calcule à l'échelle de la propriété (ou de partie de la propriété si > 20 ha et par bloc de 10 ha) qu'elles soient publiques et privées. Cet objectif de base est largement atteignable et d'autant plus efficace si les AH sont répartis spatialement et non concentrés sur une partie de la propriété. Si cet objectif est atteint dans toutes les forêts wallonnes feuillues, mixtes ou résineuses non-équiennes et à différentes échelles géographiques, l'enjeu essentiel de la connectivité sera atteint.

On identifie ensuite **un seuil de bonnes pratiques de base de 4-5 AH/ha** qui se calcule à l'échelle de la propriété qu'elles soient publiques et privées. Ces seuils se basent sur les seuils d'évaluation d'un **bon état de conservation** au sens de la directive « habitats » (pratiquement tous les biotopes forestiers wallons sont concernés) et de la mise en œuvre de la Loi sur la restauration de la nature : **au moins 2 AM/ha** (Ø > 40 cm et longueur > 2 m[56]) et **au moins 2 AIB/ha** (Ø > 80 cm ou > 70 cm si les conditions écologiques sont plus difficiles).

Aucune norme de labellisation n'est proposée dans le cadre de ce projet car cela dépend des organismes certificateurs mais à priori il serait illogique de proposer une norme qui soit inférieure au **seuil des bonnes pratiques**. On rappellera toutefois que le **label FSC est totalement cohérent avec les seuils proposés** puisque l'objectif à court terme dans ce label est de réserver 2 AM + 2 AIB à court terme et d'atteindre 5 AM + 5 AIB à long terme. Les mesures proposées pour le label PEFC actuel par contre est très largement en-dessous des normes légales et des minimums attendus voir même contre-productif puisqu'il laisse entendre que les seuils définis sont suffisants pour répondre à une exploitation forestière qui serait « durable ».

La manière de mettre en pratique ces normes sont différentes en fonction du type de propriétés :

- En **forêts domaniales**, l'objectif à court terme (2030) devrait être **le seuil optimum de 10 AH/ha**[57].
- En **forêts publiques non domaniales**, l'objectif à court terme (2030) devrait être le **seuil des bonnes pratiques de 5 AH/ha** avec un objectif à long terme (2050) d'approcher le seuil optimum **10 AH/ha**, en mettant la priorité sur les forêts anciennes confirmées par une analyse locale.
- En **forêts privées,** l'objectif à long terme (2050) est aussi **d'atteindre l'objectif de 10 AH/ha** en mobilisant les différents outils de sensibilisation, de reconnaissance à travers les labels et de subventions pour soutenir et reconnaître un effort particulier permettant d'aller au-delà des bonnes pratiques.

[56] Les différentes parties d'un même arbre qui font plus de 2 m (debout ou au sol) ne comptent logiquement que pour un AH.

[57] Avec minimum de 4 AM et 4 AIB dont si possible au moins 2 T(T)GB pour avoir des arbres qui alimenteront le compartiment bois mort par la suite.

Ces propositions sont **totalement compatibles avec les objectifs de la Loi sur la Restauration de la Nature** qui sont d'améliorer l'état de conservation des écosystèmes forestiers wallons concernés par des enjeux européens sur l'ensemble du territoire.

* * *

Arbres morts dans la forêt domaniale de Marche-les-Dames (01-2025) - CC-by-NC (MD).

WP6 – Itinéraires techniques

8.1 Introduction

Les forêts wallonnes jouent un rôle clé dans la préservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques. Cependant, elles sont confrontées à un déficit critique en bois mort, avec une moyenne d'environ 12 m³/ha en 2015-2023, bien en deçà des niveaux nécessaires pour maintenir des communautés d'espèces saproxyliques. Selon plusieurs études, un minimum de 40 m³/ha est indispensable pour assurer le fonctionnement de l'écosystème forestier. Cette situation reflète l'urgence d'augmenter significativement les volumes de bois mort, à la fois sur pied et au sol, tout en intégrant des objectifs de conservation dans les pratiques sylvicoles.

Les enjeux vont au-delà de la simple augmentation du volume de bois mort : il s'agit également de diversifier les structures, les essences et les stades de décomposition, tout en minimisant l'impact sur les fonctions économiques des forêts. Des mesures telles que la conservation des arbres morts, malformés ou abîmés, le maintien des chablis et des résidus d'exploitation, ou encore la désignation d'arbres d'intérêt biologique (AIB) et de très gros bois (T[T]GB), sont autant de leviers pour concilier biodiversité et gestion durable.

Ce rapport s'inscrit dans la continuité de travaux précédents :

- « WP1 : synthèse scientifique » qui détaille notamment des impacts du bois en décomposition dans l'écosystème forestier, reprenant ainsi les bénéfices associés au bois en décomposition et traite également des risques identifiés dans la littérature.
- « WP2 : synthèse des normes et statistiques » qui analyse les données et normes en vigueur en Wallonie et dans les pays voisins.
- « WP3 : analyse des perceptions du bois mort » qui analyse les représentations sociales des gestionnaires et propriétaires forestiers wallons vis-à-vis du bois mort et étudie en détail les freins et leviers au maintien d'arbres morts en forêt.
- « WP4 : Analyse coûts/Bénéfices » qui vise à analyser les freins, des coûts et des bénéfices à la mise en œuvre d'actions favorables au BM, AIB et T[T]GB.
- « WP5 : Quelle stratégie pour développer les arbres-habitats et les volumes de bois mort dans les forêts de Wallonie ? » qui définit des objectifs biologiques à travers des seuils et des normes visant à accroître les quantités de bois mort et à en améliorer la gestion.

En s'appuyant sur les connaissances scientifiques recueillies et les retours d'expérience disponibles, cette partie propose des itinéraires techniques concrets pour intégrer de manière efficace la gestion du bois mort et des très gros bois (T[T]GB) dans les pratiques sylvicoles.

8.2 Désignation des surfaces en libre évolution et des arbres-habitats

8.2.1 Surfaces en libre évolution permanente

Une surface en libre évolution permanente est une surface soustraite à l'exploitation forestière de façon permanente et entièrement dédiée à la nature. Au sein de ces zones en libre évolution, toute intervention sylvicole est proscrite afin de permettre aux arbres de compléter naturellement l'intégralité de leur cycle de vie, jusqu'à leur décomposition. Seules les coupes de sécurité sont autorisées et en laissant les arbres sur place.

Les surfaces en libre évolution sont représentées par les îlots de sénescence (IS) et les réserves intégrales forestières (RIF) qui se différencient par leur superficie minimale :

- L'îlot de sénescence (IS) consiste en une superficie en libre évolution permanente de minimum 0.5 ha à 10 ha d'un seul tenant. Les critères détaillés ci-dessous s'appliquent à **toute la surface**.
- La réserve intégrale forestière (RIF) consiste en une superficie en libre évolution permanente de minimum 10 ha d'un seul tenant. Les critères détaillés ci-dessous doivent concerner au moins **75 % de la surface**.

Les critères pour les RIF et les IS sont les suivants :

- Les IS/RIF doivent être prioritairement désignés au sein des forêts feuillues sur bons sols lorsqu'il y a une densité élevée de TGB (> 70 cm de Ø) ou de TTGB (> 80 cm de Ø) ou sur des habitats d'intérêt européen ou régional sur des sols marginaux bien établis (boulaies tourbeuses, aulnaies alluviales et marécageuses, chênaies à molinies, érablières de ravin, chênaies pubescentes, chênaies sèches acides, …).
- Les IS/RIF peuvent concerner des peuplements âgés d'épicéas ou d'autres résineux lorsque des objectifs biologiques particuliers y sont associés (espèces de papillons forestiers comme le Moiré fascié (*Erebia ligea*), le moiré sylvicole (*Erebia aethiops*), …) qui dépendent de milieux forestiers assez ouverts avec des arbres âgés.
- Les IS/RIF ne doivent pas être désignés sur des zones qui viennent d'être restaurées ou à restaurer.
- Dans le cas des RIF, il est recommandé de privilégier des formes compactes pour minimiser les effets de lisière. La présence d'une zone cœur, véritable sanctuaire pour les espèces, est essentielle.

La désignation des zones en libre évolution peut se faire en se basant sur certaines données disponibles suivantes :

- **Zones à faible productivité économique** ou présentant des difficultés d'exploitation notamment représentées sur la carte des contextes écologiques marginaux et sensibles disponibles sur WalOnMap[58] :
    - Sols tourbeux et paratourbeux
    - Sols hydromorphes
    - Sols alluviaux
    - Sols superficiels
    - Zones de fortes pentes
    - et les zones ayant subi un décrochage des peuplements lors des récentes sécheresses.
- **Zones d'intérêt écologique :**
    - Les unités de gestion Natura 2000 hors forêts non indigènes de liaison ;
    - Les forêts anciennes et les forêts matures ;
    - Présence d'une espèce protégée/menacée/rare

8.2.2 Désignation des arbres-habitats

Tout d'abord, un **arbre-habitat (AH)** est un arbre répondant à l'une des conditions suivantes :

- un arbre d'intérêt biologique (AIB) vivant porteur d'au moins un dendromicrohabitat (DMH)
- un arbre d'intérêt biologique (AIB) plus de 70 cm de Ø (TGB)
- un arbre mort (AM) qui constitue à lui seul un macro-habitat

Un **dendromicrohabitat (DMH)** est une singularité morphologique portée par un arbre et qui est utilisée par des espèces parfois hautement spécialisées, au moins durant une partie de leur cycle de vie. Ils constituent des refuges, des lieux de reproduction, d'hibernation et de nutrition cruciaux pour des milliers d'espèces (Bütler et al., 2024). La typologie de Bütler et al. (2024) identifie 7 formes de DMH avec :

- **les cavités :** trous dans le bois ou lieux abrités, humides ou secs, contenant du terreau ou pas, situés dans le tronc, le houppier ou au collet de l'arbre
- **les blessures et bois apparent :** aubier ou bois de cœur apparents suite à la perte de l'écorce ou l'éclatement du bois
- **le bois mort dans le houppier :** bois mort situé dans le houppier de l'arbre.
- **les excroissances :** excroissances engendrées par une réaction de l'arbre à la lumière, ou à une attaque de bactéries, de champignons ou de virus.

58 https://geoportail.wallonie.be/catalogue/b18318eb-5e91-48ae-a6a5-6f49d06b15a1.html#:~:text=Les%20contextes%20%C3%A9cologiques%20marginaux%20et,et%20de%20services%20%C3%A9cosyst%C3%A9miques%20associ%C3%A9s.

- **les sporophores de champignons et myxomycètes :** organes reproducteurs de champignons lignivores ou plasmodes de myxomycètes, perdurant au moins quelques semaines.
- **les structures épiphytiques, épixyliques ou parasites :** structure ou organisme vivant pour lequel l'arbre sert principalement de support comme notamment les nids de rapaces et autres.
- **les exsudats:** coulées actives de sève ou de résine.

Il est recommandé de regrouper les arbres-habitats en **bouquets d'arbres (BA).** L'avantage des bouquets d'arbres (BA) par rapport aux arbres-habitats (AH) isolés réside dans leur durée de vie potentiellement plus longue. En effet, la diversité des durées de vie des AH au sein d'un BA permet de maintenir une continuité écologique locale tout en offrant une variété de supports pour la biodiversité. Un bouquet d'arbres (BA) est composé de maximum cinq arbres désignés. Cela permet d'éviter la concentration excessive de la ressource en un seul endroit et de favoriser la création d'un réseau équilibré et régulier d'AH. Un exemple d'opportunité de création d'un BA est lorsque qu'un coup de vent brise le houppier de plusieurs arbres, ces individus peuvent être regroupés pour constituer un bouquet d'arbres-habitats.

Le risque lié aux AH constitue une préoccupation importante dans leur désignation et leur gestion est détaillée dans l'**Encart 8.1**.

Encart 8.1 Notion de risque dans la désignation des arbres-habitats (Granet et al., 2009; Bréda, 2023)

Le risque est souvent défini par la combinaison d'un **aléa** et d'une **vulnérabilité** ou **les enjeux concernés**.

L'aléa représente la probabilité qu'un événement dangereux survienne. Dans le contexte des arbres morts, il dépend des caractéristiques de l'arbre (espèce, état de santé, niveau de dégradation) et des facteurs environnementaux (événements climatiques, localisation, …). L'aléa ne sera donc pas le même pour un chêne bien installé qui vient de mourir que pour un hêtre qui porte des champignons au milieu du tronc et qui risque de casser en deux au prochain coup de vent ou pour un érable malade et mort dont le pied ne garantit plus sa stabilité.

La vulnérabilité décrit la probabilité ou la susceptibilité des enjeux ou des éléments exposés (personnes, infrastructures, régénération, …) à subir des dommages en cas de réalisation de l'aléa. Dans le cas des arbres morts, cela est associé au degré de fréquentation d'un lieu ou à la proximité avec des infrastructures (clôtures, murets, câbles électriques, voies de chemins de fer, etc.). La vulnérabilité est plus élevée dans les lieux plus fréquentés tels que les forêts péri-urbaines, le long des routes, de parkings, de zones de détente (scouts, ...) ou de pique-nique en forêt, de sentiers fréquentés ou balisés, …

Le risque est le produit de l'interaction entre l'aléa et la vulnérabilité. Dans ce cas, il correspond au danger potentiel résultant de la chute d'un AM ou d'un AIB, combinant la probabilité qu'un arbre tombe et les conséquences sur les éléments exposés. Par exemple, pour une forêt périurbaine avec un fort passage, le risque est plus élevé que dans une zone peu fréquentée, même pour un aléa identique. On n'aura pas la même réaction si la voirie est une route, où la présence d'un arbre tombé est un danger pour les véhicules qui circulent, ou sur un sentier forestier, où le danger est très limité.

Il est dès lors difficile de prévoir une distance standard car elle risque de ne pas être suffisante dans des lieux très fréquentés comme des zones de piquenique ou de détente. Vu la densité du réseau viaire en forêts, appliquer des seuils de distance systématiques élevés pour éliminer le maximum des aléas ne permettra pas de restaurer les conditions écologiques de l'écosystème forestier.

L'évaluation du risque relève de la responsabilité du gestionnaire qui devrait pouvoir faire état des critères qu'il a appliqué pour conserver un AH debout en cas de problèmes.

De plus en plus de législations forestières tendent à préciser que celui qui exerce son droit d'accès en forêt est responsable des conséquences de sa décision. **En Suisse, il n'existe ni obligation générale d'entretien ni obligation d'enlever de la forêt les objets dangereux**[59]. C'est-à-dire que si un promeneur est blessé par une branche qui tombe, le propriétaire de la forêt n'encourt en général pas de responsabilité. Si le risque est d'origine naturelle, le propriétaire n'est alors pas tenu d'enlever la source de risque, mais il doit en avertir les personnes exposées, par des panneaux par exemple.

Au Grand-Duché de Luxembourg, l'article 4 de l'équivalent du Code Forestier wallon[60] précise les responsabilités inhérentes au droit d'accès :

- Les personnes qui se rendent en forêt, acceptent les risques d'accident inhérents au milieu forestier.
- La responsabilité civile des propriétaires ne saurait être engagée au titre des dommages causés ou subis à l'occasion de la circulation du public en forêt qu'en raison de leur faute démontrée par le demandeur à l'instance.

En ce qui concerne l'accès à des zones en libre évolution, le public est largement informé des risques potentiels (cfr différentes illustrations dans ce rapport) et il est, soit déconseillé, soit interdit, de les fréquenter en cas de vents violents, au même titre que les parcs publics en ville.

[59] https://www.waldwissen.net/fr/economie-forestiere/gestion-dentreprise/droit-et-lois/responsabilite-du-proprietaire

[60] https://legilux.public.lu/eli/etat/leg/loi/2023/08/23/a544/jo

Il est donc **essentiel de clarifier ce sujet de la responsabilité du propriétaire directement avec le secteur des assurances** pour proposer une logique d'évaluation et de documentation des risques associés aux AM mais aussi aux AIB qui soit cohérente, c'est-à-dire qu'elle permette de limiter les risques tout en laissant aux processus naturels l'opportunité de se développer pour assurer leurs multiples contributions au fonctionnement des écosystèmes. Il serait même en fait utile **d'adapter le cadre légal pour adapter le régime de la responsabilité de fréquentation des espaces naturels non entretenus avec un régime spécifique (voir Billet, 2021)**.

Lorsqu'un arbre est identifié comme potentiellement intéressant pour une désignation en tant qu'**arbre-habitat**, il est crucial de procéder à une évaluation approfondie avant de prendre une décision. Cette désignation est une démarche importante, car une fois l'arbre classé comme arbre-habitat, il est conservé dans cet état jusqu'à sa décomposition complète et son intégration au sol.

Un outil d'aide à la décision est présenté en **Figure 8.1** pour la désignation des arbres morts et en **Figure 8.2** pour la désignation des arbres d'intérêt biologique. L'arbre décisionnel constitue des outils pratiques visant à faciliter le processus décisionnel pour le gestionnaire forestier. Cependant, la décision finale revient toujours au gestionnaire.

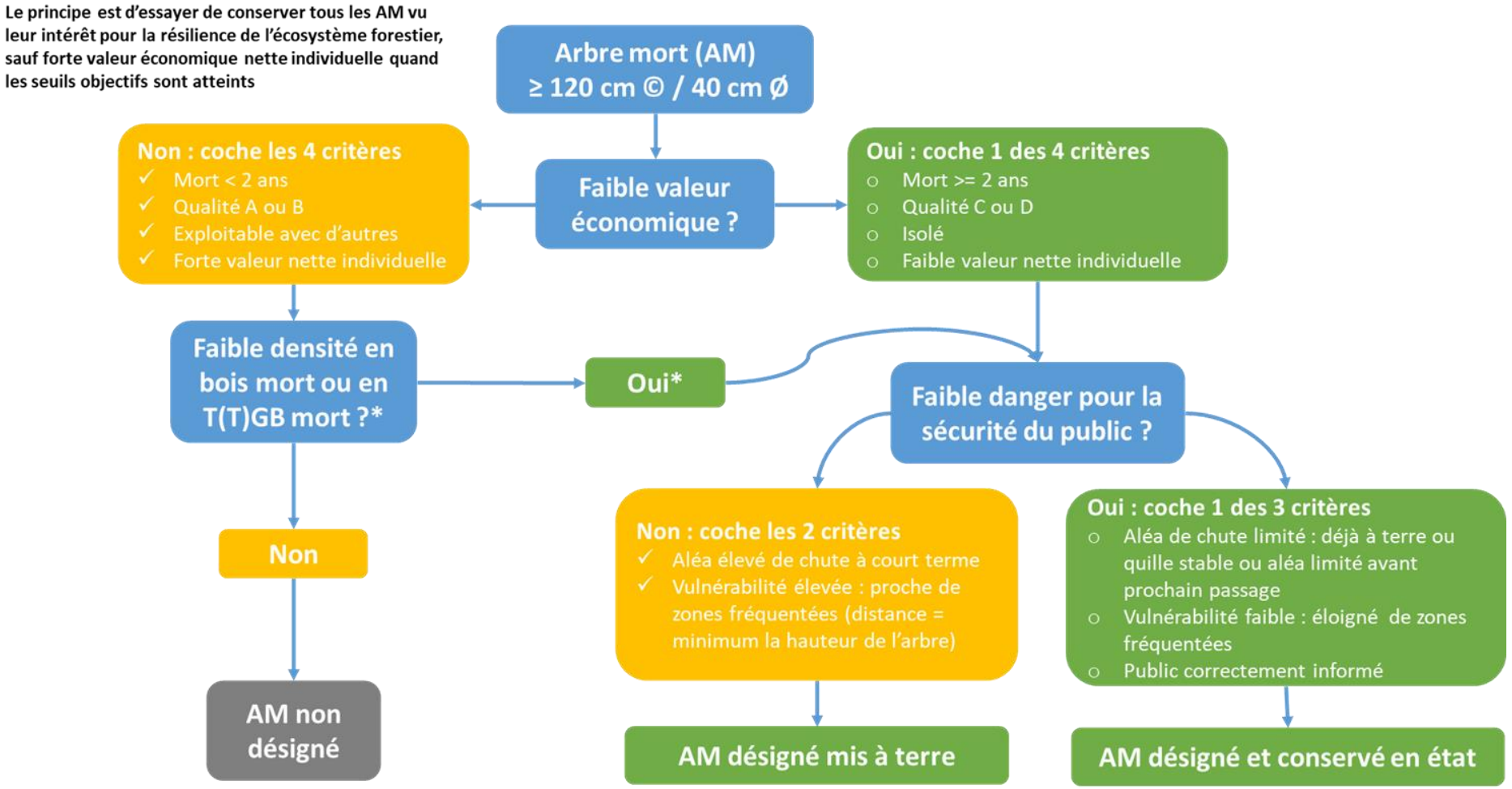
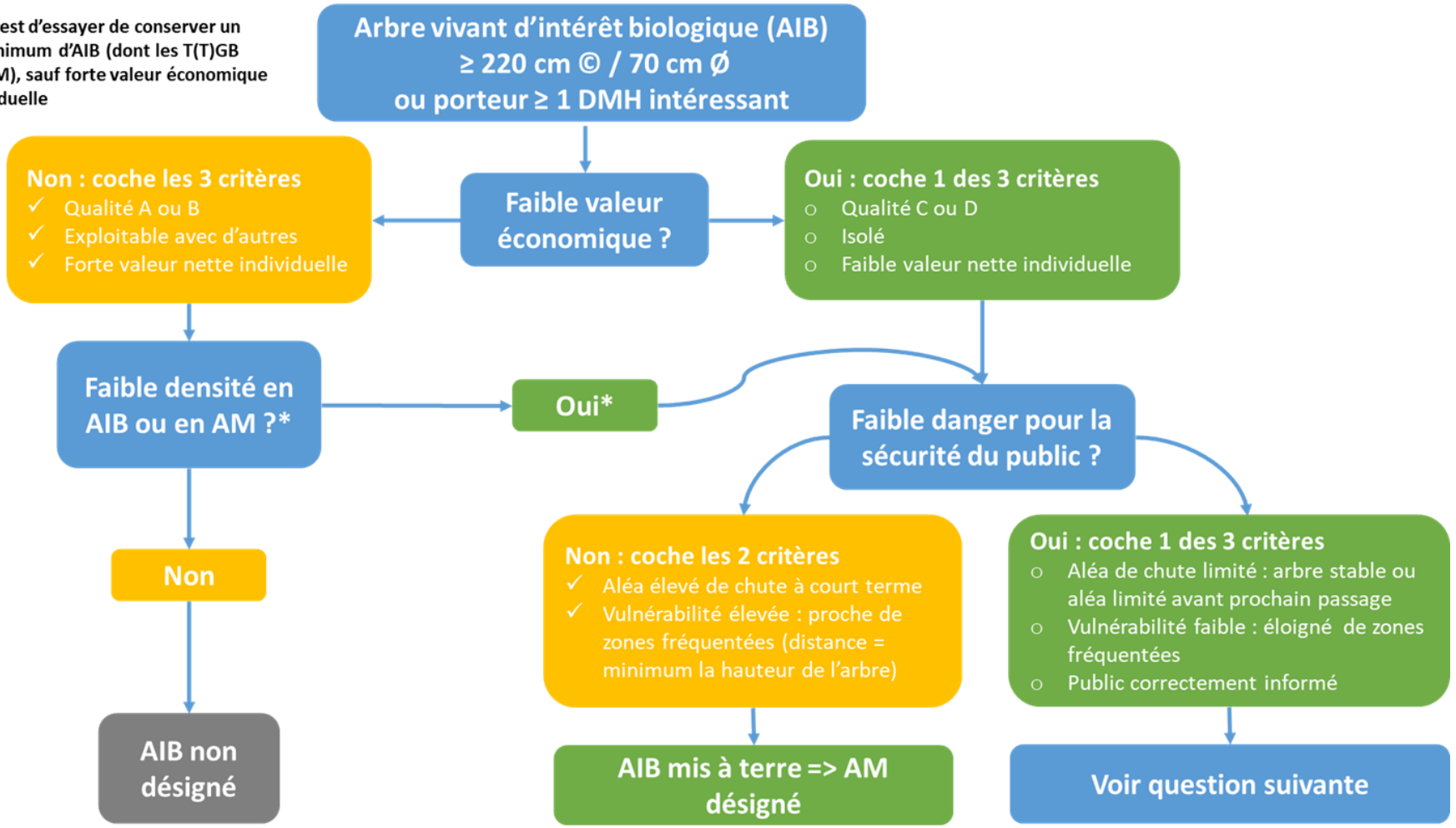


Figure 8.1. Arbre décisionnel pour la désignation des arbres morts.

Le principe est d'essayer de conserver un nombre minimum d'AIB (dont les T(T)GB candidat AM), sauf forte valeur économique nette individuelle



* L'arbre peut être réservé en attendant le bilan de l'exercice pour évaluer la balance entre l'intérêt écologique et l'intérêt économique

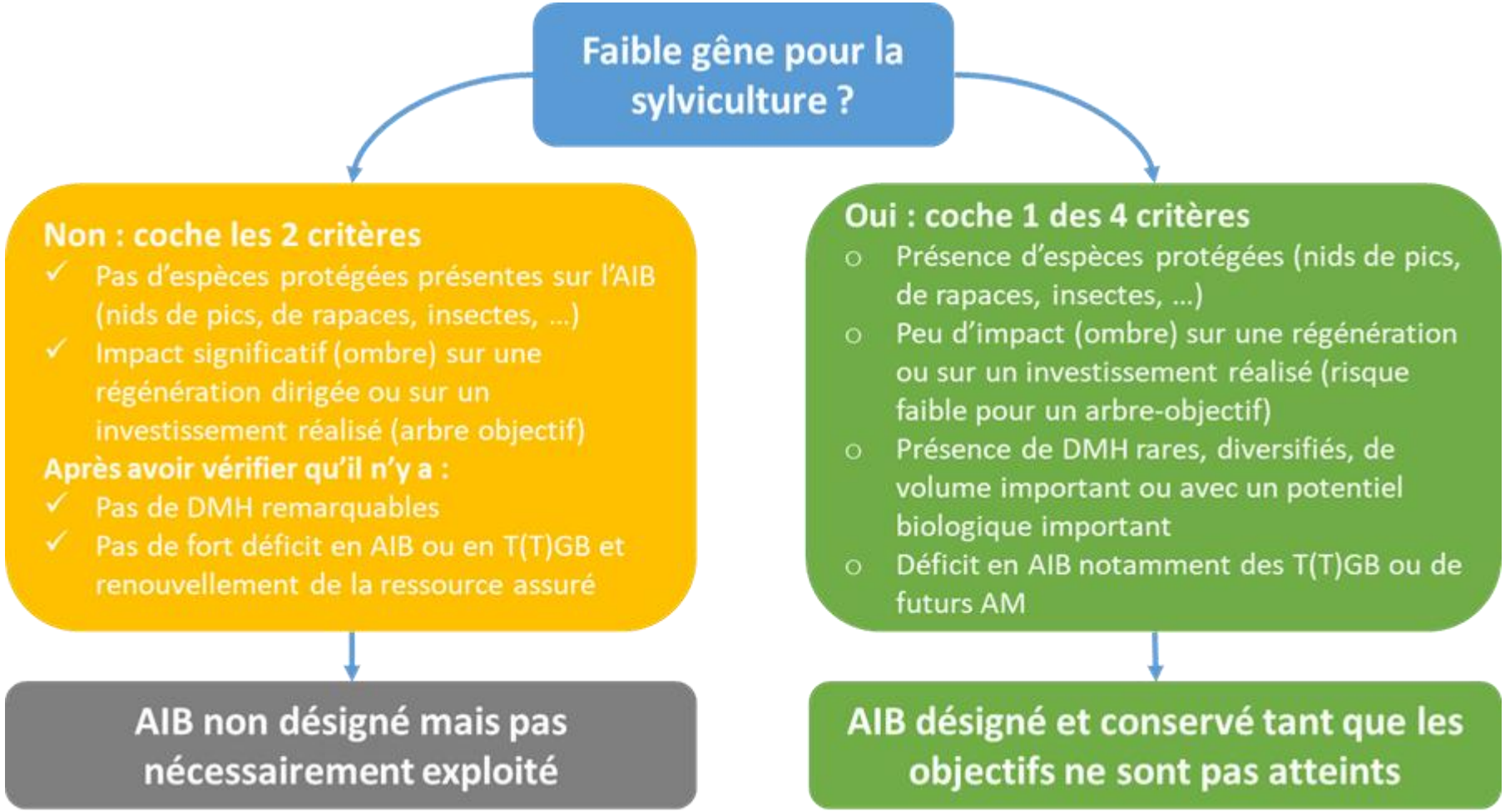


Figure 8.2. Arbre décisionnel pour la désignation des arbres d'intérêt biologiques.

8.3 Futaie feuillue, mixte ou résineuse irrégulière

La futaie feuillue ou mixte concerne toutes les forêts feuillues et mixtes, qui sont équiennes, irrégulières ainsi que tous les peuplements résineux gérés de manière irrégulière. Cette section reprend donc tous les peuplements à l'exception des résineux équiens.

8.3.1 Stratégie

La stratégie et les objectifs biologiques ont été définis dans le travail préalable du « WP5 – Quelle stratégie pour développer les arbres-habitats et les volumes de bois mort dans les forêts de Wallonie ? ».

Les mesures de gestion proposées dans ce rapport concernent les objectifs 2 et 3 (OB2, OB3) repris ci-dessous :

- OB2 : de réserver au moins 10% des arbres en dehors des zones en libre évolution (BA, AH)
- OB3 : d'atteindre un volume moyen régional de BM de **40 m^3/ha** (seuil d'inventaire de 10 cm de diamètre) en mettant en place un réseau de RIF, d'IS, de BA et d'AH et en augmentant les volumes de bois vivant avec un objectif d'au moins **350 à 400 m^3/ha**.

Notamment par la désignation d'arbre-habitat, selon les seuils suivants :

- **Seuil minimal : 2 AH/ha**
- **Seuil de bonnes pratiques : 4-5 AH/ha**, incluant :
    - un minimum de **2 arbres morts (AM)** (> 40 cm de diamètre, au moins 2 m de longueur et un tronc complet en différents morceaux compte pour une pièce).
    - un minimum de **2 arbres d'intérêt biologique (AIB)** (> 70-80 cm de diamètre).
- **Seuil optimal : 10 AH/ha**, dont un minimum de 4 AM et 4 AIB (dont si possible 2 T(T)GB) pour maximiser la biodiversité et inclure des arbres très mâtures ("mathusalem").

8.3.2 Mesures de gestion

- Dans les conifères et les essences pionnières, les résidus de la première éclaircie sont maintenus dans les parcelles.
- Maintien de souches hautes : min 1 à 1,5m de hauteur en dehors des voies de débardage dans les cloisonnements
- Maintien des houppiers non démembrés
- Les chablis sont laissés au sol lorsque leur densité est inférieure à 3-4 arbres par hectare.

- Dans le cas d'un chablis massif (arbres en mikado de minimum 10 arbres), selon les possibilités, maintenir 20 à 30% du peuplement au sol pour favoriser la régénération naturelle et restituer de la matière au sol

8.4 Futaie résineuse

La futaie résineuse concerne tous les **peuplements résineux gérés de manière équienne et par coupe à blanc**, qui sont en conditions stationnelles correcte.

8.4.1 Stratégie

La stratégie et les objectifs ont été définis dans le travail préalable du « WP5 – Quelle stratégie pour développer les arbres-habitats et les volumes de bois mort dans les forêts de Wallonie ? ».

Les mesures de gestion proposées dans ce rapport concernent les objectifs 2 et 3 (OB2, OB3) repris ci-dessous :

- OB2 : de réserver au moins 10% des arbres en dehors des zones en libre évolution (BA, AH)
- OB3 : d'atteindre un volume moyen régional de BM de **20 à 30 m³/ha** (seuil d'inventaire de 10 cm de diamètre) en mettant en place un réseau de RIF, d'IS, de BA et d'AH

Notamment par la désignation d'arbre-habitat, selon les seuils suivants :

- **Seuil minimal : 2 AH/ha**
- **Seuil de bonnes pratiques : 4-5 AH/ha**, incluant :
    - **2 arbres morts (AM)** (> 40 cm de diamètre, au moins 2 m de longueur et un tronc complet en différents morceaux compte pour une pièce).
    - **2 arbres d'intérêt biologique (AIB)** (> 70-80 cm de diamètre).
- **Seuil optimal : 10 AH/ha**, pour maximiser la biodiversité et inclure des arbres très mâtures ("mathusalem").

8.4.2 Mesures de gestion

8.4.2.1 Jeune peuplement

- Maintien au sol des résidus de dépressage
- Maintien des "loups" sur pied
- Si possible, maintien au sol des résidus de la première éclaircie.

8.4.2.2 Peuplement en phase de maturation

- Les chablis sont laissés au sol lorsque leur densité est inférieure à 3-4 arbres par hectare.
- Dans le cas d'un chablis massif (arbres mikado de minimum 10 arbres), maintenir 20 à 30% au sol du peuplement pour favoriser la régénération naturelle et restituer de la matière organique au sol. En ce qui concerne le risque lié au typographe (*Ips typographus*), un bois mort depuis plus de deux ans ne constitue plus un risque, car le développement larvaire de l'insecte n'y est plus possible. Les bois morts de moins de deux ans peuvent éventuellement représenter un risque dans les peuplements d'épicéas, surtout lorsque ceux-ci ne sont pas en station. À noter également que les parasitoïdes émergent des bois morts deux mois après les scolytes (Similä et al., 2002; Wermelinger, 2002) d'où l'intérêt d'en avoir en permanence.

8.4.2.3 Coupe finale

- Conserver 2 groupes de 5 arbres par hectare (AH ou non), en s'assurant qu'en cas de danger ils soient situés à une distance de sécurité par rapport à une voirie accessible au public.
- Création de minimum de 5 souches hautes/ha d'une hauteur minimum de 1,5 m, suggestion : en bord de cloisonnement.
- Abandon des rémanents sur la parcelle :
    - En cas de plantation : privilégier le peignage pour former des andains avec les rémanents, plutôt que le gyrobroyage intégral de la parcelle, afin de limiter les pertes de carbone dans l'air et réduire le lessivage des éléments minéraux sous fortes pluies. Cette méthode préserve aussi la diversité azotée et la richesse du cortège floristique des plantes accompagnatrices.
    - En cas de régénération naturelle : laisser les rémanents en plein sur la parcelle. Lors de l'intervention dans la régénération, ouvrir des filets sylvicoles de largeur maximale de 1 mètre.

Gestion des coupes à blanc d’épicéas équiens en Allemagne dans le Parc national Hunsrück-Hochwald - - CC-by-NC (MD).

Figure 8.3. Exemples de souches coupées hautes et laissées sur place en Allemagne dans le Parc national Hunsrück-Hochwald. C'est apparemment une pratique de base qui ne fait pas l'objet d'une norme.

Informations du public dans le Parc national Hunsrück-Hochwald dans des zones scolytées -- CC-by-NC (MD).

Figure 8.4. Exemples d'informations des randonneurs sur un sentier officiel du Parc national.

* * *

WP7 – Sensibilisation et formations

9.1 Introduction

Dans ce WP, des exemples de supports et contenus de formations sont présentés. Ils ont pour objectifs de sensibiliser et d'informer les propriétaires et gestionnaires forestiers à l'importance du maintien des arbres-habitats au sein de leurs forêts. Ces formations sont dispensées aux propriétaires publics et privés. Elles sont données par la Société Royale Forestière de Belgique et par Forêt.Nature.

9.2 Formation pour les propriétaires des forêts privées

Les formations à destination des propriétaires et gestionnaires des forêts privées sont données par la Société Royale Forestière de Belgique. Les supports utilisés sont repris ci-dessous.

Deadwood4Forests : Formation forêt privée

Objectifs généraux :

Savoir :

Etat des lieux du bois mort de la Wallonie : lois, quantité, perception

Comprendre les enjeux et utilités du bois mort au sein d'un peuplement

Comprendre l'intérêt des AH, savoir les reconnaître

Comprendre la trame générale à l'échelle d'un massif forestier (IS, RI, AIB..)

Comprendre les interactions AH-BM-Régénération forestière -> lien entre écosystème forestier, résilience et productivité

Comprendre les impacts positifs du bois mort sur la production de bois

Savoir-faire :

De manière générale, savoir implémenter le bois mort à travers la sylviculture actuelle

Savoir gérer un flux de bois mort « comment va-t-on alimenter ce BM au sein d'un peuplement ? »

Savoir identifier les types de bois morts à travers un inventaire par placette et en retirer un volume

Savoir désigner correctement les AH et bouquets d'AH à l'aide de l'arbre décisionnel dans un peuplement donné

SRFB · KBBM

Déroulement

I) Observation générale de la parcelle : établissement du contexte

Le groupe traversera la parcelle une 1ère fois et sera invité à observer celle-ci sans consigne précise.

Une fois la traversée finie, un avis général sera collecté « Qu'en pensez-vous ? qu'avez-vous retenu ? qu'est-ce que cela vous inspire ? »

- ➔ Etablissement du contexte dans lequel l'europe se situe avec présentation de quelques chiffres moyen du Vm³/ha en Wallonie et Europe + lien avec les résultats de l'enquête des perceptions sur le BM
- ➔ Amener les objectifs du projet et montrer les 2 grands chiffres importants 40m³/ha et 10 AH (faire lien avec N2000, PEFC), présentation de la trame IS et RI.
- Définir un bois mort (distinction avec dépérissant),
- Cycle sylvicole et naturel de l'arbre
- Les causes du BM
- Les stades de décomposition et le mécanisme de la décomposition

Exercice de reconnaissance des stades de décomposition, en faisant l'état des indicateurs qui permettent de les définir et les distinguer. Faire le lien avec le flux temporel. (voir annexes)

- Les facteurs influençant la décomposition

II) Exercice inventaire BM (1 placette pour 5 personnes max) (voir annexes)

Objectifs :

- ➔ Permet aux participants de se rendre compte des types de bois mort dans un peuplement : BM entier, au sol, quille, grume, souche, houppier
- ➔ Savoir la méthode d'inventaire par observation par placettes, classer correctement les BM (PB, MB, GB etc..)
- ➔ Se rendre compte qu'aucune mesure n'a besoin d'être effectuée et que l'inventaire se fait rapidement et permet d'avoir un état global de la quantité

géospatiale. Permet de mettre en évidence les zones du peuplement sur lesquels un effort particulier doit être entrepris.

➔ Se rendre compte que l'inventaire permet aussi de faire un suivi des itinéraires techniques qui seront appliqués par les propriétaires

- Lien fait avec le dernier exercice de la désignation des AH :
  - exemple si dans l'inventaire la placette 1 = 5m³, après désignation d'un TGB AH -> la placette passera à 9-10m³ avec seulement un arbre désigné. (Un point d'attention sera apporté sur le fait qu'il faut un flux temporel, spatial, et diversifié).

Récolte des fiches par les animateurs, calcul de V sur Qfield et faire lien avec VBM total inventorié en plein. Insister sur le fait les observations varient d'une personne à l'autre, mais que le résultat en m³ est sensiblement proche.

III) Les impacts du bois mort

Amener toutes les utilités du bois morts dans un peuplement, en ayant préalablement expliquer le phénomène de décomposition.

(Rétention d'eau, stockage carbone, enrichissement du sol en éléments nutritifs, biodiversité etc… faire un lien entre biodiversité et productivité).

IV) Les dendromicrohabitats

Définition du WSL -> lien avec le BM en expliquant que 60% d'entre eux sont constitués de BM, qu'un BM est un macrodendrohabitat à lui seul, et peut être désigné comme arbre habitat.

***1ère exercice** : observation des potentiels DMHs : (voir annexes)*

Objectifs : mettre en évidence les éléments sur lesquels les apprenants portent le plus d'attention, soit une mise en évidence des DMHs dont l'apprenant a le plus l'habitude de percevoir ou de reconnaître.

Dans un premier temps, récolte des données et mise en évidence des dendrohabitats de ceux qui ont été le plus observés, par retour des groupes.

Dans un second temps, affichage des panneaux des dendrohabitats afin de mettre en évidence la multitude des DMHs.

Entourer les DMH initialement observés par les propriétaires sur les panneaux.

SRFB • KBBM

*2ème **exercice** : second repérage par comptage, avec l'aide de la fiche récapitulant les DMHs (voir annexes)*

Distribuer les fiches DMH et inviter à observer de nouveau la zone en prenant en compte cette fois-ci la multitude de DMHs.

Objectifs :

- ➔ Mettre en évidence que d'autres DMHs ont été observés que sur la 1ère observation.
- ➔ Mettre en évidence les DMH les plus récurrents dans le peuplement -> afin de définir par la suite les DMHs rares.
- ➔ Revenir sur les DMHs identifiés -> quelques informations supplémentaires sur certains DMHs.

V) La désignation des AH à l'aide de l'arbre décisionnel à l'aide de rubalise (voir annexes)

Objectifs :

Mettre en application les itinéraires techniques pour implémenter le bois mort dans la sylviculture que nous connaissons.

Prendre en compte le premier inventaire des Dmhs réalisé, et ainsi avoir une ligne directrice sur la famille et/ou groupe de DMHs recherchés

Prendre en compte une multitude de problématiques : économique, sécurité, ressource en TGB, aspects sylvicoles (A.O, RN).

Revenir sur quelques exemples de désignation, faire le lien avec quantité de BM qui sera engendré

Prendre conscience de la spatialisation des AH

Faire un point sur la possibilité de désigner des ilots de sénescences (à partir de 0.5ha), réserve intégrale, et de préciser les conditions et recommandations.

SRFB · KBBM

Annexes

Fiche exercice reconnaissance des stades de décomposition

Exercice n°1 : stades de décomposition

Consignes :

1) *Parcourir la zone et essayer de déterminer des stades de décomposition des bois morts, d'en définir un nombre, et de décrire en quelques mots d'après vos observations et vos outils, les éléments caractéristiques propres à chacun des stades.*

Circulation libre dans le peuplement.
Une discussion - débat suivra cet exercice.

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

SRFB · KBBM

Fiche exercice inventaire

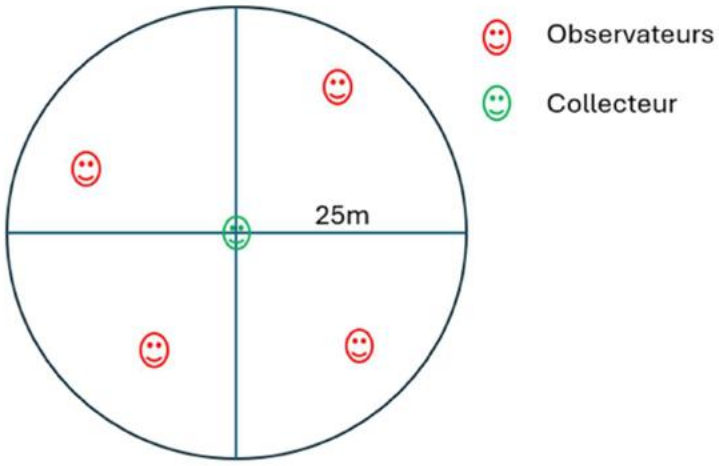
Exercice n° 2 : Inventaire bois mort visuel par placettes

Consignes :

Désigner un collecteur qui se met au centre de la placette (bambou), et qui remplira sur les fiches les données communiquées par les observateurs.

Dérouler le décamètre sur 25 m à partir du centre de la placette, afin de matérialiser le rayon d'observation.

1 observateur par ¼ de placette.



SRFB · KBBM

L'observateur inscrit le nombre de bois au sol, sur pied, houppier, souche (par le système de points, carrés) avec sa dimension et longueur associées (4+6+10+...).

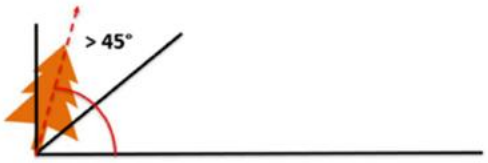
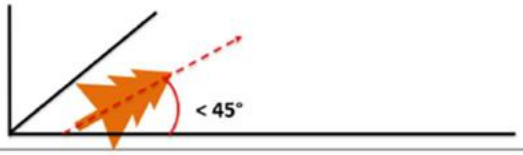
Exemple :

Bois morts au sol			
Groupe n° : 1	**Placette n° : 1**		
Dimension	**Type**	**Nombre**	**Longueur totale (estimée)**
	Entier	□ •	12+15+11+12+14+13+14+15+16
	Non-entier	• •	5+4
PB (40-100cm)	Houppier		

Aucune mesure n'est effectuée, la longueur ou la hauteur est estimée visuellement par l'observateur.

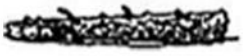
Le volume sera calculé par le formateur après l'exercice

Typologie des bois morts

Bois mort sur pied Entier, chandelle ou quille	
Bois mort au sol houppier, billon, arbre entier	
Souche haute Peuvent contribuer **25% du volume total de bois mort**	

SRFB · KBBM

Inventaire bois mort au sol



Bois morts au sol			
Groupe n° :	**Placette n° :**		
Dimension	**Type**	**Nombre**	**Longueur totale (estimée)**
PB (40-100cm)	Entier		
	Non-entier		
	Houppier		
MB (100-150cm)	Entier		
	Non-entier		
	Houppier		
GB (150-200cm)	Entier		
	Non-entier		
	Houppier		
TGB (200-240cm)	Entier		
	Non-entier		
	Houppier		
TTGB >240cm	Entier		
	Non-entier		
	Houppier		

SRFB · KBBM

Inventaire bois mort sur pied

Bois sur pied			
Dimension		**Nombre**	**Hauteur totale (estimée)**
PB (40-100cm)	Quille		
	Entier		
	Souche		
MB (100-150cm)	Quille		
	Entier		
	Souche		
GB (150-200cm)	Quille		
	Entier		
	Souche		
TGB (200-240cm)	Quille		
	Entier		
	Souche		
TTGB >240cm	Quille		
	Entier		
	Souche		

Partage, discussion et analyse des résultats après l'exercice

Exercice n°3 : Première observation

Consignes :

2) *Parcourir la zone attribuée et lister en quelques mots les éléments qui vous paraissent comme étant de potentiels habitats sur les arbres vivants et morts.*

Circulation libre dans le peuplement.
Une discussion - débat suivra cet exercice.

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

SRFB · KBBM

Exercice n°4 : seconde observation et quantification

Consignes :

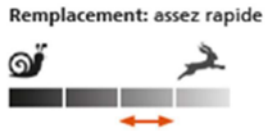
Reparcourir la zone en vous munissant de la fiche récapitulative des dendromicrohabitats.

1) *Quantifier les dendromicrohabitats observés par le système de points, carrés.*

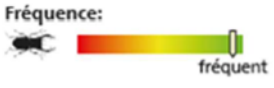
Exemple :

Dendromicrohabitats		
Formes	**Groupes**	**Nombre**
Cavité	Loges de pic	□
	Cavités à terreau	● ●
	Galerie insectes	
	Concavités	

Légende de la fiche des DMH :



Vitesse de remplacement dans le peuplement (lente à rapide)



Fréquence du DMH dans la forêt naturelle (rare à fréquent)

Fréquence du DMH dans la forêt exploitée (rare à fréquent)

Exemples des groupes d'espèces associées

Circulation dans les placettes
Une discussion - débat suivra cet exercice.

SRFB · KBBM

Dendromicrohabitats		
Groupe n° :		
Formes	Groupes	Nombre
Cavité	Loges de pic	
	Cavités à terreau	
	Galeries insectes	
	Concavités	
Blessures	Aubier apparent	
	Aubier et cœur de bois apparents	
Structures épiphytiques	Microsols	
	Nids	
	Plantes, lichens, mousses	
Excroissances	Gourmands/balais de sorcières	
	Loupes/ chancres	
Exsudats	Coulées de sève/résine	
Houppier	Bois mort dans houppier	
Sporophores	Pérennes	
	Ephémères	

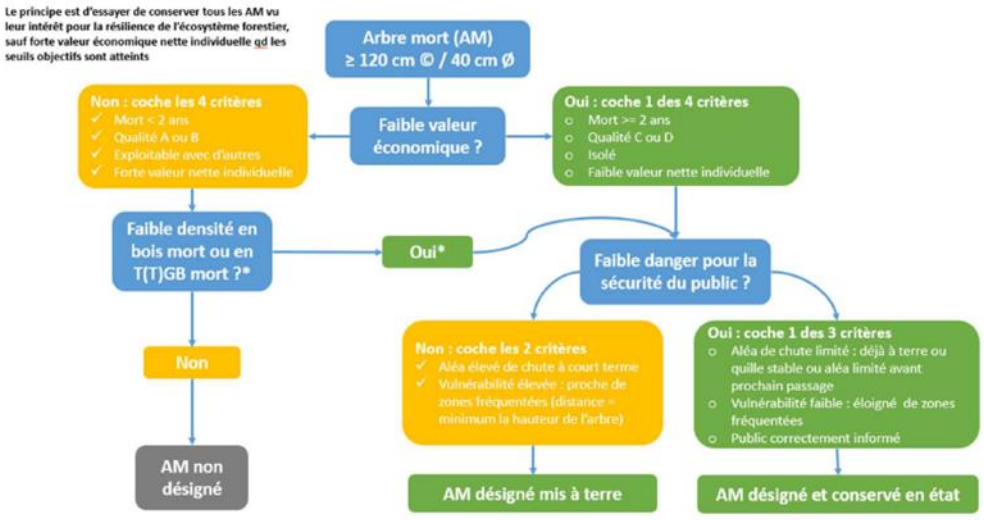
SRFB • KBBM

Exercice n° 5 : désignation des arbres habitats

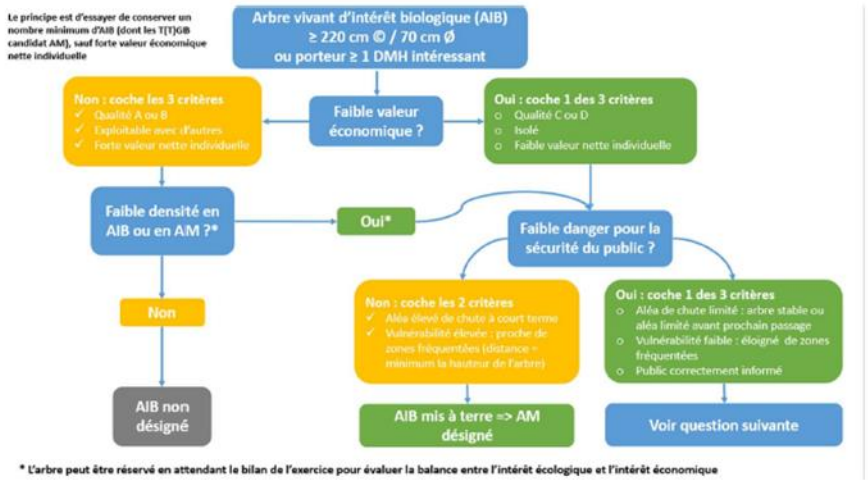
Consignes :

1) *Au regard du récapitulatif sur la fréquence des dendromicrohabitats présents dans le peuplement, et de la fiche « arbre décisionnel » ci-dessous, désigner avec la rubalise des arbres habitats (au sol ou sur pied, entiers ou non) isolés ou groupés*

NB : ARBRE DECISIONNEL A CHANGER DANS LA FORME

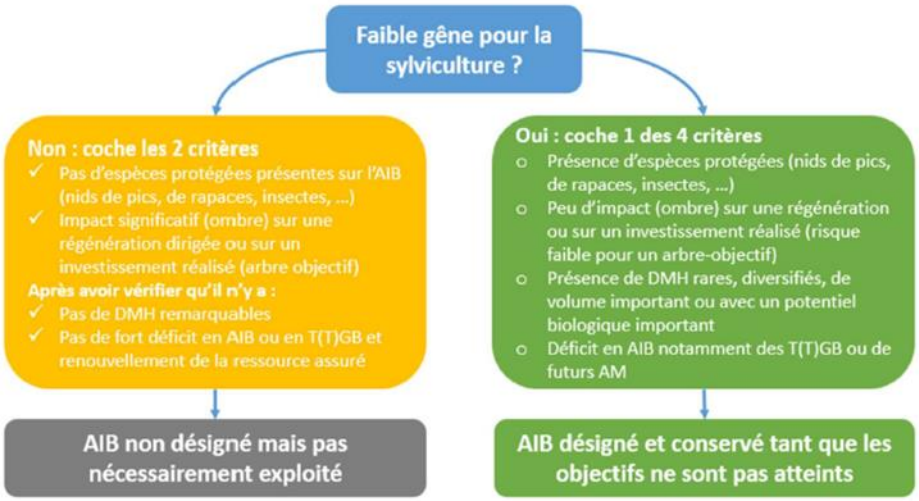


*** L'arbre peut être réservé en attendant le bilan de l'exercice pour évaluer la balance entre l'intérêt écologique et l'intérêt économique**



*** L'arbre peut être réservé en attendant le bilan de l'exercice pour évaluer la balance entre l'intérêt écologique et l'intérêt économique**

SRFB · KBBM



Légende :

DMH : Dendromicrohabitat

AH : Arbre habitat

TGB : Très gros bois (c>240cm)

AO : Arbre objectif

RN : Régénération naturelle

Circulation au niveau des placettes.
Une discussion - débat suivra cet exercice.

9.3 Formations réalisées par Forêt.Nature

Formation en forêts publiques

FORÊT .NATURE

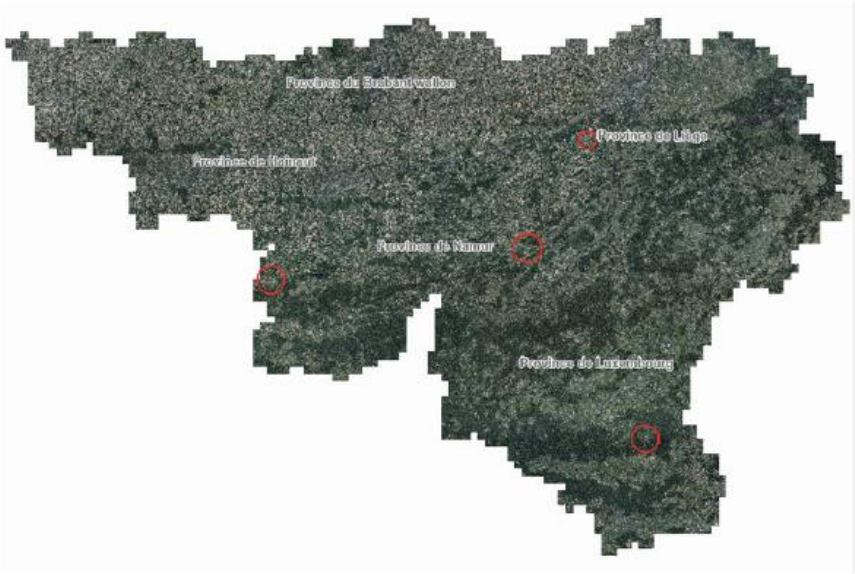
L'objectif principal de la formation est de sensibiliser les agents du département de la nature et des forêts à la nécessité de préserver une quantité suffisante de bois mort en forêt pour constituer un écosystème forestier robuste pour les générations futures.
D'autre part, la multifonctionnalité des forêts impose aux gestionnaires forestiers d'argumenter solidement leur choix de gestion au quotidien. Le bois mort souffrant encore trop souvent de la mauvaise réputation des croyances du passé. La formation tend à synthétiser le contenu du rapport global afin qu'il soit également une aide directe de vulgarisation.

1. Les outils pour la formation

1.1. 4 circuits exemplatifs de formation

Répartit sur l'ensemble de la Wallonie et situés en forêts soumises au régime forestier, ces circuits incitent un plus grand nombre d'agents à participer à la formation.

- Chevetogne
- Anlier
- Sivry
- Nandrin

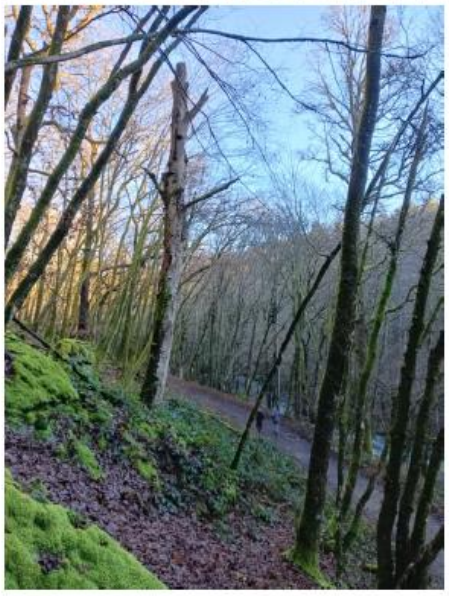


Composés chacun d'une zone de forêt gérée pour la production de bois, contenant un nombre significatif d'arbres-habitats, ainsi que d'une zone gérée en libre évolution.

Ces sites offrent un maximum de cas concrets pour aborder les thématiques suivantes :

- la diversité de dendromicrohabitats,
- des sites variés dont les volumes de bois morts sont connus,
- la sécurité du publique,
- les milieux-semis ouverts en forêt (besoins complémentaires des espèces),
- les cours d'eau forestier et la rétention de l'eau dans l'écosystème forestier,

- les aléas climatiques et l'incidence sur les peuplements,
- Inventaire de gestion du bois mort et des AIB et AH (DRF - projet Qfield)



1.2. 25 panneaux de formations illustrés

Ces panneaux abordent notamment les thèmes cités précédemment ainsi que :

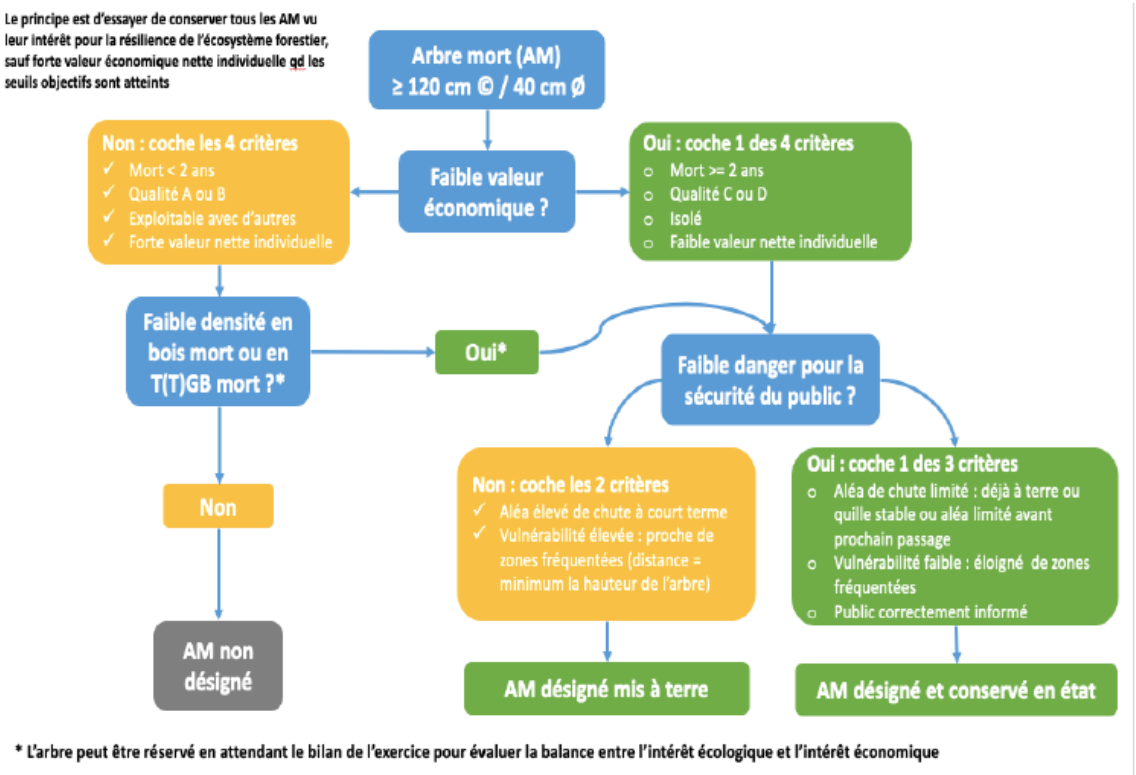
- Qu'est-ce que la décomposition du bois mort, phases, stades et organismes saproxyliques dépendants,
- Importance du bois mort dans la structure et la composition des sols forestiers,
- Bois mort et rétention en eau dans l'écosystème forestier,
- Les bénéfices écosystémiques et l'influence sur la robustesse et la productivité des forêts,
- Les spécificités des DMH et leur importance en forêt gérée pour la production de bois,
- Seuils et besoins vitaux des espèces liées directement ou indirectement au bois mort,

- État de la ressources en bois mort et arbres-habitats en région Wallonne et dans pays ou régions limitrophes,
- Présentation et exemples de mesures spécifiques prises par les pays voisins,
- Présentation des stratégies proposées dans les itinéraires techniques,

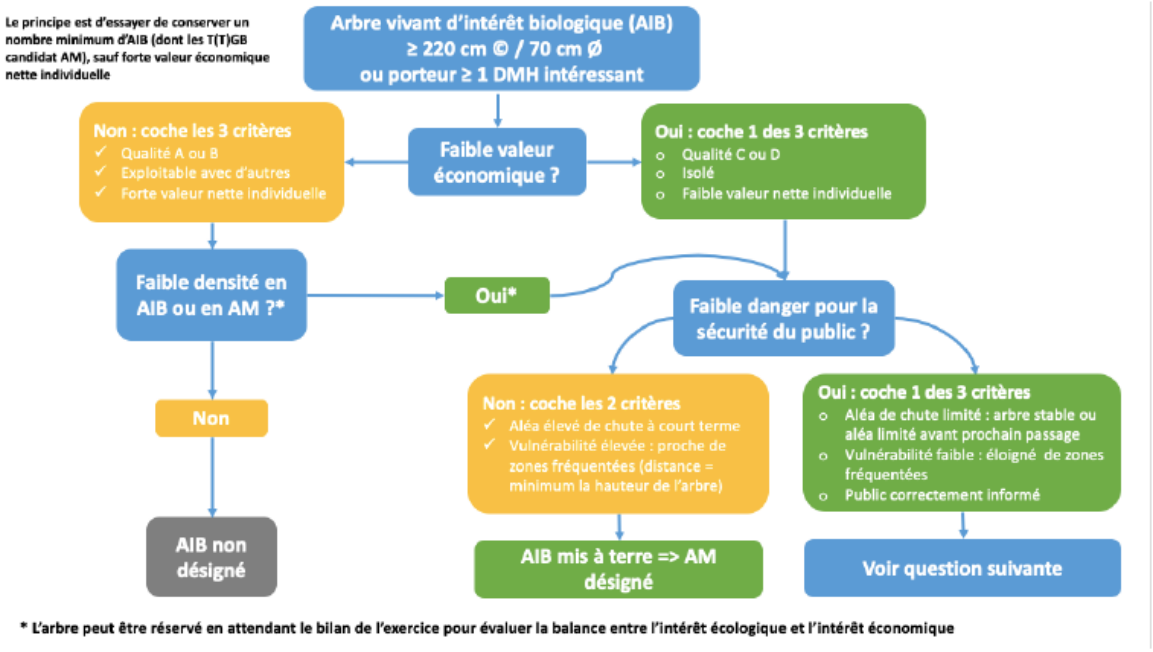
1.3. Les 2 arbres décisionnels

L'utilisation de l'outil « arbre décisionnel d'arbre-habitat » permet de faire la synthèse des critères de désignation des arbres-habitats vivants et morts vu tout au long de la journée.
Ces arbres décisionnels sont des aides mémoires reprenant l'ensemble des critères importants de désignation des arbres habitats. Il ne s'agit pas de les utiliser pour analyser individuellement chaque arbre de la forêt, mais plutôt comme guide générale ou lors d'une situation plus complexe afin de prioriser les critères.

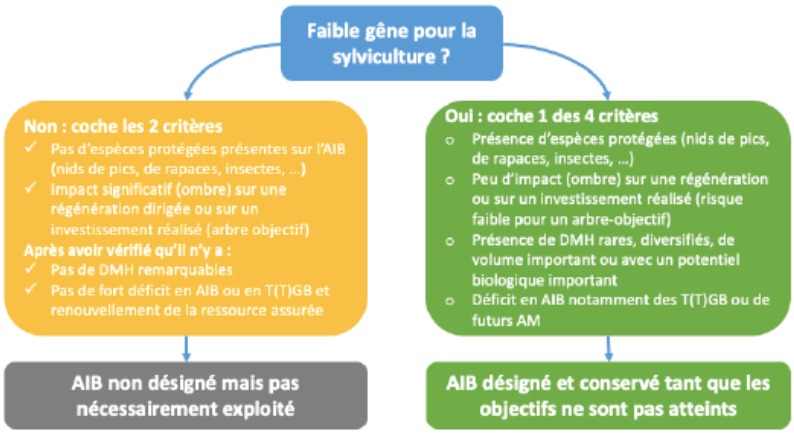
Arbre décisionnel concernant les arbres morts



Arbre décisionnel concernant les arbres vivants feuillus et résineux



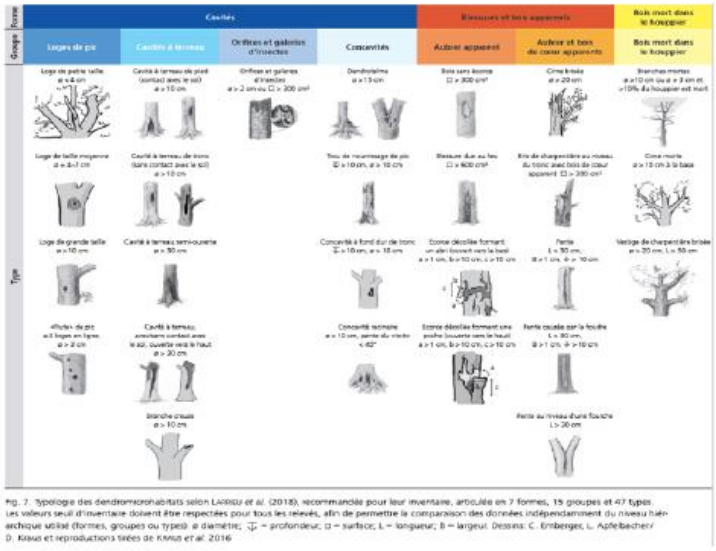
*** L'arbre peut être réservé en attendant le bilan de l'exercice pour évaluer la balance entre l'intérêt écologique et l'intérêt économique**



1.4. Le Guide de poche des dendromicrohabitats

Présentation des versions 2020 et 2024 réalisées et éditées par le WSL.
L'outils est imprimé et plastifié pour permettre une prise en main facile lors des exercices de la formation.

La typologie des DMH dans sa version synthétisée (A4 recto-verso) est distribuée à chaque agent pour l'exercice pratique.



1.5. Brochure de formation

Une brochure papier de 16 pages est prévue pour les participants à la formation. Cette brochure reprend l'ensemble des points abordés en formation. Elle synthétise le rapport global avec une finalité technique. La table des matières est articulée comme suite :

Partie 1 : Mise en contexte du bois mort et des arbres-habitats
1.1. Introduction
1.2. Définition (AIB-AH-DMH)
1.3. Décomposition du bois mort et valeurs de nutriments (dimension de bois, diversité)
1.4. Rôles dans l'écosystème forestier
1.5. Dendromicrohabitats (répartition spatiale)

Partie 2 : Réalisation technique
2.1. Quantification de la ressource
2.2. Normes et objectifs
2.3. Itinéraires techniques

Annexes :
3.1. Arbres décisionnels des AH morts et vivants feuillus ou résineux
3.2. Synthèse de la typologie des dendromicrohabitats

2. Déroulement d'une journée type de formation

La 1ère partie est axée sur le fonctionnement de l'écosystème forestier et permet de poser les principes fondamentaux du maintien du bois mort en forêt. Les points statistiques, législatifs et sylvicoles sont vu et discuté l'après-midi, lorsque l'importance du bois mort et des arbres-habitats pour l'écosystème et les besoins humains globaux sont bien compris.

- mise en contexte du bois mort et de sa décomposition (stades, phases, organismes saproxyliques et terminologies)
  → structure et fertilité des sols // rétention en eau dans l'écosystème forestier,
- mise en contexte des Dendromicrohabitats (AIB vs AH)
  → importance pour la survie des espèces forestières // réservoir d'organismes capables de dégrader le bois et de rendre les éléments minéraux et la matière organique utilisables pour les plantes. (esp. généralistes vs esp. spécialistes, capacités de dispersion, forêts exploités vs forêt naturelles)
- exercices pratiques avec le guide de poche des DMH et la plaquettes synthétiques
- présentation des 2 arbres décisionnels

Lorsque la nécessité de maintenir du bois mort et des arbres-habitats en forêt est bien comprise, vient la discussion à propos des résultats des inventaires nationaux en Wallonie et dans quelques pays voisins. Les stratégies mises en place par les pays voisins sont présentées, ce qui permet de mettre en perspectives ces stratégies et l'état de conservation des forêts pour en arriver aux objectifs qu'il serait bon d'atteindre. Ainsi au moment d'aborder les itinéraires techniques, les agents et les chefs de cantonnement peuvent, en pleine conscience, décider de la stratégie la plus adéquate à mettre en œuvre sur leurs triages et dans leurs cantonnements.

- État des lieux de la ressource BM et AH en Wallonie et pays et régions limitrophes
- État des lieux des normes de gestion en Wallonie et dans les pays et régions limitrophes
- Rappel des seuils recommandés tirées des études scientifiques vues le matin
- Présentation et discussions au sujet des itinéraires techniques
- Présentation des volumes de bois mort dans la parcelle exemplative
- Inventaires et relevés des AIB et BM
- Discussion sécurité du publique en forêt

WP8 : Les actions à mettre en œuvre pour développer la résilience forestière avec le bois mort

10.1 Objectifs

Ce dernier volet avait pour but de proposer un programme-cadre spécifique de recherche-actions mobilisant à la fois les acteurs de terrain et les scientifiques pour assurer 1) la veille et avec le DEMNA l'étude des enjeux de la biodiversité forestière ciblant le BM, les AIB et les T[T]GB, 2) la mise en œuvre d'un programme de sensibilisation et 3) le monitoring global et local des ressources identifiées et des actions mises en œuvre.

Il nous semble intéressant d'en élargir le champ suite aux travaux réalisés en ajoutant un volet sur les différents chantiers à mettre en œuvre pour ce projet de diagnostic et de synthèse des enjeux puisse être suivis d'actions concrètes, notamment sur la révision des normes et des éventuels supports à la mise en œuvre de mesures fortes (subventions notamment) et sur la sensibilisation et la communication. En effet ces deux types d'actions sont intrinsèquement liés et doivent se nourrir l'un l'autre.

10.2 La révision des normes et des mécanismes de support

Dans le WP5, l'équipe du projet propose des seuils de base, de bonnes pratiques et d'objectifs optimum à long terme pour la réservation d'arbres-habitats formant un réseau dense dans les forêts exploitées. Ce réseau dense d'arbres-habitats, nécessaire pour assurer la restauration des cycles du carbone, des nutriments et de l'eau pour améliorer la productivité et la robustesse/résilience de l'écosystème forestier, est complémentaire à la définition de zones en libre évolution.

Le WP2 et le WP5 ont bien identifié qu'en Wallonie, **les normes et les subventions actuelles** sont à la fois :

- **inefficaces** car incapables de garantir que les différents principes du développement durable définis dans l'article 1 du Code forestier :
  - « *1° le maintien et l'amélioration des ressources forestières et leur contribution au cycle du carbone;*
  - *2° le maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers;*
  - *3° le maintien et l'encouragement des fonctions de production des bois et forêts;*
  - *4° le maintien, la conservation et l'amélioration de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers;*

- *5° le maintien et l'amélioration des fonctions de protection dans la gestion des bois et forêts, notamment le sol et l'eau;*
- *6° le maintien et l'amélioration d'autres bénéfices et conditions socio-économiques.* »

sont effectivement respectés et

- **contre-productives** car elles laissent croire qu'en soit respectant ces mesures dans les forêts publiques, soit en étant même financés pour respecter ces mesures dans les forêts privées en site Natura 2000, on réalise un effort important, si important qu'il représente même une perte économique qu'il faut compenser.

Le premier chantier est donc de revoir la palette des normes pour les arbres-habitats (AM et AIB) et de zones en libre évolution définies dans l'article 71 du Code forestier, dans les mesures générales dans les sites Natura 2000, les critères de justification des subventions Natura 2000, …

Comme c'est un processus qui sera long et qui peut avoir des conséquences sur d'autres aspects, on propose de commencer par **mettre à jour la Circulaire « Biodiversité »** qui est normalement un complément de la Circulaire n° 2619 qui concerne les aménagements forestiers. Des objectifs ambitieux peuvent être très rapidement définis et mis en place dans les forêts domaniales (cfr les travaux de réflexion initiés par la direction DNF de Liège ou encore dans le cadre du projet Nassonia).

En parallèle, et cela l'a encore été récemment vu dans les premiers résultats du projet, il est nécessaire d'insister pour que déjà les normes existantes (Code forestier, Natura 2000, Circulaire Biodiversité, …) pour les forêts publiques soient mises en œuvre avec les instructions nécessaires sur le terrain.

La prise en compte de l'importance des arbres-habitats, du bois mort et de la connectivité de ces éléments pour protéger les espèces qui leurs sont associés existe maintenant depuis de nombreuses années dans les politiques européennes, par exemple dans Natura 2000 ou la stratégie européenne pour les forêts, ou les différentes certifications (Gustafsson et al., 2020; Larsen et al., 2022). La nouvelle **Loi de la restauration de la nature** qui a pour but d'améliorer l'état de conservation des habitats (où la fréquence du bois mort est un critère essentiel pour qualifier les structures et fonctions) et des espèces (dont plusieurs espèces saproxyliques) devrait préciser des objectifs à atteindre (qui seront très similaires à ceux de ce projet vu le consensus scientifique à ce sujet) et identifier les moyens mobilisables pour y arriver. Vu le retard de la Wallonie à tout niveau (normes, statistiques, perceptions, …), il n'y a pas de temps à perdre.

Une **charte « bois mort et résilience »** définissant un certain nombre d'objectifs en terme d'AH et de zones en libre évolution devrait être définie et proposée aux propriétaires des autres forêts gérées par le DNF pour avancer avec les communes qui veulent gérer leur patrimoine forestier en maximisant les chances de conserver la large diversité des services écosystémiques et des contributions de la nature au bien-être humain que l'écosystème

forestier assure. Cette charte devrait être élaborée avec le secteur des assurances pour garantir un minimum de recours.

Les processus de **labellisation type FSC ou PEFC** ou d'autres dans le cadre de **compensations carbone/biodiversité** sont des outils de reconnaissance d'efforts particuliers. Avec des objectifs à long terme de **5 AM/ha** (2 AM/ha à court terme), de **5 AIB/ha** (2 AIB/ha à court terme) et la **création de zones en libre évolution sur au moins 10% de la propriété**, le **label FSC** fixe des seuils similaires à ceux identifiés ailleurs et repris comme optimum dans le projet ***DeadWood4Forests***. C'est donc déjà un outil de mise en valeur des propriétés publiques qui mettraient en pratique les recommandations du projet. Les forêts communales de Bièvre et de Vresse-sur-Semois bénéficient déjà de ce label. D'autres pourraient les suivre, notamment dans le cadre de la mise en place des deux **Parcs Nationaux** en Wallonie.

Par contre, l'absence de normes minimales cohérentes dans la labellisation PEFC (« *conserver et désigner au moins un arbre mort ou un arbre à cavité ou vieil arbre de plus de 125 cm de circonférence par hectare et/ou des îlots de vieillissement ou de sénescence, à concurrence de 2% de la superficie feuillue de la propriété* ») rend ce label sans intérêt s'il n'est pas mis à jour sur cette thématique.

Pour les forêts privées, la logique d'**une charte ad hoc ou du label FSC** permettrait déjà de reconnaître des efforts individuels significatifs.

10.3 Outils d'information et de sensibilisation sur les enjeux du BM et les outils d'accompagnement des gestionnaires et propriétaires

La mise en place de stratégie ayant pour objectif d'augmenter les arbres-habitats et les volumes de bois mort et les éléments structurels en faveur de la biodiversité implique le lancement **du deuxième chantier concernant la mise en place de programme de communication et de formation** visant les propriétaires, les professionnels du secteur, les décideurs politiques mais aussi le grand public (Löf et al., 2010; Thorn, Chao, et al., 2020; Larsen et al., 2022).

La communication auprès du grand public doit insister sur l'importance des arbres-habitats et des volumes de bois mort pour le fonctionnement et les services écosystémiques de l'écosystème forestier. En effet, la présence de volume important de bois mort peut être perçue comme une situation chaotique ou désordonnée (Flint et al., 2009). Cette communication peut passer notamment par la mise en place de programmes éducatifs pour améliorer la compréhension de l'importance écologique du bois mort (Thorn, Seibold, et al., 2020).

La mise en place d'une stratégie de gestion sylvicole plus respectueuse de l'intégrité des écosystèmes forestiers demandera également des mesures de reconnaissance ou de soutien venant des décideurs politiques afin de soutenir les gestionnaires et propriétaires forestiers (Larsen et al., 2022). Ce soutien pourrait passer par la mise en place de **subventions pour**

stimuler les propriétaires prenant des mesures significatives en faveur de la conservation de la nature tout en assurant une production qualitative de bois.

Il y a donc un parallèle étroit à avoir entre la définition de normes à respecter, les aides éventuelles pour les propriétaires qui vont significativement au-delà des normes des bonnes pratiques et les outils de sensibilisation à l'intérêt du bois mort pour la productivité et la résilience forestière et la désensibilisation face à des préjugés parfois bien tenaces.

Dans le cadre du WP7 de ce projet, différents outils de sensibilisation ont été développés pour les forêts publiques et privées, mais ce n'est qu'une première étape. Le second chantier important de la sensibilisation dépend du premier sur l'établissement des normes et des mécanismes de reconnaissance voire de support mis en place.

Les outils de sensibilisation doivent prendre de multiples formes et dépasser le cadre de la gestion forestière pour concerner le grand public. La conservation et la mise en valeur d'arbres morts originaux mais sécurisé en bord de voiries forestières ou la généralisation de « chronoxyles » plus ou moins artificiels composés de bois morts rassemblés (cfr les illustrations à la fin du WP3) ou des œuvres d'art dont la structure est du bois mort (cfr Vents des forêts ou pour les dendromicrohabitats la Steckeschlääferklamm illustrée à la fin du WP1) ou encore des concours mettant en évidence le plus bel arbre mort (cfr Chronoxyle.be) sont des opportunités pour attirer l'attention du public sur l'intérêt et la magie du bois mort. L'ONF dispose notamment d'un support sous la forme d'un arbre (Hector l'arbre mort) qui est un outil pédagogique réalisé par RNF et WWF se présentant sous la forme d'un réel arbre mort (assemblage de 3 tronçons d'1m et 15kg chacun) comportant des tiroirs avec des éléments à découvrir sur la biodiversité. Les opportunités de mobiliser et de sensibiliser à propos des processus de stockage de carbone et de recyclage de la matière organique ligneuse et de son importance pour le fonctionnement et la productivité de l'écosystème forestier ne manquent pas. De nombreux exemples existent en Europe.

Figure 10.1 Exemples d'outils pédagogiques pour assurer la sensibilisation sur le recyclage de la biomasse en forêt. A gauche, Hector (RNF & WWF) et à droite différentes installations accessibles en pleine forêt à proximité de l'attraction Steckeschlääferklamm sur un itinéraire très ludique et informatif - CC-by-NC (MD) pour les photos de droite.

On rappellera par ailleurs la très forte demande des touristes[61] (mais aussi des opérateurs touristiques !) en Ardenne pour plus de zones protégées (en milieux ouverts mais aussi en forêt) et de bien plus de naturalité en forêt (où le bois mort était explicitement cité) (Breyne, Abildtrup, et al., 2021). Ils sont plus de 80% à préférer des forêts avec du bois mort que sans bois mort. Et s'ils ne le trouvent pas en Ardenne, ils sont prêts à faire 80 km de plus (Grand-Duché de Luxembourg, les lands allemands à proximité, …) pour en profiter. La préférence pour des sentiers « sauvages » ou « au naturel » avec le minimum de traces anthropiques est très largement exprimées par rapport à des chemins d'exploitation forestière. Ce sont ces expériences qui créent du lien avec la nature et la forêt.

Figure 10.2 Exemples de sentiers au naturel largement plébiscités par les randonneurs qui viennent chercher une expérience particulière en forêts. Les arbres morts, qui sont laissés sur place ou juste découpés pour laisser un passage ou qu'on évite en faisant un détour, sont aussi un moyen très efficace de réguler le type de visiteurs en privilégiant les piétons par rapport à d'autres usagers (VTT, chevaux ou véhicules motorisés) - CC-by-NC (MD).

10.4 Outils de suivi et de recherches scientifiques à mettre en œuvre pour accompagner la stratégie

Le troisième chantier est celui du soutien à la recherche scientifique sur l'importance de la biodiversité et des processus biologiques en forêts pour soutenir la productivité et la robustesse/résilience de l'écosystème.

Si lors des premières années de l'accord-cadre forestier, l'une ou l'autre thèse de doctorat sur les enjeux de biodiversité ont été finalisées (par exemple Laurence Delahaye), les sujets concernant le BM, les AIB, la biodiversité saproxylique, l'importance des forêts anciennes, … restent des sujets à notre connaissance peu, abordés voire ignorés. Or une meilleure compréhension et intégration de cette composante clef pour améliorer la résilience des écosystèmes forestiers face aux changements globaux notamment est indispensable.

[61] Pour rappel, le tourisme contribue à plus de 4% de la valeur ajoutée brute (création de richesse en Wallonie) alors que l'agriculture, la sylviculture et la chasse ne dépassent pas 0.8%.

Beaucoup d'études et de travaux ont été réalisés en Wallonie sur la restauration des milieux ouverts (tourbières, pelouses calcaires, landes, prairies alluviales, …) mais pratiquement rien sur la restauration de milieux forestiers ou sur l'amélioration de leur état de conservation.

Encart 10.1 : Quand on cherche, on trouve !

Lors d'un inventaire détaillé du jardin botanique Jean Massart, les entomologistes du Musée des Sciences Naturelles de Bruxelles ont identifiés plus de 100 fois plus d'espèces d'arthropodes (coléoptères et diptères étaient ciblés) que ce qui est observé en général dans ce type de sites. Plus de 4.000 espèces ont été identifiées, avec de nombreuses associées à la dégradation de la biomasse ligneuse morte, dont près de 130 nouvelles espèces pour la Belgique et même 3 nouvelles espèces pour la Science !

Quand on cherche, on trouve mais surtout on ne connaît qu'une toute petite partie de ce qui existe dans nos forêts. Difficile de vouloir prétendre les gérer sans en avoir une meilleure connaissance.

D'autres exemples d'inventaires totaux de la biodiversité (ATBI) dans des forêts sont réalisés en France.

Plusieurs axes de recherche pourraient être développés comme :

- Les effets de la **quantité de bois mort sur l'abondance et la diversité des arthropodes saproxyliques** prédateurs ou parasitoïdes, ainsi que leur rôle dans le contrôle d'insectes déprédateurs de forêts ou sur les facteurs écologiques, de structure et de composition de la forêt qui favorisent les pullulations.
- Les **suivis écologiques d'espèces indicatrices**, comme les taxons saproxyliques sensibles à la gestion forestière ou dont la dispersion est limitée, pour pouvoir renforcer la corrélation entre une variable environnementale comme le bois mort, sa diversité, sa répartition dans l'espace et dans le temps.
- La définition d'un **programme de suivi de la ressource « bois mort » à l'échelle des cantonnements ou de la propriété** avec la mise en place d'un **suivi à long terme d'AH (AM et AIB)** pour disposer de statistiques dendrométriques plus précises complémentaires au respect des normes qui pourrait servir aussi de base pour **un suivi à long terme (photographique, évolution, enjeux biologiques associés, …) d'un réseau d'arbres.**
- Le lien entre **la perte de biodiversité saproxylique et son impact sur le recyclage du bois mort** et la fourniture de nutriments essentiels à la croissance des essences forestières.
- Une meilleure connaissance de la **complémentarité et la redondance fonctionnelle** des différentes composantes comme le bois mort et les dendromicrohabitats saproxyliques.

- **L'importance des forêts anciennes et de l'histoire de la gestion forestière** sur la composante des organismes saproxyliques qui assurent le recyclage du carbone et des nutriments, y compris dans des forêts actuellement résineuses.
- **L'intérêt ou les risques associés à la capitalisation de biomasse vivante** dans les forêts de production de manière à identifier si des points d'équilibre de référence peuvent être identifiés.
- La **contribution du BM et des AIB à l'évaluation des états de conservation** des biotopes forestiers d'intérêt européen et régional.
- De manière générale, continuer la **recherche fondamentale sur les organismes saproxyliques** car toutes les espèces ne sont à ce jour pas connues. Les forêts évoluant naturellement depuis plusieurs décennies, contenant des volumes importants de bois mort et des fortes densités d'arbres porteurs de DMH, constituent à ce titre une référence pour les monitorings.

Le quatrième chantier cible les enjeux socio-économiques associés à une diminution de la récolte de l'accroissement naturel et au ciblage d'arbres-objectifs les plus rentables car on manque très clairement d'informations sur :

- Les **bénéfices économiques :** on manque de références et d'études quantifiant les bénéfices économiques des contributions de la nature aux humains, spécifiquement dans le contexte wallon. Cela limite la capacité des gestionnaires forestiers et des décideurs à évaluer les avantages économiques globaux des pratiques favorisant le maintien de ce bois en forêt et de pouvoir faire les arbitrages entre les différents usages de la forêt.
- Les **coûts économiques :** on manque aussi de données précises pour réaliser une évaluation fiable des coûts liés à l'exploitation des différentes catégories de bois (sciage, industrie, bois de chauffage, bois laissé à l'écosystème-forêt, …) dans les forêts de production. Actuellement, les calculs reposent sur de multiples hypothèses, ce qui engendre des incertitudes importantes.

Afin de pallier à ce manque d'études et d'informations sur le volet économique des mesures en faveur de l'augmentation du bois mort en forêt wallonne, il serait intéressant de suivre l'exemple des travaux de Mergner et al. (2020) sur l'expérience de gestion intégrative de la forêt de Steigerwald (Bavière, Allemagne) (voir Section 7.4.5) pour disposer, à l'instar du projet « Nassonia » de deux ou trois « zones ateliers » où des chercheurs de différentes disciplines (écologie, sylviculture, science du bois, sociologie,…) monitorent et analysent les mêmes processus mis en place dans une logique de « recherche-actions » de différents systèmes d'usages de la forêt allant de la libre évolution à différents niveaux d'intensité des prélèvements de la biomasse.

Ces études pourraient inclure des comparaisons entre des forêts avec et sans maintien de bois mort, pour mesurer les différences de performance économique et écologique, à court, moyen et long terme ou encore l'analyse des coûts indirects ou opportunités manquées (perte de rendement à court terme) par rapport aux gains à long terme (amélioration de la fertilité,

réduction des dépenses en traitements phytosanitaires) tout en évaluant l'impact sur la biodiversité et les processus écologiques.

Ces recherches permettraient de fournir des données locales précises, aidant ainsi à justifier les décisions de gestion forestière fondées sur le maintien de bois en décomposition. Elles offriraient également un cadre pour intégrer les services écosystémiques dans une évaluation économique complète, essentielle pour répondre aux défis environnementaux et économiques actuels.

Le cinquième chantier cible le monitoring biologique et des différentes composantes de l'écosystème forestier pour aller au-delà des ressources forestières. Si l'Inventaire permanent des Ressources forestières de Wallonie (IPRFW) est en place depuis plus de 30 ans, il n'existe pas de monitoring biologique des forêts wallonnes. L'Observatoire Wallon de la Santé des Forêts (OWSF) mis en place il y a plus de 10 ans cible les enjeux de la santé des forêts pour contrôler les insectes et les champignons pathogènes responsables de maladies de manière à anticiper des crises sanitaires.

Mais rien n'est mis en place de manière structurée pour le monitoring biologique de la biodiversité forestière qui n'est pas associée à la production de bois. **Aucune zone en libre évolution n'est monitorée depuis leur reconnaissance** par le Code forestier en 2008 et leur cartographie par les cantonnements, que ce soit pour leur composition, leur structure ou leur intérêt biologique.

Avec le développement des **sciences citoyennes**, on dispose pourtant de nouvelles ressources de naturalistes ou d'amateurs qui peuvent participer avec enthousiasme à un **projet d'inventaires de la faune et de la flore forestière, ciblant notamment les organismes saproxyliques,** qui serait encadré par le DEMNA, des équipes universitaires, des associations naturalistes ou des associations de propriétaires forestiers.

Ces bénévoles seraient aussi très heureux de participer à d'autres **inventaires des ressources en AH** ou d'identifier des **zones de fortes densité de bois mort et/ou en arbres d'intérêt biologique et TTGB** ou encore de suivre des AH dans le temps pour évaluer leur évolution avec des fiches d'inventaires ad hoc et un inventaire photographique.

A Nassonia, un inventaire systématique des AH (Abras et al., 2021) a ainsi démontré que la ressource en BM était près de quatre fois sous-estimée (2,0 AM/ha au lieu de 0,75 AM/ha) et plus de 2,5 AIB/ha ont été identifiés alors qu'aucune information n'était disponible. Cette expérience a nécessité une organisation significative mais il sert de références pour la suite. Une fois de plus, sans connaissance, comment agir ?

Plusieurs types d'inventaires allant de l'IBP à des inventaires plus ciblés peuvent être mis en place avec des réseaux de bénévoles, sur des zones précises pour inventorier un massif forestier ou sur des points d'observations dispersés sur le territoire. Toute une série d'outils de prises de mesures très précises et quasi automatiques comme le LIDAR sur drone, des caméras traps, des micros, … peuvent être aussi déployés en forêt pour suivre des sites ou des composantes sur le long terme. Le GIP-ECOFOR a organisé en 2019 un séminaire « Améliorer

le suivi de la biodiversité des forêts métropolitaines : pourquoi, comment ? » très intéressant à ce sujet. Et depuis 2019, les techniques ont considérablement évolué (voir par exemple Le Borgne et Bouget, 2023 a, b, c).

Plus de la moitié des massifs forestiers sont des forêts publiques dont 70% sont des forêts communales, communes dont de nombreux habitants un peu intéressés ne demanderaient pas mieux de se mobiliser pour mieux les connaître et participer à leur gestion. Mais pour cela il faut que l'administration et les propriétaires soient plus ouverts pour assurer la gestion de ce bien commun.

Le **dernier chantier identifié concerne la communication et le partage d'informations sur l'état de la forêt et notamment sur le bois mort et la biodiversité associée**. Si dans le cadre du projet ***DeadWood4Forests***, on a bénéficié d'un accès privilégié à de nombreux rapports et jeux données originaux, il serait utile que ces données soient disponibles en ligne avec un portail spécifique dédié aux différentes informations relatives à la forêt, à la biodiversité forestière, à l'évaluation des états de conservation et à sa composante essentielle qu'est le bois mort. Ce projet trouverait une place évidente sur le portail « biodiversité » qui est voie d'être mis à jour.

10.5 Synthèse

Ce dernier volet du projet ***DeadWood4Forests*** a pour but d'identifier les différentes actions qui devraient suivre les actions de diagnostics et de synthèse des enjeux du bois pour la productivité et la résilience forestière.

Six chantiers ont été identifiés avec :

- la **révision des normes légales** et seuils de reconnaissance d'efforts significatifs par des labélisations et des subventions spécifiques pour les AH et les zones en libre évolution ;
- la **mise en place de programme de communication et de formation** visant les propriétaires, les professionnels du secteur, les décideurs politiques mais aussi le grand public ;
- le support à la **recherche scientifique sur l'importance de la biodiversité et des processus biologique en forêts** ;
- le support à la **recherche sur les enjeux socio-économiques** associés à une diminution de la récolte de l'accroissement naturel et au ciblage d'arbres-objectifs les plus rentables ;
- le **développement de monitoring biologique et des différentes composantes de l'écosystème forestier** pour aller au-delà des simples ressources forestières ;
- le **développement de la communication et le partage d'informations sur l'état de la forêt** et notamment sur le bois mort et la biodiversité associée.

Ces six chantiers impliquent une plus large ouverture de la question de l'avenir des écosystèmes forestiers à la fois en termes de compétences, d'expertises, de recherches, … pour développer des approches multi, inter voir transdisciplinaires. Nous sommes tous concernés par leur avenir et seule une approche collective structurée peut permettre de mettre en place des diagnostics partagés et des consensus sur les objectifs à atteindre et les moyens à mettre en œuvre.

A côté des aspects réglementaires, de la sensibilisation et de la connaissance, c'est la modification et l'adaptation des pratiques sylvicoles sur le terrain pour mobiliser plus la biodiversité forestière qui permettra de rendre les forêts plus robustes et résilientes et d'atténuer les pertes économiques futures (Yachi & Loreau (1999) pour la notion de biodiversité = assurance pour le futur; Messier et al. (2013) pour rappeler que les forêts sont des systèmes adaptatifs complexes ou encore Hamant (2022) sur le concept de robustesse plutôt que la performance et le rendement).

* * *

Très très gros chêne coupé il y a plus de vingt ans mais laissé sur place près du Pont Mauricy à Saint-Hubert (2020) - CC-by-NC (MD).

Bibliographie

Abras, S., Claes, V., Claessens, H., Dufrêne, M., Jadoul, G., & Noël, O. (2021). Projet Nassonia : Mise en place d'un inventaire forestier des arbres d'intérêt. *Forêt.Nature*. https://orbi.uliege.be/handle/2268/294397

Abrego, N., & Salcedo, I. (2011). How does fungal diversity change based on woody debris type? A case study in Northern Spain. *Ekologija*, *57*(3), 109-119. Scopus. https://doi.org/10.6001/ekologija.v57i3.1916

Abrego, N., & Salcedo, I. (2013). Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness and assemblages : Is it a question of quantity or quality? *Forest Ecology and Management*, *291*, 377-385. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.025

Achat, D., & Augusto, L. (2016). Conséquences de l'intensification des récoltes de biomasse sur le stockage de carbone en forêt. *Forêt-entreprise*, *230*, 34-37.

Alexander, K. N. A. (2008). Tree biology and saproxylic Coleoptera : Issues of defi nitions and conservation language. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, *10*(1), 9-13. https://doi.org/10.3406/revec.2008.1455

Ameztegui, A., Gil-Tena, A., Faus, J., Piqué, M., Brotons, L., & Camprodon, J. (2018). Bird community response in mountain pine forests of the Pyrenees managed under a shelterwood system. *Forest Ecology and Management*, *407*, 95-105. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.002

Augustynczik, A. L. D., Yousefpour, R., Rodriguez, L. C. E., & Hanewinkel, M. (2018). Conservation Costs of Retention Forestry and Optimal Habitat Network Selection in Southwestern Germany. *Ecological Economics*, *148*, 92-102. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.013

Bače, R., Svoboda, M., & Janda, P. (2011). Density and height structure of seedlings in subalpine spruce forests of Central Europe : Logs vs. stumps as a favourable substrate. *Silva Fennica*, *45*(5). https://doi.org/10.14214/sf.87

Bače, R., Svoboda, M., Pouska, V., Janda, P., & Červenka, J. (2012). Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests : Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management*, *266*, 254-262. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.025

Bade, C., Jacob, M., Leuschner, C., & Hauck, M. (2015). Chemical properties of decaying wood in an old-growth spruce forest and effects on soil chemistry. *Biogeochemistry*, *122*(1), 1-13. https://doi.org/10.1007/s10533-014-0015-x

Basile, M., Romano, A., Costa, A., Posillico, M., Scinti Roger, D., Crisci, A., Raimondi, R., Altea, T., Garfì, V., Santopuoli, G., Marchetti, M., Salvidio, S., De Cinti, B., & Matteucci, G. (2017). Seasonality and microhabitat selection in a forest-dwelling salamander. *The Science of Nature*, *104*(9), 80. https://doi.org/10.1007/s00114-017-1500-6

Bat Roosts in Trees – Pelagic Publishing – Bat Tree Habitat Key – Henry Andrews. (s. d.). Consulté 13 août 2024, à l'adresse https://pelagicpublishing.com/products/bat-roosts-in-trees-bat-tree-habitat-key

Benaksas, S., & Piton, G. (2023). *Action Embâcle : Sources, risques et mesures associés. Outils et recommandations. Rapport final de la Tâche 4 : Retour d'expérience sur les pièges à bois flottant*.

Berčák, R., Holuša, J., Kaczmarowski, J., Tyburski, Ł., Szczygieł, R., Held, A., Vacik, H., Slivinský, J., & Chromek, I. (2023). Fire Protection Principles and Recommendations in Disturbed Forest Areas in Central Europe : A Review. *Fire*, *6*(8), 310. https://doi.org/10.3390/fire6080310

Biache, C. (2017). *Vieux bois et bois mort. Guide technique.*

Billet, Ph. (2021). *Forêts en libre évolution : la liberté au risque de la responsabilité.* Revue forestière française, Vol. 73 No 2-3.

Blaser, S., Prati, D., Senn-Irlet, B., & Fischer, M. (2013). Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, *304*, 42-48. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.043

Błońska, E., Kacprzyk, M., & Spólnik, A. (2017). Effect of deadwood of different tree species in various stages of decomposition on biochemical soil properties and carbon storage. *Ecological Research*, *32*(2), 193-203. https://doi.org/10.1007/s11284-016-1430-3

Błońska, E., Kempf, M., & Lasota, J. (2023). Why deadwood may be as effective as soil for the growth of a new generation of fir in mountain forests. *Forest Ecology and Management*, *550*, 121511. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121511

Blońska, E., Kempf, M., & Lasota, J. (2023). Why deadwood may be as effective as soil for the growth of a new generation of fir in mountain forests. *Forest Ecology and Management*, *550*, 121511.

Błońska, E., Klamerus-Iwan, A., Łagan, S., & Lasota, J. (2018). Changes to the water repellency and storage of different species of deadwood based on decomposition rate in a temperate climate. *Ecohydrology*, *11*(8), e2023. https://doi.org/10.1002/eco.2023

Błońska, E., Prażuch, W., & Lasota, J. (2023). Deadwood affects the soil organic matter fractions and enzyme activity of soils in altitude gradient of temperate forests. *Forest Ecosystems*, *10*, 100115.

Blumroeder, J. S., Schmidt, F., Gordon, A., Grosse, S., & Ibisch, P. L. (2022). Ecosystemic resilience of a temperate post-fire forest under extreme weather conditions. *Frontiers in Forests and Global Change*, *5*, 1070958. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.1070958

Bobek, P., Ginter, E., Jurčovičová, M., & Kuniak, L., & Kuniak, L. (1991). *Cholesterol-lowering effect of the mushroom Pleurotus ostreatus in hereditary hypercholesterolemic rats. Annals of Nutrition and Metabolism,*. *35*(4), 191-195.

Boddy, L., & Watkinson, S. C. (1995). Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. *Canadian Journal of Botany*, *73*(S1), 1377-1383. https://doi.org/10.1139/b95-400

Bouget, C., Brin, A., & Brustel, H. (2011). Exploring the "last biotic frontier" : Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Fuel and Energy Abstracts*, *261*, 211-220. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.007

Bouget, C., Gosselin, M., & Laroche, F. (2020). Changement climatique : La biodiversité forestière à la croisée des enjeux de conservation et d'atténuation. *Sciences Eaux & Territoires*, *Numéro 33*(3), 84-89. https://doi.org/10.3917/set.033.0084

Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., & Parmain, G. (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, *22*(9), 2111-2130. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3

Bouget, C., Nageleisen, L. M., Piou, D., & Paillet, Y. (2011). *Bois morts, peuplements riches en bois morts, et risques phytosanitaires en forêt—Synthèse des connaissances disponibles* (p. 25) [Report]. irstea. https://hal.inrae.fr/hal-02594878

Boutefeu, B., & Arnould, P. (2006). Le métier de forestier : Entre rationalité et sensibilité. *Revue forestière française*, *58*(1), 61-72. https://doi.org/10.4267/2042/5722

Bradford, M. A., Veen, G. F. C., Bradford, E. M., Covey, K. R., Crowther, T. W., Fields, N., Frankson, P. T., González-Rivero, J., Jevon, F. V., Kuebbing, S. E., McBride, S., Mohan, J. E., Oldfield, E. E., Oliverio, A. M., Polussa, A., Steinrueck, C., Strickland, M. S., Ward, E. B., Wepking, C., & Maynard, D. S. (2023). Coarse woody debris accelerates the decomposition of deadwood inputs across temperate forest. *Biogeochemistry*, *164*(3), 489-507. https://doi.org/10.1007/s10533-023-01045-8

Branquart, E., & Liégeois, S. (2010). *Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier*. https://www.google.com/search?client=safari&rls=en&q=normes+biodiversit%C3%A9+en+for%C3%AAt&ie=UTF-8&oe=UTF-8

Bréda, N. (2023). Vulnérabilité, aléa, adaptation, résilience : Des concepts utiles pour analyser, comprendre et gérer les crises sanitaires en forêt. *Revue forestière française*, *74*(2), 109-120. https://doi.org/10.20870/revforfr.2023.7585

Breyne, J., Abildtrup, J., & Dufrêne, M. (2021). *L'écotourisme en Ardenne : Les chiffres clés*.

Breyne, J., Dufrêne, M., & Maréchal, K. (2021). How integrating « socio-cultural values » into ecosystem services evaluations can give meaning to value indicators. *Ecosystem Services*, *49*, 101278. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101278

Brunet, J., Fritz, Ö., & Richnau, G. (2010). Biodiversity in European beech forests—A review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, *53*, 77-94.

Brunet, J., & Isacsson, G. (2009). Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. *Journal of Insect Conservation*, *13*(5), 515-528. https://doi.org/10.1007/s10841-008-9200-3

Bütler, R. (2006). *Le bois mort et les vieux arbres : Le signe d'une gestion forestière moderne et durable*.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). *Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeur pour leur inventaire*. Institut fédéral de recherches WSL.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2024). *Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeur pour leur inventaire dans les forêts tempérées et méditerranéennes* (Deuxième édition révisée). Institut fédéral de recherches WSL.

Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). 2.1 Arbres-habitats, éléments clés de la biodiversité forestière. In *Les approches intégratives en tant qu'opportunité de conservation de la biodiversité forestière* (European Forest Institute, p. 86-94).

Bütler, R., Patty, L., Le Bayon, R.-C., Guenat, C., & Schlaepfer, R. (2007). Log decay of Picea abies in the Swiss Jura Mountains of central Europe. *Forest Ecology and Management*, *242*(2-3), 791-799. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.017

Cacot, E., Charnet, F., Ranger, J., & vieban, S. (2003). *Impact du prélèvement des rémanents en forêt*.
https://www.google.com/search?client=safari&rls=en&q=Etude+de+l%27impact+du+pre%CC%81le%CC%80vement+des+re%CC%81manents+en+fore%CC%82t+-+Rapport+final&ie=UTF-8&oe=UTF-8

Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Leon, P., Rantien, C., & Ranger, J. (2005). *La récolte raisonnée des rémanents en forêt*.

Castro, J., Allen, C. D., Molina-Morales, M., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, Á., & Zamora, R. (2011). Salvage Logging Versus the Use of Burnt Wood as a Nurse Object to Promote Post-Fire Tree Seedling Establishment. *Restoration Ecology*, *19*(4), 537-544. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00619.x

Cateau, E., Larrieu, L., Vallauri, D., Savoie, J.-M., Touroult, J., & Brustel, H. (2015). Ancienneté et maturité : Deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *Comptes Rendus. Biologies*, *338*(1), 58-73. https://doi.org/10.1016/j.crvi.2014.10.004

Chećko, E., Jaroszewicz, B., Olejniczak, K., & Kwiatkowska-Falińska, A. J. (2015). The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, *45*(9), 1154-1163. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0473

Chmura, D., Zarnowiec, J., & Staniaszek-Kik, M. (2018). Comparison of traits of non-colonized and colonized decaying logs by vascular plant species. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, *11*(1), 11-16. https://doi.org/10.3832/ifor2107-010

Chronoxyle. (s. d.). Consulté 31 juillet 2024, à l'adresse https://chronoxyle.be/

Curt, T., Hély, C., Barbero, R., Dupuy, J.-L., Mouillot, F., & Ruffault, J. (2022). *Feux de végétation*. éditions Quae. https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3506-3

Da Luz, J. M. R., Paes, S. A., Nunes, M. D., Da Silva, M. D. C. S., & Kasuya, M. C. M. (2013). Degradation of Oxo-Biodegradable Plastic by Pleurotus ostreatus. *PLoS ONE*, *8*(8), e69386. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069386

de Chantal, M., & Granström, A. (2007). Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*, *250*(1), 3-8. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.035

Delahaye, L. (2006). *Sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers et modélisation de leur distribution potentielle en chênaie et hêtraie ardennaises : Impact de la composition et de la structure forestière.* ULiège, Gembloux Agro-Bio Tech.

Delahaye, L., Lezaca-Rojas, S., Drapier, C., & Breyne, J. (2022). *Plus de bois mort en forêt. Enjeu majeur pour la résilience et la biodiversité.*

de Paul, M.-A., Baillij, M., & Heyninck, C. (2009). *Le cloisonnement d'exploitation pour préserver les sols forestiers* (SPW, DGO3). http://environnement.wallonie.be/publi/dnf/cloisonnement.pdf

Deuffic, P. (2010). Du bois mort pour la biodiversité. Des forestiers entre doute et engagement. *Revue forestière française*, *62*(1), 71-85. https://doi.org/10.4267/2042/32975

Deuffic, P., & Bouget, C. (2010). Instituer la biodiversité comme problème public, le cas des bois morts en forêt. *Sciences Eaux & Territoires*, *3*(3), 132-139. https://doi.org/10.3917/set.003.0132

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., Van Oudenhoven, A. P. E., Van Der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., … Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, *359*(6373), 270-272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Didion, M., & Abegg, M. (2022). Tree stumps—An important but undervalued dead wood pool. *Annals of Forest Science*, *79*(1), 34. https://doi.org/10.1186/s13595-022-01155-7

Dove, N. C., & Keeton, W. S. (2015). Structural Complexity Enhancement increases fungal species richness in northern hardwood forests. *Fungal Ecology*, *13*, 181-192. https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.09.009

Dufrêne, M. (2023). Le débat du Land-Sharing versus Land-Sparing. *Carnets des Espaces Naturels*, *15*. https://orbi.uliege.be/handle/2268/300737

Dufrêne, M., Rondeux, J., Grootaert, P., & Lebrun, P. (2006). *A research project to study patterns, roles and determinants of wood-dependent species diversity in belgian deciduous forests (Xylobios)*. https://www.belspo.be/belspo/fedra/proj.asp?l=fr&COD=EV/15

Emberger, C., Larrieu, L., & Gonin, P. (2013). *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt*. https://hal.inrae.fr/hal-02624397

European Commission. (2018). *European Red List of Saproxylic Beetles*. https://environment.ec.europa.eu/system/files/2023-11/european_red_list_of_saproxylic_beetles_2018.pdf.

European Commission. Joint Research Centre. (2023). *Deadwood and fire risk in Europe : Knowledge synthesis for policy.* Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2760/553875

Falk, S. (2021). *A review of the pollinators associated with decaying wood, old trees and tree wounds in Great Britain*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31078.14408

FAO. (2010). *Global Forest Resources Assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Fichefet, V., Branquart, E., Claessens, H., Delescaille, L.-M., Dufrêne, M., Graitson, É., Paquet, J.-Y., & Wibail, L. (2011). *Milieux ouverts forestiers, lisières et biodiversité. De la théorie à la pratique$* (SPW-DGARNE-DEMNA).

Flint, C. G., McFarlane, B., & Müller, M. (2009). Human Dimensions of Forest Disturbance by Insects : An International Synthesis. *Environmental Management*, *43*(6), 1174-1186. https://doi.org/10.1007/s00267-008-9193-4

Fritz, Ö., Niklasson, M., & Churski, M. (2009). Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Applied Vegetation Science*, *12*(1), 93-106. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01007.x

Fukasawa, Y., Katsumata, S., Mori, A. S., Osono, T., & Takeda, H. (2014). Accumulation and decay dynamics of coarse woody debris in a Japanese old-growth subalpine coniferous forest. *Ecological Research*, *29*(2), 257-269. https://doi.org/10.1007/s11284-013-1120-3

Garrigue, J., Larrieu, L., & Boisson, B. (2022). « Que voit-on dans une forêt en libre évolution que l'on ne voit pas ailleurs ? », trois regards complémentaires. *Revue forestière française*, *73*(2-3), 137-160. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5465

Girometta, C. (2019). Antimicrobial properties of *Fomitopsis officinalis* in the light of its bioactive metabolites : A review. *Mycology*, *10*(1), 32-39. https://doi.org/10.1080/21501203.2018.1536680

Gosselin, F., Génot, J.-C., & Lachat, T. (2022). Libre évolution et naturalité en forêt : Définitions et métriques associées. *Revue forestière française*, *73*(2-3), 115-136. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5464

Gosselin, M., & Paillet, Y. (2017). *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière* (Editions Quae). https://www.quae.com/produit/1441/9782759226726/mieux-integrer-la-biodiversite-dans-la-gestion-forestiere

Granet, A. M., Jaillet, C., Romagnoux, F., & Deuffic, P. (2009). Bois mort et sécurité en forêt : Une approche exploratoire en forêt domaniale. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, *25-26*(été-automne 2009), 19-25.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A. L. D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., & Storch, I. (2020). Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*, *49*(1), 85-97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

Hagge, J., Müller, J., Bässler, C., Biebl, S. S., Brandl, R., Drexler, M., Gruppe, A., Hotes, S., Hothorn, T., Langhammer, P., Stark, H., Wirtz, R., Zimmerer, V., & Mysterud, A. (2019). Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. *Forest Ecology and Management*, *451*, 117531. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117531

Hahn, K., & Christensen, M. (2004). Dead Wood in European Forest Reserves-A Reference for Forest Management. *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe-From Ideas to Operationality, EFI Proceedings*, *51*, 181-191.

Hamant, O. (2022). *La Troisième Voie du vivant*. Odile Jacob.

Hararuk, O., Kurz, W. A., & Didion, M. (2020). Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems*, *7*(1), 36. https://doi.org/10.1186/s40663-020-00248-x

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. (1986). Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. In A. MacFadyen & E. D. Ford (Éds.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 15, p. 133-302). Academic Press. https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X

Hauck, M., Bruyn, U. de, & Leuschner, C. (2013). Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation*, *157*, 136-145. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.015

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*, *260*(7), 1149-1155. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.003

Huart, O., De Proft, M., Grégoire, J.-C., Piel, F., Gaubicher, B., Carlier, F.-X., Maraîte, H., & Rondeux, J. (2003). Le point sur la maladie du hêtre en Wallonie. *Forêt Wallonne*, *64*.

Huart, O., & Rondeux, J. (2001). Genèse, évolution et multiples facettes d'une maladie inhabituelle affectant le hêtre en région wallonne. *Forêt Wallonne*, *52*, 8-19.

Huylenbroeck, L., Michez, A., & Claessens, H. (2019). *Guide de gestion des ripisylves* (SPW, DGARNE, DCENN). https://www.google.com/search?client=safari&rls=en&q=guide+de+gestion+des+ripisylves&ie=UTF-8&oe=UTF-8

Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M., & Claessens, H. (2014). *Les forêts anciennes en Wallonie. 1ère partie : Concepts généraux*. 16.

Jakoby, O., Rademacher, C., & Grimm, V. (2010). Modelling dead wood islands in European beech forests : How much and how reliably would they provide dead wood? *European Journal of Forest Research*, *129*, 659-668. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0366-3

Janssen, P., & Dodelin, B. (2006, juin). Représentations sociales de la forêt, du bois mort et des insectes saproxyliques : Une étude dans les forêts du massif des Bauges (France). *Boitier E., Sourp E. & Petit D. (Eds), 2008. Insectes d'altitude, insectes en altitude. Actes des premières rencontres entomologiques du Massif central, p. 77-83.* https://hal.science/hal-04145794

Ježek, K. (2004). Contribution of regeneration on dead wood to the spontaneous regeneration of a mountain forest. *Journal of Forest Science*, *50*(9), 405-414. https://doi.org/10.17221/4637-JFS

Jonášová, M., & Prach, K. (2004). Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests : Regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, *23*(1), 15-27. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.010

Jonsell, M., & Schroeder, M. (2014). Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management*, *334*, 313-320. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.042

Kahl, T., Baber, K., Otto, P., Wirth, C., & Bauhus, J. (2015). Drivers of CO2 Emission Rates from Dead Wood Logs of 13 Tree Species in the Initial Decomposition Phase. *Forests*, *6*(7), Article 7. https://doi.org/10.3390/f6072484

Kappes, H., Catalano, C., & Topp, W. (2007). Coarse woody debris ameliorates chemical and biotic soil parameters of acidified broad-leaved forests. *Applied soil ecology*, *36*(2-3), 190-198.

Kervyn, T., Jacquemin, F., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M., & Claessens, H. (2014). Les forêts anciennes en Wallonie. 2ème partie : Cartographie. *Forêt Wallonne*, *133*. https://orbi.uliege.be/handle/2268/179245

Klamerus-Iwan, A., Lasota, J., & B\lońska, E. (2020). Interspecific variability of water storage capacity and absorbability of deadwood. *Forests*, *11*(5), 575.

Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C., & Moog, M. (2005). Mixed forests reconsidered : A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and management*, *213*(1-3), 102-116.

Kozák, D., Svitok, M., Zemlerová, V., Mikoláš, M., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., Buechling, A., Bače, R., Keeton, W. S., Vítková, L., Begovič, K., Čada, V., Dušátko, M., Ferenčík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., … Svoboda, M. (2023). Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology*, *37*(3), e14066. https://doi.org/10.1111/cobi.14066

Krah, F.-S., Seibold, S., Brandl, R., Baldrian, P., Müller, J., & Bässler, C. (2018). Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology*, *106*(4), 1428-1442. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12939

Kraus, D., & Krumm, F. (2013). *Les approches intégratives en tant qu'opportunité de conservation de la biodiversité forestière*. rombach digitale manufaktur.

Kreye, J. K., Hiers, J. K., Varner, J. M., Hornsby, B., Drukker, S., & O'Brien, J. J. (2018). Effects of solar heating on the moisture dynamics of forest floor litter in humid environments : Composition, structure, and position matter. *Canadian Journal of Forest Research*, *48*(11), 1331-1342. https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0147

Kriebitzsch, W.-U., Bueltmann, H., Oheimb, G. V., Schmidt, M., Thiel, H., & Ewald, J. (2013). Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*, 158-169.

Krumm, F., Schuck, A., & Rigling, A. (2020). *How to balance forestry and biodiversity conservation—A view across Europe* (Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL)).

Kupferschmid, A. D., & Bugmann, H. (2005). Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management*, *205*(1), 251-265. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.008

La typologie wallonne des services écosystémiques-Les services écosystémiques en Wallonie. (2024, juillet 31). https://services-ecosystemiques.wallonie.be/fr/typologie-des-se.html?IDC=5900

Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U.-B., Bütler, R., Herrmann, S., Schneider, O., & Wermelinger, B. (2019). Bois mort en forêt. Formation, importance et conservation. *Notice pour le praticien Institut fédéral de recherches WSL*, *52*. http://www.wsl.ch/wsl/dienstleistungen/publikationen/pdf/13559.pdf

Lagomarsino, A., De Meo, I., Agnelli, A. E., Paletto, A., Mazza, G., Bianchetto, E., & Pastorelli, R. (2021). Decomposition of black pine (Pinus nigra JF Arnold) deadwood and its impact on forest soil components. *Science of The Total Environment*, *754*, 142039.

Laiho, R., & Prescott, C. E. (2004). Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests : A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, *34*(4), 763-777. https://doi.org/10.1139/x03-241

Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests1. *Canadian Journal of Forest Research*, *42*, 1433-1445. https://doi.org/10.1139/x2012-077

Larrieu, L., Cabanettes, A., & Delarue, A. (2012). Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, *131*(3), 773-786. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z

Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., & Deconchat, M. (2014). Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests : A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management*, *334*, 163-173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007

Larrieu, L., Cabanettes, A., Gouix, N., Burnel, L., Bouget, C., & Deconchat, M. (2017). Development over time of the tree-related microhabitat profile : The case of lowland beech–oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, *136*. https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3

Larrieu, L., Cabanettes, A., Gouix, N., Burnel, L., Bouget, C., & Deconchat, M. (2019). Post-harvesting dynamics of the deadwood profile : The case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, *138*(2), 239-251. https://doi.org/10.1007/s10342-019-01164-8

Larsen, J. B., Angelstam, P., Bauhus, J., Carvalho, J. F., Diaci, J., Dobrowolska, D., Gazda, A., Gustafsson, L., Krumm, F., Knoke, T., Konczal, A., Kuuluvainen, T., Mason, B., Motta, R., Pötzelsberger, E., Rigling, A., & Schuck, A. (2022). *Closer-to-Nature Forest Management* (From Science to Policy) [From Science to Policy]. European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/fs12

Lasota, J., Błońska, E., Piaszczyk, W., & Wiecheć, M. (2018). How the deadwood of different tree species in various stages of decomposition affected nutrient dynamics? *Journal of Soils and Sediments*, *18*(8), 2759-2769. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1858-2

Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity : Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, *11*(5), 1027-1039. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004

Lazar, J. G., Gold, A. J., Addy, K., Mayer, P. M., Forshay, K. J., & Groffman, P. M. (2014). Instream Large Wood : Denitrification Hotspots with Low N2O Production. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *50*(3), 615-625. https://doi.org/10.1111/jawr.12202

Lejeune, P., Michez, A., Perin, J., Gilles, A., Latte, N., Ligot, G., Lisein, J., & Claessens, H. (2022). L'ÉPICÉA WALLON : ÉTAT DE LA RESSOURCE EN 2021. *Silva Belgica*. https://orbi.uliege.be/handle/2268/290618

Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.-D., McGuire, A. D., Bozzato, F., Pretzsch, H., de-Miguel, S., Paquette, A., Hérault, B., Scherer-Lorenzen, M., Barrett, C. B., Glick, H. B., Hengeveld, G. M., Nabuurs, G.-J., Pfautsch, S., … Reich, P. B. (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, *354*(6309), aaf8957. https://doi.org/10.1126/science.aaf8957

Lindahl, B., Stenlid, J. A. N., Olsson, S., & Finlay, R. (1999). Translocation of 32P between interacting mycelia of a wood-decomposing fungus and ectomycorrhizal fungi in microcosm systems. *The New Phytologist*, *144*(1), 183-193.

Linstead, C., & Gurnell, A. M. (1999). *Large Woody Debris in British Headwater Rivers : Physical Habitat Role and Management Guidelines; Summary Report*. Environment Agency.

Löf, M., Boman, M., Brunet, J., Hannerz, M., Mattsson, L., & Nylinder, M. (2010). Broadleaved forest management for multiple goals in southern Sweden-an overview including future research prospects. *Ecological Bulletins*, *53*, 235-245.

Marangon, D., Marchi, N., & Lingua, E. (2022). Windthrown elements : A key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. *Forest Ecology and Management*, *508*, 120050. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120050

Marcolin, E., Marzano, R., Vitali, A., Garbarino, M., & Lingua, E. (2019). Post-Fire Management Impact on Natural Forest Regeneration through Altered Microsite Conditions. *Forests*, *10*(11), 1014. https://doi.org/10.3390/f10111014

Maridet, L., Piégay, H., Gilard, O., & Thévenet, A. (1996). L'embâcle de bois en rivière : Un bienfait écologique? un facteur de risques naturels? *La Houille Blanche*, *5*, 32-37.

Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P., & Rauh, J. (1999). Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, *116*(1), 233-245. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00462-9

Marzano, R., Garbarino, M., Marcolin, E., Pividori, M., & Lingua, E. (2013). Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering*, *51*, 117-122. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.030

Matuszkiewicz, J. M., Affek, A. N., & Kowalska, A. (2021). Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management*, *502*, 119702. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119702

Méliani, V. (2013). Choisir l'analyse par théorisation ancrée : Illustration des apports et des limites de la méthode. *Recherches Qualitatives*, *15*, 435-452.

Mergner, U., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). Gérer une forêt commerciale selon une approche intégrative : Rêve ou réalité ? Le cas de la forêt de Steigerwald (Bavière, Allemagne). *Revue forestière française*, *72*(1), 33-53. https://doi.org/10.20870/revforfr.2020.5311

Messier, C. C., Puettmann, K. J., & Coates, K. D. (2013). *Managing forests as complex adaptive systems : Building resilience to the challenge of global change*. Routledge.

Milne-Rostkowska, F., Holeksa, J., Bogdziewicz, M., Piechnik, Ł., Seget, B., Kurek, P., Buda, J., & Żywiec, M. (2020). Where can palatable young trees escape herbivore pressure in a protected forest? *Forest Ecology and Management*, *472*, 118221. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118221

Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe - FOREST EUROPE. (2020). *State of Europe's Forests 2020*. https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf

Mucchielli, A. (1996). Approche compréhensive. In *Dictionnaire des méthodes qualitatives en sciences humaines et sociales*. Armand Colin.

Müller, J., Brustel, H., Brin, A., Bussler, H., Bouget, C., Obermaier, E., Heidinger, I. M. M., Lachat, T., Förster, B., Horak, J., Procházka, J., Köhler, F., Larrieu, L., Bense, U., Isacsson, G., Zapponi, L., & Gossner, M. M. (2015). Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*, *38*(5), 499-509. https://doi.org/10.1111/ecog.00908

Müller, J., & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood : A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, *129*(6), 981-992.

Müller, J., & Goßner, M. (2007). Single host trees in a closed forest canopy matrix : A highly fragmented landscape? *Journal of Applied Entomology*, *131*(9-10), 613-620. https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2007.01227.x

Nordkvist, M., Jonsson, S., Jonsell, M., & Klapwijk, M. J. (2022). Effects of retained dead wood on predation pressure on herbivores in young pine forests. *PLOS ONE*, *17*(9), e0273741. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273741

Olchowik, J., Hilszczańska, D., Bzdyk, R. M., Studnicki, M., Malewski, T., & Borowski, Z. (2019). Effect of deadwood on ectomycorrhizal colonisation of old-growth oak forests. *Forests*, *10*(6), 480.

Orman, O., Adamus, M., & Szewczyk, J. (2016). *Regeneration processes on coarse woody debris in mixed forests : Do tree germinants and seedlings have species-specific responses when grown on coarse woody debris?* https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.12630

Orman, O., & Szewczyk, J. (2015). European beech, silver fir, and Norway spruce differ in establishment, height growth, and mortality rates on coarse woody debris and forest floor—A study from a mixed beech forest in the Western Carpathians. *Annals of Forest Science*, *72*(7), Article 7. https://doi.org/10.1007/s13595-015-0492-7

Paillé, P. (1996). L'échantillonnage théorique. Induction analytique. Qualitative par théorisation (analyse). Vérification des implications théoriques. In *Dictionnaire des méthodes qualitatives en sciences humaines et sociales*. Armand Colin.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, *333*(6045), 988-993. https://doi.org/10.1126/science.1201609

Paquet, J.-Y., Weiserbs, A., Van Vyve, C., Graitson, É., Derouaux, A., & Kinet, T. (2021). *Actualisation des Listes rouges wallonnes des espèces menacées, pour les groupes d'espèces amphibiens, reptiles, oiseaux et chauves-souris*.

Parisi, F., Pioli, S., Lombardi, F., Fravolini, G., Marchetti, M., & Tognetti, R. (2018). Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests-a review. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, *11*(3), 423.

Parro, K., Metslaid, M., Renel, G., Sims, A., Stanturf, J. A., Jõgiste, K., & Köster, K. (2015). Impact of postfire management on forest regeneration in a managed hemiboreal forest, Estonia. *Canadian Journal of Forest Research*, *45*(9), 1192-1197. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0514

Pellerin, M., Said, S., Richard, E., Hamann, J.-L., Dubois-Coli, C., & Hum, P. (2010). Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*, *260*, 429-437. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.031

Petritan, I. C., Mihăilă, V.-V., Yuste, J. C., Bouriaud, O., & Petritan, A. M. (2023). Deadwood density, C stocks and their controlling factors in a beech-silver fir mixed virgin European forest. *Forest Ecology and Management*, *539*, 121007. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121007

Piaszczyk, W., Błońska, E., Lasota, J., & Lukac, M. (2019). A comparison of C:N:P stoichiometry in soil and deadwood at an advanced decomposition stage. *Catena*, *179*, 1-5.

Piaszczyk, W., Lasota, J., & B\lońska, E. (2019). Effect of organic matter released from deadwood at different decomposition stages on physical properties of forest soil. *Forests*, *11*(1), 24.

Piaszczyk, W., Lasota, J., B\lońska, E., & Foremnik, K. (2022). How habitat moisture condition affects the decomposition of fine woody debris from different species. *Catena*, *208*, 105765.

Pickering, B. J., Duff, T. J., Baillie, C., & Cawson, J. G. (2021). Darker, cooler, wetter : Forest understories influence surface fuel moisture. *Agricultural and Forest Meteorology*, *300*, 108311. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108311

Pro Silva France, & Parc naturel régional des Vosges du Nord. (s. d.). *Méthodologie d'évaluation du coût d'un martelage favorable à certains éléments de la biodiversité*.

Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., & Rudolphi, J. (2014). Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation*, *169*, 277-284. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.029

Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendahl, J., Rudolphi, J., Sténs, A., & Felton, A. (2018). The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity : A synthesis. *Journal of Environmental Management*, *209*, 409-425. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.048

Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.-F., & Kerbiriou, C. (2013). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, *34*, 221-230. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.003

Ringenbach, A., Stihl, E., Bühler, Y., Bebi, P., Bartelt, P., Rigling, A., Christen, M., Lu, G., Stoffel, A., Kistler, M., Degonda, S., Simmler, K., Mader, D., & Caviezel, A. (2022). Full-scale experiments to examine the role of deadwood in rockfall dynamics in forests. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, *22*(7), 2433-2443. https://doi.org/10.5194/nhess-22-2433-2022

Rinne-Garmston, K. T., Peltoniemi, K., Chen, J., Peltoniemi, M., Fritze, H., & Mäkipää, R. (2019). Carbon flux from decomposing wood and its dependency on temperature, wood N_2 fixation rate, moisture and fungal composition in a Norway spruce forest. *Global Change Biology*, *25*(5), 1852-1867. https://doi.org/10.1111/gcb.14594

Rock, J., Badeck, F.-W., & Harmon, M. E. (2008). Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research*, *127*(4), 301-313. https://doi.org/10.1007/s10342-008-0206-x

Sanchez, C. (2016). *La sylviculture Pro Silva en Wallonie. Mesures et recommendations du DNF* (p. 62). Forêt Wallonne asbl.

Sanchez, C., & Auquière, P. (2014). Contexte, mise en oeuvre et recommandations de la circulaire Pro Silva du DNF. *Forêt Wallonne*, *133*, 23-37.

Schall, P., Gossner, M. M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Renner, S. C., … Ammer, C. (2018). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, *55*(1), 267-278.

Shorohova, E., & Kapitsa, E. (2014). Influence of the substrate and ecosystem attributes on the decomposition rates of coarse woody debris in European boreal forests. *Forest Ecology and Management*, *315*, 173-184.

Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., & Uotila, A. (2002). Conservation of beetles in boreal pine forests : The effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation*, *106*, 19-27. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00225-7

Smit, C., Kuijper, D. P. J., Prentice, D., Wassen, M., & Cromsigt, J. (2012). Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieza Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, *284*, 133-141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.052

Speight, M. C. D. (1989). Les invertébrés saproxyliques et leur protection. *Conseil de l'Europe, Strasbourg*, 77.

Spînu, A. P., Asbeck, T., & Bauhus, J. (2022). Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European Journal of Forest Research*, *141*(6), 1105-1120. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01493-1

Stöckli, B. (1996). *La régénération des forêts de montagne sur du bois mort*.

Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press. https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=2jcgAwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&dq=old+wood+biodiversity&ots=-jCWlbEXH-&sig=OgNtJg75ewrNgXo6HgrYcfVsL7c

Stößel, J. G. (2020). *Masterarbeit MBA Sustainability Management*.

Tavankar, F., Kivi, A. R., Taheri-Abkenari, K., Lo Monaco, A., Venanzi, R., & Picchio, R. (2022). Evaluation of Deadwood Characteristics and Carbon Storage under Different Silvicultural Treatments in a Mixed Broadleaves Mountain Forest. *Forests*, *13*(2), 259. https://doi.org/10.3390/f13020259

Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2009). *Forest resilience, biodiversity, and climate change : A synthesis of the biodiversity / resiliende / stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Thorn, S., Chao, A., Georgiev, K., Müller, J., Bässler, C., Campbell, J., Castro, J., Chen, Y., Choi, C.-Y., Cobb, T., Donato, D., Durska, E., Macdonald, S., Feldhaar, H., Fontaine, J., Fornwalt, P., Hernández, R., Hutto, R., Koivula, M., & Leverkus, A. (2020). Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature Communications*, *11*, 4762. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18612

Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A. B., Michler, T., Müller, J., Noss, R. F., Stork, N., Vogel, S., & Lindenmayer, D. B. (2020). The living dead : Acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *18*(9), 505-512. https://doi.org/10.1002/fee.2252

Tillon, L. (s. d.). *Utilisation des gîtes et des terrains de chasse par les chiroptères forestiers, propositions de gestion conservatoire*.

Tomao, A., Antonio Bonet, J., Castaño, C., & de-Miguel, S. (2020). How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi. *Forest Ecology and Management*, *457*, 117678. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117678

Unar, P., Daněk, P., Adam, D., Paločková, L., & Holík, J. (2023). Can deadwood be preferred to soil? Vascular plants on decaying logs in different forest types in Central Europe. *European Journal of Forest Research*. https://doi.org/10.1007/s10342-023-01632-2

Vallauri, D., André, J., & Blondel, J. (2003). Le Bois mort, une lacune des forêts gérées. *Revue Forestiere Francaise*, 3-16. https://doi.org/10.4267/2042/5172

Vandekerkhove, K., Thomaes, A., & Jonsson, B.-G. (2013). Connectivité et fragmentation : La biogéographie insulaire et la métapopulation appliquées aux éléments caractéristiques des vieilles forêts. In *Les approches intégratives en tant qu'opportunité de conservation de la biodiversité forestière* (European Forest Institute, p. 108-119).

van Ginkel, H. A. L., Kuijper, D. P. J., Churski, M., Zub, K., Szafrańska, P., & Smit, C. (2013). Safe for saplings not safe for seeds : *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, *304*, 73-79. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.037

Vítková, L., Bače, R., Kjučukov, P., & Svoboda, M. (2018). Deadwood management in Central European forests : Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*, *429*, 394-405. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034

Vrška, T., Přívětivý, T., Janík, D., Unar, P., Šamonil, P., & Král, K. (2015). Deadwood residence time in alluvial hardwood temperate forests – A key aspect of biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management*, *357*, 33-41. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.006

Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., & Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, *144*(1), 441-450. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030

Weedon, J. T., Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H. C., Zanne, A. E., Wirth, C., & Coomes, D. A. (2009). Global meta-analysis of wood decomposition rates : A role for trait variation among tree species? *Ecology Letters*, *12*(1), 45-56. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01259.x

Wermelinger, B. (2002). Development and distribution of predators and parasitoids during two consecutive years of an *Ips typographus* (Col., Scolytidae) infestation. *Journal of Applied Entomology*, *126*(10), 521-527. https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2002.00707.x

Weslien, J., & Schroeder, L. M. (1999). Population levels of bark beetles and associated insects in managed and unmanaged spruce stands. *Forest Ecology and Management*, *115*(2), 267-275. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00405-8

Winter, S., Borrass, L., Geitzenauer, M., Blondet, M., Breibeck, R., Weiss, G., & Winkel, G. (2014). The impact of Natura 2000 on forest management : A socio-ecological analysis in the continental region of the European Union. *Biodiversity and Conservation*, *23*. https://doi.org/10.1007/s10531-014-0822-3

Winter, S., & Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, *255*(3), 1251-1261. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029

WSL. (s. d.-a). *Âge biologique des arbres*. Consulté 23 août 2024, à l'adresse https://totholz.wsl.ch/fr/dynamique-forestiere/reserves-forestieres-naturelles-et-ilots-de-senescence/age-biologique-des-arbres/

WSL. (s. d.-b). *Arbres-habitats et bois mort n'ont pas tous la même valeur écologique*. Consulté 22 mars 2024, à l'adresse https://totholz.wsl.ch/fr/bois-mort/habitat-diversifie/valeur-ecologique/

WSL. (s. d.-c). *Bois mort et dangers naturels*. Consulté 23 août 2024, à l'adresse https://totholz.wsl.ch/fr/fonctions-du-bois-mort/dangers-naturels/

Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment : The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *96*(4), 1463-1468. https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463

Zeller, L., Förster, A., Keye, C., Meyer, P., Roschak, C., & Ammer, C. (2023). What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecological Indicators*, *153*, 110383. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383

Zemlerová, V., Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Smyčková, M., Buechling, A., Martin, M., Larrieu, L., Paillet, Y., Roibu, C.-C., Petritan, I. C., Čada, V., Ferenčík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., Kameniar, O., … Svoboda, M. (2023). Natural Disturbances are Essential Determinants of Tree-Related Microhabitat Availability in Temperate Forests. *Ecosystems*, *26*(6), 1260-1274. https://doi.org/10.1007/s10021-023-00830-8

Zielonka, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, *17*(6), 739-746. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02497.x

Zielonka, T., & Piątek, G. (2004). The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology (Formerly Vegetatio)*, *172*(1), 63-72. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000026037.03716.fc

Annexes

Annexe 1. Surface des types de peuplements en fonction de la région biogéographique, de la propriété et de la période de récolte des données de l'IPRFW (1 = 1994-2000, 2 = 2001-2008, 3 = 2008-2015, 4 = 2015-2023).

Région	Propriété	Période	Surface de feuillus	Surface de résineux	Surface globale
Ardenne	PB	1	71800	82400	157700
Ardenne	PB	2	81800	89600	175300
Ardenne	PB	3	82900	77800	164700
Ardenne	PB	4	80000	79200	162600
Ardenne	PR	1	28300	96000	131700
Ardenne	PR	2	26300	86000	116500
Ardenne	PR	3	30000	84100	120300
Ardenne	PR	4	29400	84300	117800
Condroz	PB	1	19600	5000	24900
Condroz	PB	2	14200	2800	17100
Condroz	PB	3	18300	3300	21800
Condroz	PB	4	17600	4400	22000
Condroz	PR	1	38800	8600	48100
Condroz	PR	2	35100	8000	43400
Condroz	PR	3	38300	7400	46000
Condroz	PR	4	38100	7100	46700
FFC	PB	1	20100	3200	23500
FFC	PB	2	24000	3700	27800
FFC	PB	3	22200	3500	25800
FFC	PB	4	21700	3400	25100
FFC	PR	1	19900	8700	28800
FFC	PR	2	20300	8200	29100
FFC	PR	3	22100	6200	28700
FFC	PR	4	20600	6200	27800

Lorraine	PB	1	13700	3600	17600
Lorraine	PB	2	16600	2500	19200
Lorraine	PB	3	17100	3300	20500
Lorraine	PB	4	16800	2300	19100
Lorraine	PR	1	7500	5100	13100
Lorraine	PR	2	6000	5600	12100
Lorraine	PR	3	5900	4200	10500
Lorraine	PR	4	5700	4400	10100
Région limoneuse	PB	1	4500	400	4900
Région limoneuse	PB	2	5500	700	6200
Région limoneuse	PB	3	6100	700	6800
Région limoneuse	PB	4	6500	800	7400
Région limoneuse	PR	1	26000	2700	29400
Région limoneuse	PR	2	28600	3200	32600
Région limoneuse	PR	3	27400	2200	30100
Région limoneuse	PR	4	26500	2300	29400

Annexe 2. Article publié dans Silva Belgica sur l'enquête sociologique réalisée pour le WP3

LE BOIS MORT SOURCE DE VIE

RÉSULTATS D'UNE ENQUÊTE SOCIOLOGIQUE EN FORÊT PRIVÉE

par Alexia Vandenbergh
Chargée de mission chez Forêt.Nature

© Forêt.Nature

Le bois mort joue un rôle essentiel pour l'écosystème forestier. Pourtant, le maintien d'arbres morts en forêt wallonne est loin d'être systématique. Le projet « DeadWood4Forests », financé par le Plan de relance de la Wallonie, a pour objectif d'étayer, puis de voir comment répondre à ce constat via une série d'actions complémentaires, dont une étude sociologique réalisée par l'asbl Forêt.Nature auprès des gestionnaires forestiers publics et des propriétaires forestiers privés. Cet article donne un aperçu des représentations sociales des propriétaires privés vis-à-vis du bois mort et plonge le lecteur dans cette enquête empirique autour d'une thématique fondamentale, mais peu abordée, pour le fonctionnement des écosystèmes boisés.

INTRODUCTION ET MÉTHODE

L'étude sociologique du projet « DeadWood4Forests »[1] s'est déroulée en deux temps : un volet quantitatif et un volet qualitatif.

Un questionnaire en ligne a été diffusé en janvier 2024 via les newsletters de l'asbl Forêt.Nature (Forêt.Mail) et de la Société Royale Forestière de Belgique (Silva Mail),

1 Pour en savoir plus sur le projet « DeadWood4Forests », consultez la page https://srfb.be/formations-et-activites/nos-projets/sur notre site Internet.

partenaires du projet. Ce premier volet de l'enquête a permis de sonder 231 répondants au sujet du bois mort, dont 133 propriétaires forestiers privés wallons. Ceux-ci sont, pour la plupart, des hommes âgés de plus de 45 ans et propriétaires d'une forêt de plus de 25 hectares (35 % sont propriétaires d'une forêt de 25 à 100 hectares et 17 % sont propriétaires d'une forêt de plus de 100 hectares).

Une enquête qualitative a également été réalisée auprès de 14 membres de la Société Royale Forestière de Belgique entre février et mars 2024. Construit sur base de la littérature existante, ce second volet visait à récolter des données empiriques via des entretiens semi-directifs réalisés en forêt privée, chez les propriétaires ayant accepté de participer au projet. Ces derniers ont été tirés au sort au sein d'une liste aléatoire, puis contactés par la sociologue chargée de l'enquête en vue d'organiser un entretien. Répartis par surface forestière (5-25 hectares, 25-100 hectares, plus de 100 hectares), tous les entretiens ont été enregistrés puis anonymisés.

L'enquête a été globalement bien accueillie par les propriétaires forestiers contactés, en particulier par les propriétaires de 25 à 100 hectares qui ont tous accepté de prévoir une rencontre sur le terrain. La grande majorité des propriétaires de 5 à 25 hectares contactés ont également répondu positivement. Les propriétaires de plus de 100 hectares ont été plus difficiles à joindre et à rencontrer (pas de réponse, manque de temps, domicile à l'étranger, etc.). Au total, les 14 propriétaires rencontrés ont été répartis comme suit : 5 propriétaires forestiers de 5 à 25 hectares, 5 propriétaires forestiers de 25 à 100 hectares et 4 propriétaires forestiers de plus de 100 hectares.

Les principaux résultats de ces deux volets seront présentés simultanément.

COMPARAISON DES RÉSULTATS GLOBAUX

LE BOIS MORT EN FORÊT : « C'EST IMPORTANT » …

Après avoir chaussé nos bottes, l'entretien débutait par un échange sur la perception des propriétaires au sujet du bois mort et ses avantages pour la biodiversité. Comme en témoignent les extraits suivants, la majorité des propriétaires rencontrés perçoivent assez positivement le maintien du bois mort dans leur forêt et sont plusieurs à mentionner son utilité pour la régénération du sol, la santé de l'écosystème forestier ou l'accueil de certaines espèces (dont le pic, largement cité).

Fabienne (5-25 ha) : *« Le bois mort c'est tout un écosystème, ça fait partie du cycle de la vie ».*

Victor (5-25 ha) : *« Je pense qu'il faut avoir du bois mort parce que ça amène de la biodiversité. Ça nourrit le sol, ça ramène des insectes et des pics ».*

Pierre (25-100 ha) : *« Je dirais que le premier avantage, c'est de créer un milieu favorable à toute une petite faune utile à la forêt en général. Ça crée de la biodiversité, on ne peut pas contredire ça ! ».*

Alexandre (25-100 ha) : *« C'est très bien d'avoir des pics pour manger les insectes. Et des champignons, qui sont très importants pour la nature, qui décomposent la litière et qui participent à l'humus des forêts. Donc c'est une bonne chose, à laquelle on ne pensait pas avant… ».*

Parallèlement à ces premiers résultats, l'enquête en ligne montre que plus de 70 % des répondants privés considèrent que la présence de bois mort permet d'héberger des prédateurs qui luttent contre les ravageurs et que le bois mort est un signe de bonne santé de l'écosystème forestier. Les risques sanitaires sont, par ailleurs, les moins importants aux yeux des répondants en ligne, contrairement au risque pour la sécurité des usagers qui a récolté le plus de réponses. Plus de 80 % des propriétaires privés sondés en ligne sont également d'accord avec le fait qu'environ un quart des espèces forestières a besoin de bois mort et qu'il est important de tenir compte de la diversité des arbres morts en forêt (essences, dimensions, expositions, stades de décomposition, etc.).

… MAIS CE N'EST « PAS UNE PRIORITÉ »

Bien que la présence de bois mort soit relativement bien perçue par les propriétaires rencontrés, la plupart d'entre eux disent ne pas s'y connaître suffisamment et expriment une envie d'en apprendre davantage sur le sujet, par le biais d'une formation spécifique ou de conseils personnalisés. Cette envie d'en savoir plus est également partagée par les propriétaires sondés en ligne car la majorité d'entre eux déclarent avoir besoin de plus d'informations sur les avantages liés au bois mort, notamment via un accompagnement technique dédié. Ce résultat s'applique aussi aux propriétaires qui travaillent avec un gestionnaire forestier, même si les propriétaires lui accordent une forme d'autorité morale, y compris en ce qui concerne la gestion du bois mort.

Amandine (5-25 ha) : *« Les avantages de laisser du bois mort… J'imagine que c'est pour les champignons, les végétaux, les insectes, non ? ».*

Sébastien (> 100 ha) : *« Je sais que ça peut servir aux petits oiseaux mais sinon je ne connais pas vraiment tous les avantages ».*

© Forêt.Nature

Florien (> 100 ha) : *« On soupçonne que c'est bon pour la biodiversité. Pour les oiseaux, les insectes… Mais je n'ai jamais étudié la question. Il faudrait qu'on me donne plus d'arguments ».*

Albert (> 100 ha) : *« Ça a certainement des avantages au niveau de la biodiversité mais je n'ai pas l'expertise nécessaire. Je ne me suis pas vraiment penché sur le sujet ».*

Ensuite, bien qu'ils semblent intéressés par le sujet, force est de constater que près de la moitié des propriétaires rencontrés estiment que le bois mort n'est pas un sujet prioritaire et relève de « l'accessoire » par rapport à la gestion des arbres vivants. L'enquête en ligne semble néanmoins nuancer ces résultats car 5 % seulement des répondants propriétaires privés considèrent que le maintien du bois mort est un sacrifice économique ou du gaspillage.

Bernard (25-100 ha) : *« Je ne vois pas l'intérêt de me concentrer là-dessus. J'ai d'autres préoccupations que de m'occuper de la gestion des bois morts ».*

Pierre (25-100 ha) : *« Le bois mort a son intérêt mais il ne faut pas en faire un problème, une question majeure. Il y a d'autres situations plus importantes à régler ».*

Christian (25-100 ha) : *« Je ne me soucie pas trop du bois mort. Il est là et si ça peut servir d'abri au gibier et faire de l'humus à plus long terme, tant mieux. Mais ce n'est pas ma préoccupation première ».*

Sébastien (> 100 ha) : *« Des bois morts il y en a. Mais c'est l'accessoire de l'accessoire. J'ai bien d'autres priorités ».*

Albert (> 100 ha) : *« Quand vous m'avez appelé, je me suis demandé ce que j'allais pouvoir vous dire. Parce que je n'ai vraiment pas de politique de gestion particulière aux arbres morts… »*

Par ailleurs, la plupart des propriétaires rencontrés sur le terrain sont peu enclins à réserver un arbre mort susceptible d'être valorisé en bois de chauffage ou sur le marché, surtout s'il est encore debout. Près de la moitié des propriétaires rencontrés considèrent que le maintien d'arbres morts « valorisables » équivaut à « gaspiller » la ressource ligneuse. Ces propriétaires ont également précisé qu'ils ne cherchaient pas à réaliser un bénéfice mais plutôt à « rentrer dans leurs frais » et à réinvestir le résultat des coupes de bois, vivants ou morts, dans leurs prochains aménagements (plantations, protections des plants, etc.).

Amandine (5-25 ha) : *« Il y a arbres morts et arbres morts. Les arbres morts couchés déjà bien avancés, c'est tout bénéfique pour les champignons. Mais les arbres qui sont secs et qui restent exploitables, sincèrement, je pense que je vais les récupérer et les couper ».*

Bernard (25-100 ha) : *« Tout ce qui n'est pas valorisable, je le laisse. Mais si on peut le valoriser, on le prend »*

Pierre (25-100 ha) : *« Il faut se demander si on peut sacrifier, je dirais, cet arbre simplement parce qu'il y a des insectes et des petits oiseaux. Alors qu'ils pourraient trouver tout ce qu'ils veulent sur le bois mort au sol, en principe… ».*

Alexandre (25-100 ha) : *« Si la forêt ne rapporte pas, beaucoup de gens ne la garderont pas (…) Pour moi, la forêt, c'est comme une petite société. C'est un outil*

de production. Une forêt, c'est d'abord une usine à bois (…) Je ne veux pas devenir gardien de cimetière».

Anne-Françoise (25-100 ha) : *«Si c'est vraiment un bel arbre mort, je dirais tant pis pour la chouette. Elle trouvera ailleurs, soyons honnêtes».*

«PRÉFÉRENCE» ÉMOTIONNELLE POUR LE BOIS MORT FEUILLU

Les propriétaires rencontrés témoignent d'un fort attachement à l'égard de leur forêt, en particulier lorsqu'il s'agit d'une forêt feuillue. Bien qu'il s'agit d'un ressenti difficile à expliquer, la plupart des propriétaires rencontrés justifient cette «préférence» émotionnelle et/ou esthétique par le fait qu'ils considèrent qu'une forêt résineuse est davantage une «forêt de rendement» que «d'agrément», à l'inverse d'une forêt feuillue. La gestion des forêts feuillues est, pour cette raison, décrite comme moins «interventionniste» et donc plus propice au maintien d'arbres morts, qui sont perçus comme moins «dérangeants».

Blandine (5-25 ha) : *«Ça me fait plus de peine de voir un feuillu mort qu'un résineux. Ça me parait moins précieux (…) Je n'ai pas le même amour pour les feuillus que pour les résineux».*

Fabienne (5-25 ha) : *«Des épicéas, pour moi, c'est une forêt qui pousse, c'est une forêt de rendement (…) Un beau feuillu, c'est dommage qu'il meure. C'est plus triste. Parce que c'est plus noble. Je n'ai pas vraiment d'explications, c'est un ressenti…».*

Blandine (5-25 ha) : *«On a un grand chêne ici, c'est comme un druide. S'il venait à mourir, je perdrais un bras. C'est comme si je voyais quelqu'un de ma famille mourir. Ou une vieille personne que j'aime qui se déglingue. C'est fou hein? Je serais en deuil (…) En fait, ce serait comme une maison qu'on démolit. C'est toute mon enfance aussi, c'est notre famille ces arbres-là».*

Christian (25-100 ha) : *«Un feuillu mort, je le laisserais parce que c'est plus beau, plus artistique qu'un épicéa mort (…) Si j'ai un résineux dans une parcelle qui va être éclaircie, il va partir avec l'éclaircie. Mais si j'ai un beau feuillu planté au milieu d'une parcelle de résineux, je vais le laisser…».*

© Forêt.Nature

Alexandre (25-100 ha) : *«J'aurais peut-être plus tendance à laisser un feuillu mort sur pied qu'un résineux. Aussi parce que c'est plus beau».*

Florien (> 100 ha) : *«Donc les feuillus, disons que c'est pour l'agrément donc on ne les gère pas. Et là il y a énormément de bois morts (…) les feuillus ont une aura différente que les résineux. Un chêne a, comment dire, plus de présence, plus de personnalité qu'un épicéa… Donc je ne vois pas l'utilité de laisser des résineux morts, comme on en a déjà pas mal dans les feuillus».*

Albert (> 100 ha) : *«Jusqu'ici il n'y a pas vraiment de gestion du feuillu. Et encore moins du bois mort issu de feuillus (…). Tandis que nos parcelles de résineux sont plutôt considérées pour le rendement».*

L'enquête quantitative confirme cette «préférence» car 82 % des propriétaires privés estiment qu'il est important de laisser des feuillus à l'état de bois mort, contre 62 % en ce qui concerne les résineux. Une question plus spécifique permet d'ajouter que 70 % des répondants propriétaires privés laissent plus de bois mort feuillu que de bois mort résineux, contre 7 % seulement pour l'affirmation inverse. 23 % laissent autant de bois mort feuillu que résineux.

UNE FORÊT «PROPRE MAIS PAS TROP»

Les préférences esthétiques des propriétaires influencent leur décision de maintenir, ou non, des arbres morts dans leur forêt. Près de la moitié des propriétaires rencontrés considèrent que le bois mort n'est pas «joli» et donne une impression de «désordre» ou de «manque d'entretien». Quelques propriétaires rencontrés témoignent aussi d'une préférence pour une forêt «propre mais pas trop», même s'ils sont conscients de ce paradoxe.

Fabienne (5-25 ha) : *«On veut que ce soit propre, ordonné, bien fait. Par respect (…) Si je pouvais, j'enlèverais tout ce qui dépasse et je mettrais tout propre (…) Mais je suis en conflit dans ma tête. Je suis pleine de contrastes, je dis que je veux du propre mais je sais que ça n'a pas de sens».*

Blandine (5-25 ha) : *«Je sais qu'il y a toute une vie dans tout ce petit bois mort. Mais il y en a quand même que je nettoie parce que je trouve que ça fait tache (…) Mais je ne vais pas tout nettoyer… Je vais juste un peu dégager parce que c'est foutraque. Juste pour que ce soit clean».*

Anne-Françoise (25-100 ha) : *«J'aime quand les choses sont nettes. Quand il n'y a pas toute cette espèce d'enchevêtrement. Mais je ne veux pas non plus d'une forêt brossée non plus!».*

Pourtant, l'enquête quantitative montre que 5 % seulement des répondants propriétaires privés considèrent que le bois mort nuit à l'image de leur forêt, 10 % que le bois mort donne l'impression que leur forêt est abandonnée et 11 % que la présence de bois mort donne une impression de désordre. 7 % seulement des répondants en ligne considèrent que le bois mort donne l'impression que leur forêt est sale.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Ces résultats permettent de donner un aperçu des représentations sociales des propriétaires privés wallons vis-à-vis du bois mort en forêt. Ils nous invitent à nous questionner sur nos paradoxes et sur ce que nous considérons comme étant une forêt « esthétique », « propre » ou bien « rangée ». Cet article permet aussi d'insister sur l'importance d'informer les propriétaires privés sur les fonctions du bois mort et sur les risques liés à l'absence d'arbres morts en forêt.

Loin d'être une masse inerte, le bois mort offre de nombreux avantages à la forêt et au forestier : maintien de la fertilité des sols et aide à la régénération naturelle grâce à l'augmentation de la matière organique et du recyclage des nutriments, séquestration du carbone, maintien de l'humidité, etc. Un changement de pratiques nécessite un changement de mentalités de tous les acteurs et une réflexion collective autour de notre rapport au vivant, y compris quand il nous « dérange ». Maintenir du bois mort en forêt est une manière de « prendre soin » de sa forêt et de transmettre une forêt plus résiliente aux générations futures.

Merci aux propriétaires qui ont accepté de participer à ces enquêtes, pour leur temps et leur confiance.

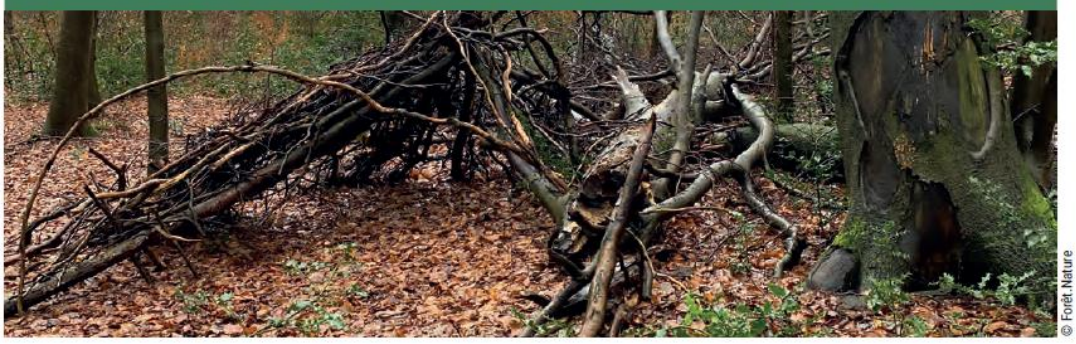
Wallonie Relance

Article rédigé dans le cadre du projet « DeadWood4Forests » financé par le SPW – Plan de relance

Outre l'enquête sociologique, le projet « DeadWood4Forests » comprend une série d'autres actions multidisciplinaires et complémentaires, dont une synthèse scientifique sur les rôles du bois mort, un condensé des normes et statistiques, et une analyse des coûts et bénéfices à maintenir du bois mort en forêt. Les résultats généraux du projet permettront d'établir des pistes d'actions concrètes en faveur du bois mort d'ici la fin de l'année 2024.

Pierre (25-100 ha) :

« La forêt, c'est comme une foule. Il y a de tout. Le clodo du coin, l'aristocrate régional, le populaire, les gars des Marolles, il y a tout ça... C'est un public bigarré. Il y a de très beaux sujets, des sujets très laids, mais on les aime tous (...) En fait, la forêt, ça vous change. Et vous ne savez pas très bien pourquoi. Vous êtes au milieu d'une foule de gens que vous aimez et qui vous aime. On vient y chercher nos racines. Chaque fois qu'on doit agir en forêt, on sent qu'on touche à nous ».



© Forêt.Nature