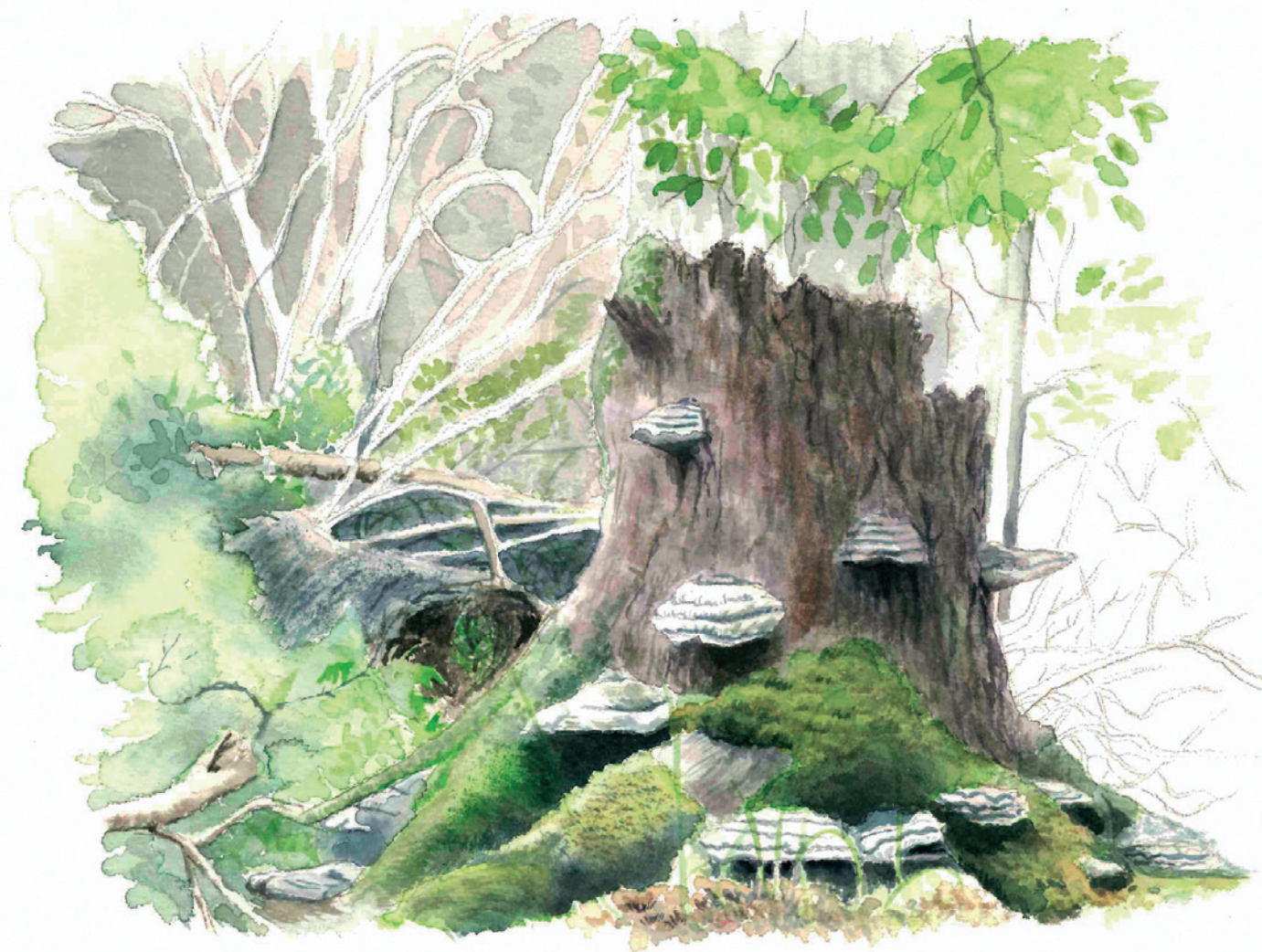


OPINION 5

FORÊT &
NATURALITÉ

DÉCEMBRE 2022



PLUS DE BOIS MORT EN FORÊT

Enjeu majeur pour la résilience et la biodiversité



© Peggy Schillemans

SOMMAIRE

1.	Introduction	5
2.	Écologie forestière : rôle et formation du bois mort	7
2.1.	Disponibilité du bois mort dans le temps et l'espace	7
2.2.	La formation du bois mort	9
2.3.	À chacun son rôle : la diversité des agents de décomposition	12
3.	Biodiversité des forêts et monde vivant des bois morts	13
3.1.	État des forêts et de leur biodiversité	13
3.2.	Une infinie variété de bois mort	14
3.3.	Groupes biologiques liés au bois mort	19
	Champignons lignivores	19
	Coléoptères saproxyliques	22
	Autres invertébrés	24
	Oiseaux	25
	Chauves-souris	29
	Autres mammifères, amphibiens et reptiles	31
	Plantes, mousses et lichens	33
4.	Le bois mort en Wallonie et en Europe	35
4.1.	État des lieux	35
4.2.	Dans les forêts naturelles et primaires	39
4.3.	Les dépérissements, une opportunité pour augmenter le bois mort	39
5.	Indicateurs de biodiversité et de bois mort	40
5.1.	Le volume de bois mort : un indicateur simple, mais suffisant	40
5.2.	Les espèces indicatrices	41
5.3.	Les arbres-habitats	42
6.	Le bois mort : un problème de perception ?	44
6.1.	L'évolution des mentalités	45
6.2.	Préjugés infondés sur le bois mort	47

Forêt & Naturalité propose à travers ce dossier de faire le point sur les connaissances actuelles sur le bois mort et son rôle dans les écosystèmes forestiers. Ce dossier est conçu à destination des décideurs, des forestiers, propriétaires public ou privés, des praticiens, mais aussi des étudiants, des enseignants ou des citoyens qui cherchent une source d'information complète et structurée sur le sujet. Son ambition est de continuer à faire progresser le bois mort et, de manière plus générale, la naturalité en forêt, et à engager les autorités à prendre les mesures en ce sens pour bâtir ensemble une forêt plus résiliente.

7.	Bois mort et gestion des forêts : vers une trame de vieux bois et bois morts en Wallonie	48
7.1.	Plus de bois mort en forêt gérée : x4 le volume actuel	49
7.2.	Créer une trame de bois morts en Wallonie	52
7.2.1.	Des réserves intégrales en forêt	52
7.2.2.	Plus d'arbres d'intérêt biologique : x 5 le nombre actuel	55
7.2.3.	Créer des îlots de sénescence	56
7.2.4.	Le bois mort dans l'eau et dans les rivières	59
7.3.	La contribution de la sylviculture « proche de la nature »	62
7.4.	Former et sensibiliser les gestionnaires et les propriétaires	63
8.	Bois mort, un enjeu de société : production, énergie, carbone	66
8.1.	Le bois mort soutient la productivité des forêts	66
8.2.	La séquestration du carbone	67
8.3.	La question du bois énergie	69
9.	Conclusion : le bois mort, source de vie pour la forêt de demain	73

ENCARTS:

<i>Le pacte vert européen nous engage à plus de bois mort en forêt</i>	6
<i>L'influence du diamètre des arbres morts sur la diversité biologique</i>	17
<i>Les champignons lignivores et leurs enzymes</i>	21
<i>Les pics : véritables espèces parapluies</i>	25
<i>5 à 10 arbres-gîtes par hectare pour les chauve-souris</i>	30
<i>Les lichens des vieux arbres</i>	34
<i>Quelles sont les normes légales liées au bois mort en Wallonie ?</i>	38
<i>Qu'est-ce qu'un « arbre-habitat » (ou « arbre d'intérêt biologique »)</i>	43
<i>Combiner les approches intégrative et ségrégative</i>	48
<i>Vieilles forêts : typologie et nomenclature</i>	51
<i>Les statuts de protection des forêts en Wallonie</i>	53
<i>L'évolution du bois mort dans une forêt exploitée à présent intégralement protégée</i>	54
<i>Une biodiversité propre à chaque essence</i>	56
<i>De la nécessité d'un réseau fonctionnel de bois mort pour la conservation des pics en Europe</i>	57
<i>Mouilles, radiers et bancs</i>	59
<i>Mise en place d'une trame de bois mort dans une hêtraie de bavière</i>	62
<i>Nos propositions : mesures et seuils pour une trame de bois mort en Wallonie</i>	74

1. INTRODUCTION

Jadis, la présence de bois mort dans nos forêts aménagées était plutôt perçue comme un signe de mauvaise gestion et un gaspillage de ressources. Aujourd'hui, la démonstration de sa valeur écologique et son rôle en faveur d'une forêt plus résiliente ne sont plus à faire. La perception du public à son égard a elle aussi bien évolué.

Ces dernières décennies, des centaines d'études ont en effet mis en lumière son rôle essentiel au sein des écosystèmes forestiers. Avoir de vieux arbres et du bois mort en forêt est même désormais devenu le signe d'une sylviculture progressiste et, qui plus est, une obligation légale depuis la révision du Code forestier wallon en 2008. L'époque où le bois mort était synonyme de désordre et de négligence est aujourd'hui révolue.

Cependant, même si le bois mort est reconnu d'intérêt public, nos forêts en sont encore bien trop dépourvues. Affaibli par des siècles d'exploitation intensive et des décennies de gestion forestière zélée, il a presque disparu de nos forêts trop consciencieusement « nettoyées ». L'Europe ne compte quasiment plus guère de forêts inexploitées, et maints organismes liés au bois mort se sont raréfiés au point d'être menacés de disparition.



Le bois mort correspond à la phase catabolique (ensemble des réactions de dégradations moléculaires d'un organisme) dans les écosystèmes forestiers, elle est également à la source de régénération de l'écosystème. La diversité animale et végétale associée au bois mort est au moins d'égale importance à celle de la phase anabolique de croissance. Il constitue un habitat nécessaire à la survie d'une multitude d'organismes, chacun ayant une niche écologique très précise, liée à des caractéristiques particulières de bois (essence, statut, stade de décomposition et taille). Des spécificités qui reflètent la complexité de l'écosystème des forêts naturelles et de ses processus avec lesquels ces organismes ont coévolué.

Scientifiques et forestiers (ONF, 1998 ; Hatsch et al. 1999 ; Nageleisen, 2002 ; Vallauri et al., 2003 ; Emberger et al., 2016 ; Godefroid & Koedam, 2007) reconnaissent que le bois mort est une composante essentielle du bon fonctionnement de l'écosystème forestier :

1. Le bois mort est un compartiment fonctionnel de l'écosystème forestier garant du stockage d'une énorme masse énergétique et du recyclage ininterrompu des nutriments dans l'écosystème (cycles géochimiques du sol), et par conséquent du **maintien de la productivité** de l'écosystème.
2. Le bois mort **stocke de grandes quantités d'eau** pendant son processus de décomposition ou participe plus tard au stockage de l'eau sous forme d'humus en augmentant la quantité de matière organique du sol.
3. Le bois mort et ses micro-habitats **facilitent la régénération naturelle** des arbres. Il forme également dans certaines conditions une barrière efficace contre la prédation des herbivores.
4. Le bois mort est un **réservoir d'auxiliaires qui luttent contre les ravageurs** primaires des forêts tant redoutés par les forestiers.
5. Le bois mort participe à une **stratégie efficace de séquestration du carbone**. Des forêts naturelles peu exploitées sont essentielles pour lutter contre les dérèglements climatiques.
6. Dans nos forêts tempérées, la **biodiversité associée au bois mort est riche de milliers d'espèces**, dont de nombreuses espèces devenues très rares. Il est utilisé pour se nourrir, se reproduire, se protéger ou hiberner. Il est en outre une **source de micro-habitats** variés indispensables pour des espèces aussi diverses que les rongeurs, les bryophytes, les plantes, les oiseaux, les chauves-souris, etc.

LE PACTE VERT EUROPÉEN NOUS ENGAGE À PLUS DE BOIS MORT EN FORÊT

Le 22 juin 2022, avec son Pacte Vert, la Commission européenne a adopté le tout premier acte législatif qui vise explicitement la restauration de la nature en Europe, dans le but de réparer les 80 % d'habitats européens qui sont en mauvais état de conservation, et de ramener la nature dans tous les écosystèmes, depuis les forêts et les terres agricoles jusqu'aux écosystèmes marins, d'eau douce et urbains.

Dans les écosystèmes forestiers, les actions à mettre en place visent l'augmentation globale de la biodiversité et l'évolution positive de la connectivité forestière, du bois mort, de la part des forêts inéquiennes, des oiseaux des milieux forestiers et des stocks de carbone organique. La priorité est donnée aux écosystèmes qui présentent le plus grand potentiel d'élimination et de stockage du carbone et de prévention ou de réduction des effets des catastrophes naturelles telles que les inondations.

Cette nouvelle réglementation européenne s'appuie sur la législation existante, mais couvre tous les écosystèmes plutôt que de se limiter aux zones protégées dans le cadre de la directive « Habitats » et de Natura 2000. Les forêts sont hautement concernées par ces objectifs. Il reste aujourd'hui à décliner ce plan d'action à l'échelle nationale et régionale. Cet instrument législatif est une opportunité pour restaurer la naturalité et la fonctionnalité des écosystèmes forestiers grâce notamment à la conservation du bois mort.

Pour relever le défi de rendre les forêts wallonnes plus résilientes, et pour répondre à nos obligations européennes (voir encadré), la Wallonie a encore beaucoup à faire. L'augmentation des espaces intégralement protégés, où les processus naturels façonnent rapidement la forêt pour lui rendre des capacités d'accueil optimales de la biodiversité, est une première étape.

Le bois mort est la part la plus vivante de nos forêts !

En dehors des espaces intégralement protégés, il faudra également adopter des mesures en faveur du bois mort. Toutefois, et malgré l'augmentation considérable des connaissances, il faut bien reconnaître la difficulté d'émettre des recommandations précises et valides pour garantir la survie de tous les groupes écologiques de la biodiversité forestière. Ceci ne doit cependant pas nous empêcher de définir une politique claire et ambitieuse. La perte de biodiversité, l'effondrement des peuplements suite aux dépérissements, les pertes de fertilité des sols forestiers font qu'aujourd'hui le bois mort est devenu un enjeu majeur et à part entière de la gestion forestière.

« Le danger est que la dégradation des forêts ne soit ni apparente, ni reconnue en tant que telle, et que la perte de biodiversité soit de plus en plus acceptée par les gestionnaires des forêts et les autres décideurs » (Winter, 2012).



2. ÉCOLOGIE FORESTIÈRE : RÔLE ET FORMATION DU BOIS MORT

2.1. Disponibilité du bois mort dans le temps et l'espace

En conditions naturelles, ce sont les jeunes peuplements et les petits bois qui ont le taux de mortalité annuel le plus élevé (voir tableau 1), ceci du fait de la concurrence forte pour la lumière et les éléments nutritifs à laquelle ils sont exposés (Lachat et al., 2019). Pour les arbres de plus grand diamètre, c'est le processus de sénescence qui est généralement à la base de la disponibilité du bois mort.

Les forêts feuillues naturelles connaissent un régime des microtrouées, produites suite à la chute d'un arbre, une des perturbations naturelles les plus fréquentes. Sous ce régime, la mort d'un arbre ou d'un petit groupe d'arbres crée des trouées touchant environ 1 % de la superficie d'un massif par année (Runkle, 1982). Le recrutement de bois mort est, par conséquent, assez continu dans le temps, tout comme la représentativité de tous les stades de décomposition. Ainsi, même en l'absence de perturbations de plus forte intensité, les vieilles forêts feuillues peuvent maintenir une disponibilité de bois mort présentant peu de grands écarts dans le temps.

Des perturbations de plus grande ampleur engendrent également par intermittence des pics de recrutement de grandes quantités de bois mort (par exemple lors de tempêtes, de sécheresses, ou de pullulations de scolytes suite à ces événements). Les chablis partiels, sur de petites superficies, peuvent être fréquents, tandis que les chablis couvrant de grandes superficies sont beaucoup plus rares. Les chablis produisent surtout du bois mort au sol, ils s'accompagnent fréquemment de volis ou de chandelles brisées à différentes hauteurs.

Une grande quantité de bois mort frais est donc rendue disponible. À moyen terme, les bois morts sur pied tombent et contribuent à la banque de bois mort au sol. Les arbres survivants, mais déstabilisés, permettront un recrutement de bois mort décalé dans le temps. Au

cours de son développement, un peuplement connaîtra donc une succession de vagues de recrutement de bois mort de plus ou moins grande amplitude, avec au sein d'un même peuplement, du bois mort de taille, de statut et de degré de décompositions divers.



Microtrouée créée par le bris d'un arbre en forêt de Białowieża (Pologne) © Forêt & Naturalité



Chablis © Forêt & Naturalité



Chandelle © Forêt & Naturalité



Volis © Forêt & Naturalité

En l'absence d'événement particulier, le bois mort apparaît très lentement ; la formation de volumes importants prend donc du temps. Les aléas climatiques et biologiques sont donc des opportunités à saisir pour re-capitaliser un stock de bois mort qui met beaucoup de temps à se reconstituer (voir Forêt & Naturalité, 2020).

Dans les forêts naturelles, le bois mort représente en moyenne de 5 à 30 % du volume de bois sur pied (Val-lauri et al., 2003).

Tableau 1 : Taux annuels de mortalité (% des arbres vivants) du hêtre et de l'épicéa selon les classes de diamètre, dans 11 réserves forestières naturelles de Suisse (Lachat et al., 2019) (Perturbation = tempêtes ou pullulation de scolytes).

Essence	Altitude (m)	Perturbation	Taux de mortalité par classe de diamètre (à hauteur de poitrine)			
			<20 cm	20-40 cm	>40 cm	Moyenne
Hêtre	<1000	Non	3,8 %	0,4 %	0,2%	1,4%
Epicéa	<1000	Non	2,6%	0,7%	0,4%	1,1%
	>1000	Non	1,6%	0,8%	0,6%	0,9%
		Oui	2,4%	3,2%	3,9%	3,1%

Les forêts sans intervention humaine peuvent renfermer jusqu'à 200 m³ de bois mort par hectare et représenter alors presque la moitié du volume total de bois.

Dans les forêts exploitées, la mortalité naturelle est plus faible, une importante proportion des arbres morts est évacuée lors des récoltes, et les ressources potentielles souvent éliminées. Dans les jeunes peuplements, la sélection des arbres par dépressages et éclaircies ne permet pas de laisser subvenir la mortalité naturelle des jeunes tiges. Dans les peuplements plus âgés, les arbres dépérissants de gros diamètres sont évacués pour valoriser au maximum les produits forestiers.

Les résidus de coupes peuvent cependant fournir des volumes significatifs de bois mort : souches, branches, parties de houppier ou de tronc non valorisés. Depuis quelques décennies, ceux-ci n'étaient généralement plus valorisés. Mais récemment toutefois, ils diminuent à nouveau du fait de la demande en bois énergie et des possibilités de valorisation (voir page 69).

Vu les cycles sylvicoles raccourcis, les chutes d'arbres, volis ou chablis de faible ampleur sont également quasiment inexistantes. Des chablis de plus grande ampleur peuvent néanmoins survenir lors d'événements climatiques extrêmes ; mais dans ce cas, les arbres touchés sont généralement évacués au plus vite pour « raisons sanitaires » ou « sécuritaires », voire d'empressement à replanter (Forêt & Naturalité, 2020).

Le recrutement du bois mort est donc rendu difficile et son volume est insuffisant. En 2014, tous peuplements confondus, le volume de bois mort en forêt wallonne représentait à peine 4% du volume total de bois vivant (EEW, 2022).

En plus de la rareté du bois mort en forêt gérée, sa distribution spatiale est fortement fragmentée et discontinue. Les forêts qui comportent un volume élevé sont surtout situées dans des zones peu productives et/ou peu accessibles aux engins mécanisés d'exploitation, notamment en pente ou sur stations pauvres. Cette fragmentation constitue un handicap majeur pour de nombreuses espèces peu mobiles (Vallauri et al., 2003). La spécialisation écologique, souvent accompagnée d'une faible densité de population, rend les espèces saproxyliques particulièrement vulnérables (Jönsson et al., 2008) (voir pages 19-33).

2.2. La formation du bois mort

La décomposition du bois commence juste après la mort de l'arbre (ou partie de celui-ci). Les insectes, champignons, bactéries et autres organismes interagissent alors de manières concomitantes. Le processus de décomposition comporte divers stades, depuis le bois ferme des arbres morts récemment jusqu'au bois vermoulu friable qui ne se différencie presque plus du sol organique. On distingue trois phases de décomposition du bois (WSL, 2022) :

1. La phase de colonisation du bois frais

Les insectes et champignons pionniers pénètrent à l'intérieur d'arbres qui viennent de dépérir. Il s'agit d'espèces qui s'alimentent de l'écorce ou de l'aubier d'essences spécifiques. On les appelle aussi espèces saproxyliques ou xylophages. Côté insectes, ce sont principalement des coléoptères

scolytes (*Scolytidae*), longicornes (*Cerambycidae*) ou buprestes (*Buprestidae*), mais également des hyménoptères comme les sirex (*Siricidae*). Le bois étant un aliment peu nourrissant, le développement larvaire des coléoptères et des sirex dure souvent plusieurs années, parfois avec l'assistance de champignons symbiotiques et/ou parasites. Les espèces d'insectes pionniers détachent les premières couches de l'écorce du bois ou forent des galeries dans le bois, ils ouvrent ainsi le passage à d'autres insectes et à des champignons. La matière transformée (sciure, déjections) sera plus facile à assimiler pour les organismes qui leur succéderont. Les insectes attirent les pics dont les trous favorisent aussi l'introduction des spores. Certains champignons endophytes, qui étaient déjà présents dans le bois, mais en dormance, entament leur réveil. La décomposition microbienne du bois débute déjà durant cette phase qui dure environ deux ans.

2. La phase de décomposition proprement dite

Le bois commence à se décomposer, les rameaux et les branches tombent, l'écorce se détache complètement du tronc. Les champignons saprotrophes et les bactéries commencent leur tâche. La palette des espèces d'insectes présents se modifie. Parmi ces insectes, certains sont tributaires de la présence de galeries, certains ont besoin de bois partiellement décomposé, d'autres sont des prédateurs qui s'alimentent des xylophages primaires ou d'autres encore vivent de champignons. Ces groupes d'insectes sont appelés xylophages secondaires : ce sont, par exemple, les lucanes (*Lucanidae*), les ténébrions (*Tenebrionidae*) et les taupins (*Elateridae*). Cette phase de décomposition dure entre 10 et 20 ans.



Enchevêtrement de bois mort © Forêt & Naturalité

3. La phase d'humification

Le bois se désagrège et devient partie intégrante du sol. Le substrat contient une grande part de déjections des colonisateurs qui se sont succédé jusqu'alors. Aux côtés des xylophages secondaires encore présents, une multitude d'arthropodes vivent dans le bois décomposé, notamment des larves de diptères, des collemboles et des acariens. Les véritables organismes du sol (divers lombrics, gastéropodes, cloportes, scolopendres, nématodes) s'introduisent dans le bois en décomposition. Ces organismes broient les particules qui deviennent alors accessibles aux micro-organismes. La plupart d'entre eux dépendent des xylophages tertiaires, c'est-à-dire des champignons et des bactéries. Ce sont surtout les champignons qui achèvent la décomposition de la cellulose et de la lignine, entre autres, et qui transforment le bois décomposé en humus. Certaines espèces de diptères peuvent aussi accomplir cette tâche.

La rapidité de ce processus dépend de l'essence (voir tableau 2), de l'humidité de l'air, de l'exposition au vent et au soleil. Cette décomposition est d'autant plus rapide que le diamètre du bois est petit et que l'endroit où croît l'arbre est chaud et humide. Elle est également accélérée par le contact avec le sol, ce qui explique que les arbres morts sur pied (les résineux en particulier) se décomposent plus lentement.

Au cours de ce processus, la masse du bois mort diminue et ses caractéristiques évoluent. En conditions naturelles, une part considérable du bois mort est présente sous forme de bois pourri ou en décomposition avancée.

Tableau 2 : Vitesse de décomposition des essences (Lachat et al., 2019)

Vitesse de décomposition	Essences
Très rapide	Bouleau, hêtre, frêne, tilleul, peuplier
Rapide	Sapin, épicéa
Moyennement rapide	Pin, mélèze, douglas
Lente à très lente	If, chêne, châtaignier, merisier



Figure 1 - Représentation schématique de la dynamique du bois mort. La mortalité naturelle des arbres, due par exemple à la concurrence, aux tempêtes, aux scolytes et à la vieillesse (a), l'exploitation forestière (b), et le dépérissement de parties d'arbres (c), créent du bois mort. Ce bois mort se décompose au fil du temps et les conditions de vie évoluent sans cesse. D'où des stades de succession caractéristiques avec des communautés diversifiées (Lachat et al, 2019).

2.3. A chacun son rôle : la diversité des agents de décomposition

Les organismes saproxyliques possèdent des outils mécaniques et chimiques différents pour décomposer le bois (Emberger et al., 2016). Alors que certains sont bien équipés pour l'attaquer physiquement, d'autres sont davantage performants pour le digérer chimiquement grâce à des complexes enzymatiques diversifiés. Il existe donc une **forte complémentarité entre les différents**

organismes saproxyliques vis-à-vis de la décomposition du bois. Une diversité importante d'organismes saproxyliques en forêt est donc indispensable pour parvenir à la dégradation complète du bois dans toutes les situations.

Les interactions entre certaines espèces jouent aussi un rôle dans les processus de décomposition du bois mort.

Ainsi, la présence de certains mycéliums fongiques affecte la composition en espèces des coléoptères saproxyliques attirés par le bois mort (Johansson et al. 2006 ; Schigel, 2009). Ces deux groupes d'organismes, invertébrés et champignons, sont étroitement liés lors des processus de dégradation du bois mort et évoluent en fonction des espèces présentes.



Epicéa scolyté marqué par l'administration forstière en Pologne © Forêt & Naturalité

3. BIODIVERSITÉ DES FORÊTS ET MONDE VIVANT DES BOIS MORTS

3.1. État des forêts et de leur biodiversité

Les forêts sont, sous toutes les latitudes, les milieux qui présentent la plus grande diversité biologique. Cette diversité biologique est fortement menacée à l'échelle mondiale par l'exploitation et la déforestation massive pour l'agriculture, les changements climatiques, et bien d'autres menaces encore. Sous nos latitudes, des siècles d'exploitation intensive ont pratiquement fait disparaître les forêts naturelles et porté atteinte à leur diversité. Les deniers témoins de forêts très naturelles, comme la forêt de Białowieża en Pologne, nous rappellent l'incroyable et méconnue biodiversité qui leur est associée (Foret & Naturalité, 2016).

La Wallonie ne fait pas exception à la règle, les forêts ont connu une exploitation intensive qui a culminé au milieu du XIXe siècle. La majorité des surfaces peuplées d'arbres à l'époque était constituée de taillis, et il n'y subsistait plus que quelques rares futaies subnaturelles, souvent propriétés du clergé, du roi ou de riches notables. À partir de cette date, l'utilisation de combustibles fossiles fait redescendre la pression d'exploitation sur les forêts. Mais c'est au même moment que débute la conversion de vastes surfaces de forêts naturelles en plantations d'espèces exotiques, ce qui marque également l'avènement d'une sylviculture technicienne et hygiéniste qui va mener la vie dure aux essences secondaires, aux arbres moins conformes à l'exploitation industrielle, aux « parasites », et bien sûr au bois mort...

Tableau 3 : Superficie* des différents régimes sylvicoles** de la forêt productive en Wallonie (** Tous types de propriétaires confondus ; *** Les années 1981, 2001 et 2012 constituent les années centrales des différents inventaires forestiers de Wallonie) (EEW, 2022).

Année	Superficie (x 1.000 ha)				
	Futaie résineuse	Futaie feuillue	Taillis sous futaie	Taillis	Total
1895	56,0	41,0	193,0	106,0	396,0
1929	136,0	48,0	166,0	85,0	435,0
1950	173,0	71,0	150,0	79,0	473,0
1981***	246,1	111,1	100,0	36,9	494,0
2001***	223,3	143,4	98,5	14,4	479,5
2012***	205,3	136,6	120,7	14,8	477,5

Depuis la fin du XIXe siècle, la surface « forestière » a considérablement augmenté en Wallonie : plus 21 % entre 1895 et 1981 et plus 4 % entre 1981 et 2012 (EEW, 2022). L'augmentation de la superficie forestière wallonne depuis 1981 est essentiellement due à des surfaces non productives comme les zones de stockage, les gagnages, les coupe-feux, les voiries forestières, les étangs, les terrains dits incultes, les landes et les fagnes (EEW, 2022) ; la surface couverte d'arbres a en réalité diminué de 3 % entre 1981 et 2012 (voir tableau 3). L'augmentation de la superficie forestière n'est pas nécessairement couplée à une continuité fonctionnelle de l'écosystème. En effet, les différences écologiques et fonctionnelles entre *forêts anciennes subnaturelles* et *plantations d'arbres*, plus encore sur terres défrichées, sont nombreuses. Cette continuité fonctionnelle

sous-entend non seulement une continuité de l'état boisé (ancienneté de la forêt), mais aussi la présence continue de compartiments écologiques indispensables à certaines espèces. C'est notamment le cas du bois mort.

Si l'on considère que l'état des forêts wallonnes et de leur biodiversité s'améliore quelque peu ces dernières décennies (EEW, 2022), il n'en reste pas moins que de nombreuses espèces strictement forestières sont toujours fortement menacées, et que nombreuses sont celles déjà éteintes. C'est particulièrement le cas de celles qui dépendent des phases finales de la dynamique forestière où l'on retrouve les très vieux arbres et quantité de bois mort à un stade de décomposition avancé.



Coccinelles à sept points (*Coccinella septempunctata*) cherchant abri dans un polypore en décomposition
© Peggy Schillemans

3.2. Une infinie variété de bois mort et de niches écologiques

Le bois mort est un habitat dynamique dont les caractéristiques physiques et chimiques évoluent au cours du temps. Sous le terme de « bois mort » se cache en réalité une infinité d'éléments ligneux très divers : des arbres entiers ou non, sur pied ou couchés, des branches dispersées ou d'autres parties sénescentes, mais aussi des couronnes racinaires, des souches, etc. À cela, il faut ajouter le diamètre, l'essence, l'exposition, la strate où il se trouve, son état physiologique, son stade de décomposition, et l'architecture interne de ses tissus. Sous ses diverses formes, qui ne cessent d'évoluer au fil de sa décomposition, le bois mort offre un nombre incalculable de niches écologiques ; et un nombre tout aussi important d'organismes spécialisés s'y est adapté (voir tableau 4). La spécialisation des cortèges d'espèces saproxyliques envers les différents types de substrats de bois morts est très importante.

Au cours des 3 phases de décomposition (voir page 9), 3 guildes d'espèces saproxyliques se succèdent : invasion du bois mort frais par les *saproxyliques primaires* lors la phase de colonisation ; ceux-ci sont rejoints par les *saproxyliques secondaires* dans la phase de décomposition ; les saproxyliques sont progressivement remplacés par des *organismes de la faune du sol* lors de la phase d'humification (Stokland et al., 2012 in Lachat et al., 2013).

Tableau 4 : Richesse spécifique de différents groupes d'organismes en Suisse avec indication du nombre total d'espèces, du nombre d'espèces saproxyliques par groupe et du nombre d'espèces prioritaires au niveau national parmi les saproxyliques (Lachat et al., 2019).

Groupe	Nombre total d'espèces	Espèces saproxyliques	Espèces saproxyliques prioritaires au niveau national
champignons	7526	2750 (37%)	256 (9%)
coléoptères	6229	1743 (28%)	94 (5%) *
lichens	1795	157 (9%)	47 (30%) **
mousses	1093	32 (3%)	8 (25%)
oiseaux	217	30 (14%)	8 (25%)
chauves-souris	30	23 (77%)	13 (57%)

* seulement quatre familles de coléoptères prises en considération (Buprestidae, Cerambycidae, Lucanidae, Cetoniidae)

** y compris proposition pour les lichens lignicoles

Tableau 5 : Caractéristiques des arbres morts et utilisateurs associés (inspiré et modifié d'après Angers 2009)

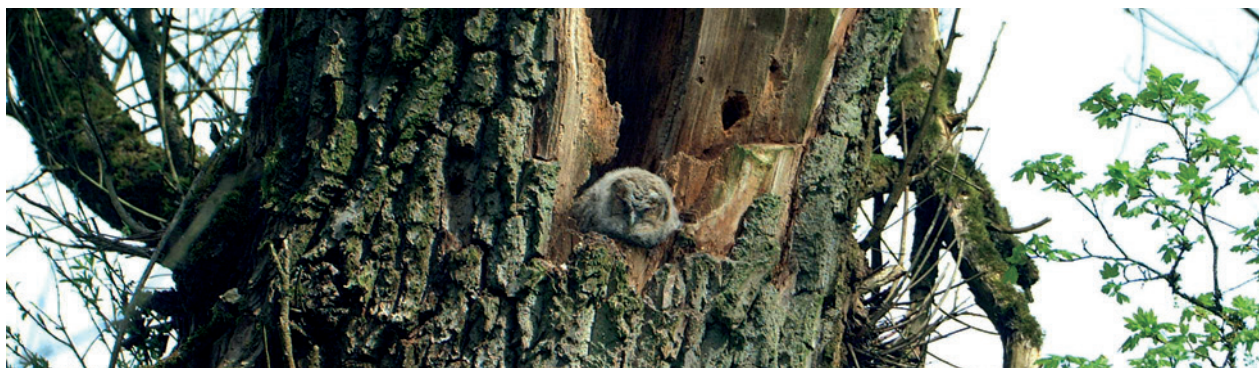
Statut	Type de bois mort	Utilisateurs
Arbre vivant dépérissant	Vieil arbre présentant des cavités naturelles	Utilisateurs de cavités (oiseaux non-excavateurs, petits mammifères, chauves-souris)
	Parties mortes d'arbres vivants	Insectes xylophages, oiseaux se nourrissant de ces insectes
Arbre mort debout	Récemment mort présentant encore des branches et des ramilles	Perchoirs pour oiseaux (chasse, surveillance, chant), sites de nidification pour oiseaux et petits mammifères ; insectes se nourrissant du phloème et leurs prédateurs
	Dont l'écorce se soulève	Site de nidification pour certains oiseaux et site de repos pour chauves-souris
	À divers stades de dégradation	Champignons, lichens, invertébrés, excavateurs de cavités, utilisateurs secondaires de cavités (oiseaux, petits mammifères)
Débris ligneux au sol	Arbre mort récemment tombé possédant encore écorce, branches et ramilles	Champignons et insectes colonisateurs primaires ainsi que leurs prédateurs
	Débris ligneux à divers stades de décomposition	Champignons et insectes associés au stade de décomposition, oiseaux qui s'en nourrissent
	Débris ligneux présentant des cavités ou formant un abri	Petits et gros mammifères, oiseaux
	Débris bien décomposés	Substrat de germination et d'établissement pour certaines espèces ligneuses, herbacées et hépatiques; site de ponte pour certains insectes; abri et site de ponte pour certains amphibiens et reptiles
Débris ligneux dans l'eau	Tronc ou branche dans l'eau	Ancrage pour les algues, site de ponte pour certains poissons, ressources pour les organismes benthiques

Afin de maintenir leurs populations, les espèces liées au bois mort doivent donc être capables de coloniser de nouveaux habitats adaptés, et ce au bon moment. Selon leur écologie, les différentes espèces devront trouver un nouvel habitat au bout de quelques mois (notamment les espèces liées au bois mort frais ou de petites branches) alors que d'autres espèces peuvent maintenir leur population dans un même arbre à cavité ou à terreau pendant plusieurs années - c'est le cas par exemple du pique prune (*Osmoderma eremita*), du lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*) ou de certains pics. La capacité de survie des espèces saproxyliques dépend donc non seulement de la quantité de bois mort à disposition, mais également de sa qualité (Lachat et al., 2013).



Mâle de lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*) © Marc Paquay

Ce n'est donc pas seulement le volume total de bois mort qui compte, mais aussi la diversité des sources et sortes de bois mort (voir figure 2). En raison de la diversité de niches écologiques créées, il n'est pas possible de substituer à une faible quantité de gros bois mort au sol une grande quantité de petit bois mort pour un même volume donné. Chaque type de bois mort a sa propre composition en espèces (Brin et al., 2011). À un



Les grandes cavités sont essentielles pour de nombreuses espèces : nidification de chouette hulotte (*Strix aluco*) dans un vieux saule
© Marc Mossay

moment donné, si la densité d'habitat potentiel est trop faible en raison d'une quantité insuffisante de bois mort à un certain stade de décomposition, le taux de reproduction d'une espèce peut être insuffisant et mener à une extinction locale.

La présence de chandelles et de grosses pièces de bois mort, particulièrement favorables à la biodiversité, restent les maillons faibles en forêt exploitée. Le bois mort de gros calibre a rapidement été ciblé comme ayant une importance majeure dans les écosystèmes forestiers (Harmon et al., 1986). Parmi tous les types de

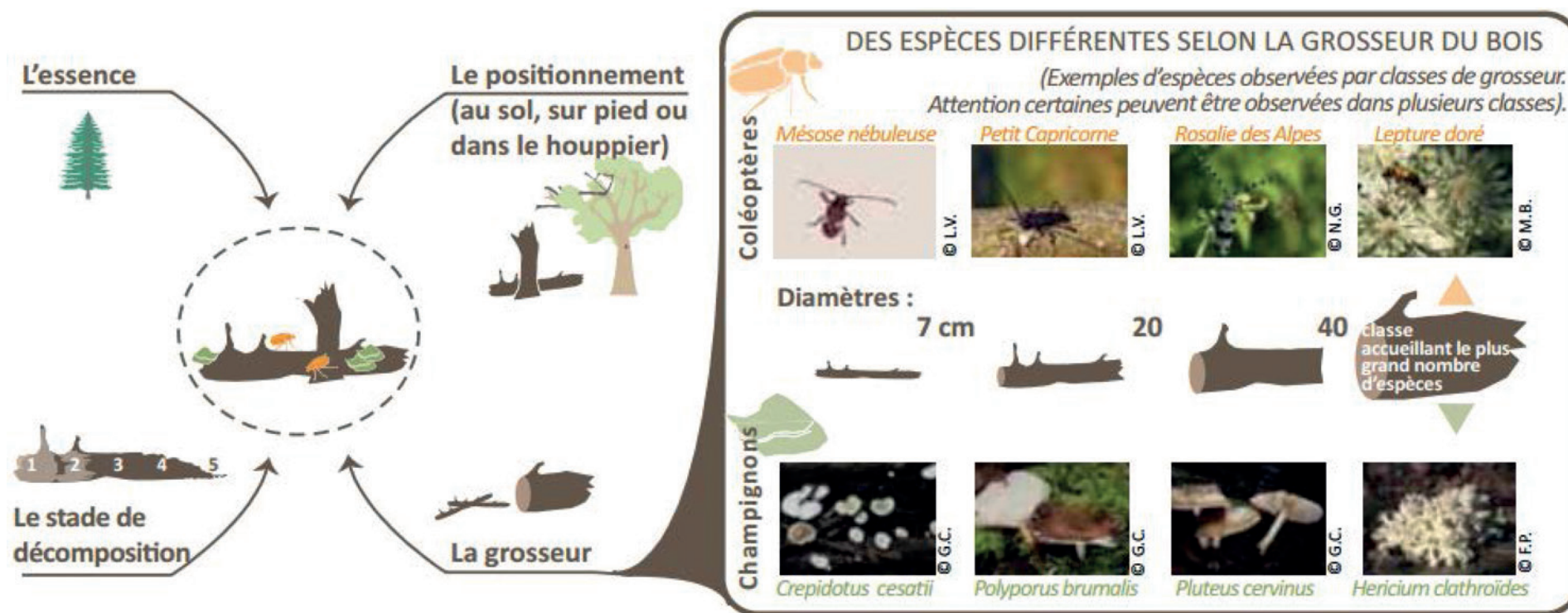


Figure 2 : Une spécialisation des espèces saproxyliques en fonction des dimensions et stades de décomposition du bois (Emberger et al., 2018)

bois mort, c'est celui qui est naturellement le moins abondant et le plus sensible à l'aménagement forestier. C'est le seul qui peut servir aux grands vertébrés. Les insectes xylophages pondent aussi préférentiellement dans les arbres morts sur pied de gros diamètre et l'on trouve une plus grande diversité d'espèces de plantes vasculaires et fongiques dans les sites où les débris ligneux de gros calibre sont abondants.

Si de nombreuses espèces sont inféodées aux stades vieillissants des peuplements, c'est en lien notamment avec la présence de gros arbres souvent porteurs de « micro-habitats » dont la plupart ont un lien avec le bois mort (fissures, cavités à terreau, champignons lignicoles, écorce décollée, coulée de sève...) (Gosselin et al., 2010) (voir figure 3).

Les menus bois et les souches ont néanmoins aussi leur rôle à jouer dans la capacité d'accueil de la biodiversité (Landmann & Nivet, 2014 ; Michaels, 2018 in Bouget et al., 2020). Certains insectes sont spécialisés dans les petits bois morts ensoleillés, et les menus bois abritent une part importante des cortèges d'ascomycètes. Les tas de branchages fournissent en outre le gîte et le couvert à d'autres espèces : abri pour rongeurs et amphibiens, hivernage d'insectes du sol, aire de chasse de mammifères carnivores, perchoirs et sites de nidification d'oiseaux.

Les souches, quant à elles, se décomposent lentement et constituent, dans un contexte forestier pauvre en gros bois mort, un habitat de substitution pour certains organismes saproxyliques. Dans les jeunes peuplements gérés intensivement, elles constituent l'essentiel des grosses pièces de bois mort et assurent partiellement la continuité d'habitat dans l'espace et dans le temps (Ranius et al., 2018).



Les gros troncs creux sont des habitats devenus très rares © Peggy Schillemans

L'INFLUENCE DU DIAMÈTRE DES ARBRES MORTS SUR LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE

L'épaisseur de l'écorce étant structurellement différente sur des arbres âgés et sur des arbres plus jeunes, ainsi que le rapport surface/volume (les gros bois ont un rapport surface/volume inférieur par rapport aux petits bois), ces facteurs ont une influence sur l'humidité et la température du bois en décomposition et sur le cortège d'espèces qui les utilise. Le bois mort de gros diamètre est généralement plus hétérogène, avec des sites et stades de décomposition au sein de la même pièce ; il offre davantage de niches écologiques en différents micro-habitats.



Souche en décomposition © Peggy Schillemans

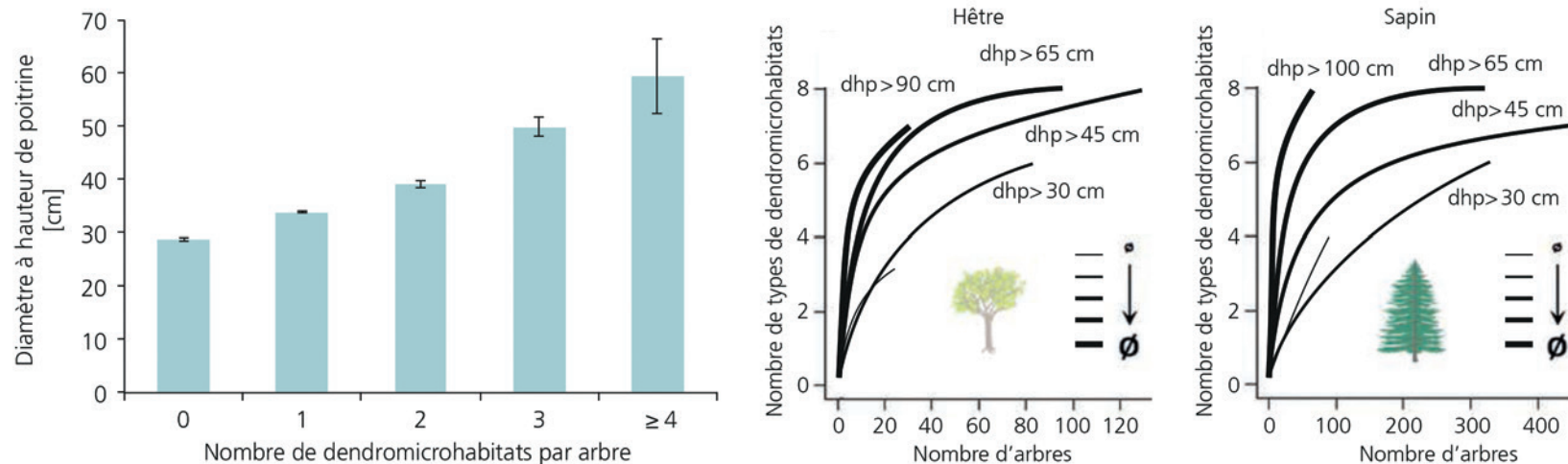


Figure 3 : (a) Seuls les plus gros arbres portent beaucoup de dendromicrohabitats. Moyennes avec erreur standard; toutes les différences entre classes sont significatives, à l'exception des classes « 3 » et « au moins 4 » (D'après Bütler et Lachat, 2009 in Bütler et al., 2020) (b) Plus les arbres sont gros, moins il faut en garder dans le peuplement pour conserver la diversité des types de dendromicrohabitats. dhp: diamètre à hauteur de poitrine (D'après Larrieu et al., 2014 et modifié par Bütler et al., 2020).

3.3. Groupes biologiques liés au bois mort

On appelle les espèces qui dépendent directement du bois mort des organismes « saproxyliques », elles dépendent pendant une partie de leur cycle de vie du bois mort ou mourant, debout ou à terre, ou de champignons du bois, ou de la présence d'autres organismes saproxyliques (Speight, 1989). On estime qu'un quart (20 à 25 %) des espèces forestières sont des espèces « strictement saproxyliques » (Nivet et al., 2012 ; Bütler 2006) (voir tableau 4). Celles-ci comprennent des champignons, des mousses, des lichens, des insectes et autres invertébrés, mais également certains petits vertébrés, des oiseaux, des chauves-souris... En Suisse, on a ainsi dénombré près de 1700 coléoptères et 2700 champignons inféodés au bois mort (Bütler et al. 2013).

CHAMPIGNONS LIGNIVORES

Les champignons ne sont pas capables d'effectuer la photosynthèse et sont dépendants de sources de carbone élaboré par des animaux ou végétaux : on dit qu'ils sont « hétérotrophes ». Dans le cas des champignons lignivores, le mycélium vit de la dégradation du bois.

Certains champignons lignivores se nourrissent aux dépens des tissus vivants de l'arbre : ils sont « parasites » ; on les nomme « primaires », car ils s'installent sur des arbres encore vivants. Ces champignons sont d'importants initiateurs de bois mort en créant des stress physiologiques qui vont entraîner la mort des arbres.

D'autres champignons lignivores prélèvent leurs molécules carbonées au sein d'organismes ou de tissus morts : ils sont « saprophytes » (« qui décomposent la matière organique morte »), dits « secondaires », car présents uniquement sur bois dépérissant ou mort. Ces champignons sont les agents principaux du recyclage de la matière organique morte au sein des écosystèmes forestiers.

Hormis les espèces parasites et saprophytes, il faut nommer un troisième groupe fonctionnel de champignons : les champignons « symbiotiques », tels que les champignons « mycorhiziens » et les champignons « lichenophiles ». Ceux-ci ont développé des straté-



Polypore sur bopis déperissant © Peggy Schillemans

gies de coévolution pour trouver leurs ressources en sucre : soit avec des végétaux et leurs racines dans le cas des mycorhizes, soit avec des algues dans le cas des lichens. Ces champignons symbiotiques ne sont pas dépendants du bois mort, à l'exception de certaines espèces lichénophiles qui recherchent les troncs et branches écorcées (voir pages 33-34).

La colonisation des arbres par les champignons lignivores pionniers se heurte aux défenses naturelles des arbres. Les tissus subéreux de l'écorce constituent un obstacle infranchissable pour ces organismes ; seules des blessures dans cette couche protectrice permettent leur installation. La réussite de l'installation du champignon n'est en outre pas systématique : elle

ne réussit que si les systèmes de défense de l'arbre sont déficients.

Parmi les communautés de champignons décomposeurs, les espèces pionnières jouent un rôle important. Des scientifiques ont démontré que la diversité en espèces pionnières est un élément clé dans la conservation des champignons décomposeurs du bois mort en forêt (Mathieu, 2012). Les décomposeurs primaires ont une influence sur l'établissement et la diversité des champignons arrivant à des stades suivants de la succession (Jonsson et al., 2008).

Les « polypores » (groupe morphologique de champignons à hyménophores tubulaires débouchant sur des pores) sont des organismes pionniers, capables de décomposer le bois en matière assimilable par d'autres êtres vivants. Ils sont ainsi les précurseurs de l'installation de générations successives de champignons et d'insectes (Rivoire, 2010).

Ils ne sont toutefois pas les seuls à coloniser du bois mort ou déperissant « frais » : les *Pluteus*, *Gymnopilus*, *Pleurotus*, *Collybia*, *Ramaria*, *Bulgaria*, *Sparassis*, *Panelus*, *Chlorociboria* ont également cette capacité. Toutes ces espèces possèdent un terrain d'action déterminé selon le calibre de bois (petit, moyen, gros), sa position spatiale (bois sur pied, au sol ou enfoui) et bien sur la nature même des essences ciblées (Pichard, 2015).

Au fur et à mesure de la progression de la dégradation du bois, le renouvellement des communautés fongiques évolue parallèlement avec les propriétés physiques et chimiques du bois. Les premières espèces présentes sont remplacées par d'autres, plus adaptées au substrat (Rajala et al., 2012). Le rôle des décomposeurs primaires est donc essentiel tant dans le processus de décomposition du bois que dans la structure des communautés saproxyliques (Kebli, 2012).

LES CHAMPIGNONS LIGNIVORES ET LEURS ENZYMES

Les champignons lignivores sont les seuls organismes vivants dotés d'enzymes susceptibles de s'attaquer aux matières ligneuses et cellulosiques. Ces micro-organismes sont capables de dégrader les composants récalcitrants du bois tels que la lignine, la cellulose et les hémicelluloses. Ce sont principalement des champignons du groupe des basidiomycètes. Seuls quelques ascomycètes comme les xylaires (*Xylaria* spp.) ou les ustulines (*Ustulina* spp.) sont capables de dégrader le bois.

Selon les capacités à dégrader l'un ou l'autre de ces composants grâce à leurs puissantes enzymes, on distingue quatre catégories de champignons lignivores : les moisissures de surface et les colorations de l'aubier, les champignons de la pourriture brune, les champignons de la pourriture molle (ou alvéolaire) et les champignons de la pourriture blanche (ou fibreuse).

Les champignons de la pourriture blanche sont les plus fréquents (> 90 % en forêt boréale d'après Kebli, 2012) et sont capables de dégrader la lignine, la cellulose et les hémicelluloses. Les pourritures blanches, que l'on retrouve souvent chez les feuillus, sont plus destructrices, car elles s'attaquent à tous les composants du bois. Ces champignons, principalement du groupe des Aphyllophorales, sont les rares organismes à savoir dégrader la lignine, une macromolécule très complexe et très dure à craquer.

Les pourritures brunes (ou cubiques) se trouvent principalement les essences résineuses à bois tendres. Ce type de pourriture s'attaque uniquement à la cellulose et aux hémicelluloses et laisse la lignine quasiment intacte. Le bois devient alors rouge et se fragmente en petits polyèdres réguliers très stables qui constituent ce qu'on appelle de la pourriture rouge cubique. La coloration brun-rouge provient de la lignine, composé foncé du bois, qui a résisté aux champignons.



Polypores sur vieux hêtres © Forêt & Naturalité

Les forêts les plus diversifiées en décomposeurs primaires ont un taux de décomposition plus élevé (Fukami et al., 2010). Grâce aux champignons saproxyliques, tous les éléments constitutifs du bois mort, qu'il soit sur pied, au sol, enfoui ou sous forme de souches, finissent par être dégradés et remis en circulation (Pichard, 2015). En leur absence, la minéralisation complète du bois mort, déjà lente, prendrait un temps infini susceptible d'entraîner un appauvrissement progressif du sol nourricier. Les espèces saproxyliques de manière générale sont de bons indicateurs de l'apport en nutriments dans les sols (voir pages 41-42).

Des espèces variées d'insectes utilisent, de diverses manières, les champignons comme source de nourriture : rongant ou creusant les carpophores, dévorant ou suçant les filaments mycéliens ou les spores (Coutin, 2005). Les espèces liées aux carpophores sont par exemple des collembolés ou des coléoptères érotylidés (*Erotylidae*), mycétophagidés (*Mycetophagidae*, en particulier le genre *Mycetophagus*), des staphylinins (*Staphylinidae*) et des ténébrions (*Tenebrionidae*).

Les champignons lignivores ont tendance à se raréfier en raison de pratiques sylvicoles raccourcissant les cycles de production sans laisser les arbres atteindre le stade de maturité biologique dont ils sont dépendants (Penttilä et al., 2004, Junninen et al., 2006).

COLÉOPTÈRES SAPROXYLIQUES

Parmi les espèces saproxyliques, les insectes constituent le groupe le plus abondant et le plus diversifié, surtout des diptères et des coléoptères. Près de 10 % des coléoptères forestiers seraient des espèces saproxyliques (soit environ 2.000 espèces pour la France) (Bouget et al., 2005). À cette diversité taxonomique, s'ajoute une grande diversité écologique. Les prédateurs affaiblissent l'écorce des arbres, les xylophages le bois

vivant ou le bois mort intègre, les saproxylophages le bois mort pourri ou carié. Les cavités (associées aux nids de fourmis ou de vertébrés), les sporophores de champignons ou encore les écoulements de sève sont autant de micro-habitats liés au bois morts où se retrouvent bon nombre d'insectes saproxyliques.

En forêt de plaine, 46 % des espèces de coléoptères saproxyliques sont dépendantes de bois en décomposition, 12 % du bois très fortement décomposé, 12 % ne se développent que dans des cavités à terreau et 13 % uniquement dans des champignons lignicoles (Sanchez et al., 2018). Ce sont les forêts feuillues de plaine où l'on retrouve des bois de grosses dimensions qui abritent le plus de coléoptères saproxyliques menacés.

Des volumes de bois morts de petites ou de grandes dimensions abritent des faunes de coléoptères très différentes (Stokland et al., 2012). Chaque espèce a ses exigences propres quant au diamètre minimal du bois nécessaire au développement de ses larves. Si le bois mort de faible diamètre (<15 cm), souvent assez abondant en forêt, suffit pour le développement du quart

des espèces de coléoptères saproxyliques emblématiques, les trois quarts restants sont tributaires de bois de gros diamètre, et un dixième nécessitant même des diamètres supérieurs à 60 cm (Sanchez et al., 2018). Le bois mort de taille intermédiaire (de 50 à 70 cm de circonférence) abrite plus d'espèces et plus d'individus de coléoptères que des bois de plus petites ou plus grandes tailles (Kappes & Topp, 2004).

Les exigences écologiques de coléoptères saproxyliques doivent donc être prises en considération à des échelles spatiales et temporelles multiples. La création de zones protégées en forêt possédant encore une faune saproxylique variée aide à la stabilisation de populations de certaines espèces menacées, mais ne suffit pas à assurer leur dispersion (Speight, 1989). Une trame de vieux bois et d'arbres morts est indispensable (voir pages 48-53). De surcroît, les adultes de coléoptères saproxyliques recherchent les sources de nectar à proximité du bois mort où les larves se sont développées et nourries pendant des années (Dennis, 1997) ; la disponibilité de milieux ouverts spatialement proche est donc également indispensable.

Tableau 6 : Typologie des groupes écologiques d'insectes saproxyliques consommateurs de matière ligneuse, en fonction de l'état et de la nature des tissus hôtes (Bouget et al., 2005)

Écorce Zone cambiale (phloème inclus) Bois xylème				Tissu ligneux consommé		
État de la matière ligneuse	Arbre vivant	Sain	Xylophages primaires	Corticiphages primaires	Cambiophages primaires	Xylémophages primaires
		Dépérissant	Xylophages secondaires	Corticiphages secondaires	Cambiophages secondaires	Xylémophages secondaires
	Arbre mort	Frais				
		Décomposé	Saproxylophages			



Le saperde à échelons (*Saperda scalaris*) s'observe sur les troncs morts et le feuillage. La larve se développe dans le bois mort de merisier de préférence, mais aussi sur d'autres feuillus. © Gilles San Martin

De tous les groupes de coléoptères saproxyliques, les longicornes (coléoptères *Cerambycidae*) sont probablement parmi les mieux connus. Ils jouent un rôle important en tant qu'organismes saproxyliques primaires et secondaires (Speight, 1989). Avec leur grande taille et leurs ailes fonctionnelles sous leurs élytres, ils font aussi partie des colonisateurs les plus efficaces de nouveaux sites, ce qui n'empêche que nombre d'espèces soit menacé. Il faut également mentionner les scolytes (*Scolytidae*) dont le nombre d'espèces et d'individus est énorme en forêt (Forêt & Naturalité, 2020)

AUTRES INVERTÉBRÉS

Sans pouvoir entrer dans les détails, il faut rappeler que le bois mort est également l'habitat d'un très grand nombre d'espèces d'invertébrés en tous genres.

Parmi les insectes, citons notamment les hyménoptères (*Hymenoptera*). De nombreuses espèces d'abeilles nidifient par exemple dans les trous du bois mort ou trous de forage de coléoptères (*Xylocopa*, *Osmia*...) ou dans des cavités d'arbres (dont l'abeille domestique et certains *Bombus*). Un grand nombre de guêpes para-



Osmie cornue (*Osmia cornuta*) cherchant un site de ponte © Gilles San Martin



La grande limace (*Limax cinereoniger*) apprécie le bois mort © BjörnS – Wikimedia commons

sitent également les insectes du bois mort dont, entre autres, des ichneumons (*Ichneumonidae*), des braconides (*Braconidae*) et des chalcidiens (*Chalcididae*) (Bird-life, 2012), dont les larves se nourrissent de larves de scolytes et de longicornes et contribuent ainsi à les réguler.

Un certain nombre d'espèces rares de syrphes (diptères *Syrphidae*) sont dépendant du bois mort pour le développement larvaire (*Blera fallax*, *Brachypalpus laphri-formis*, *Xylota xanthocnema*...). Ainsi, le cortège de syrphes présent dans un site forestier est influencé par

les proportions et la maturité des essences arborées qui s'y développent et la diversité de micro-habitats favorables à la ponte comme le bois mort.

Certaines punaises (*Aradidae*) se nourrissent du mycélium se trouvant sous l'écorce.

Parmi les très nombreux autres invertébrés, citons les vers et les mollusques qui vivent dans le bois mort, ou les collembolles et les cloportes qui transforment le bois mort en humus.

OISEAUX

De très nombreuses études ont mis en lumière le lien étroit qui existe entre les oiseaux et les caractéristiques des forêts anciennes et naturelles. Plus le peuplement est âgé, plus la diversité des espèces est grande, plus la biomasse des oiseaux est grande, plus il y a d'espèces sédentaires en hiver (c'est-à-dire d'espèces strictement adaptées à la vie forestière toute l'année), plus il y a d'espèces d'oiseaux jouant un rôle essentiel dans la dissémination des graines d'arbres... *Et caetera* (Fuller, 1995).

Les gros arbres morts ou dépérissants offrent de multiples possibilités d'utilisation comme sites de nidification ou sites d'alimentation.

L'abondance de bois mort est une des caractéristiques qui revêt une importance majeure pour la plupart des oiseaux forestiers. Plus de la moitié des espèces forestières menacées sont inféodées au bois mort et aux arbres sénescents (Berg et al., 1995 ; Halkka & Lappalainen, 2000). On a pu montrer notamment que la densité et la diversité d'espèces d'oiseaux étaient fortement associées avec le nombre d'arbres morts sur pied (Fuller, 1995). En Wallonie, il a été montré que l'abondance d'oiseaux cavernicoles est d'autant plus élevée que le volume de bois mort sur pied et la circonférence moyenne des arbres sont élevés (Delahaye, 2006). Les oiseaux cavernicoles, qui nichent dans des cavités, dépendent ainsi étroitement de ces grands arbres morts ou dépérissants. Plus ceux-ci sont abondants, plus la densité et la diversité des oiseaux augmente (Remm et al., 2006 ; Mikusiński et al., 2019).

LES PICS : VÉRITABLES ESPÈCES PARAPLUIES



Pic noir (*Dryocopus martius*) © Estormiz - Wikimedia commons

La plupart des espèces de pics ont des niches écologiques assez précises : le pic noir (*Dryocopus martius*), par exemple, a besoin de grands arbres en futaie assez claire pour nicher et de grandes fourmilières et des souches de résineux pour s'alimenter, le pic mar (*Leiopicus medius*) est directement influencé par l'abondance de grosses branches mortes secondaires, le pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) n'est plus présent que dans les forêts les plus naturelles d'Europe avec une grande quantité de bois mort sur pied, etc.

Les cavités sont creusées, selon les espèces, dans du bois vif ou du bois déjà mort ou dépérissant ; la présence de carpophores de champignons à proximité de l'entrée d'une cavité indique souvent qu'un champignon avait déjà attendri le bois à l'endroit de la cavité... À l'inverse, l'écorce des arbres constitue une barrière infranchissable pour de nombreux organismes (insectes, champignons...) qui souhaitent s'installer dans le bois ; les pics leur ouvrent la porte d'entrée...

Les pics sont de véritables espèces-parapluies dont dépendent de très nombreuses espèces. On estime ainsi que 2/3 des cavités utilisées par des cavicoles secondaires sont creusées par des pics, pour 1/3 de cavités naturelles (Schnitzler-Lenoble, 2002). Peuvent ainsi se succéder dans les grandes cavités de pic noir, par exemple, la chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*), l'étourneau sansonnet (*Strunus vulgaris*), la huppe fasciée (*Upupa epops*), ou le pigeon colombin (*Columba oenas*).



Une mésange huppée (*Lophophanes cristatus*) nichant dans le tronc d'un vieux bouleau © Marc Fasol



Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) nichant dans une chandelle en forêt wallonne © Marc Fasol

En France, on a estimé que plus de 40% des espèces forestières sont cavernicoles. Parmi celles-ci, les espèces cavernicoles primaires creusent elles-mêmes leur cavité ; les espèces cavernicoles secondaires cherchent une cavité existante. Les oiseaux cavernicoles sont le groupe d'oiseaux le plus sensible aux modifications de structure et de composition des forêts, et sont donc considérés comme d'importants indicateurs de l'intégrité forestière (Angelstam & Mikusiński, 1994).

Les pics sont bien entendu les plus emblématiques cavicoles primaires de nos forêts (voir encadré), mais d'autres espèces sont également capables de forer elles-mêmes leur loge. Pour ces espèces au bec moins performant, le bois dépérissant des troncs et des grosses branches offre les conditions nécessaires, comme pour la mésange huppée (*Lophophanes cristatus*) ou boréale (*Poecile montanus*).

Pour les cavicoles secondaires, les cavités de pics représentent la majorité des sites de nidification (voir encadré). Mais la présence de cavités naturelles reste essentielle. Issues du pourrissement local du tronc à l'attache d'une branche morte ou de cassures naturelles, celles-ci sont naturellement beaucoup plus nombreuses sur les arbres et dans les peuplements âgés. Des espaces à l'arrière d'écorces décollées fournissent également d'excellents sites de nidification à des espèces comme le grimpereau des bois (*Certhia familiaris*) (Delahaye, 2006). Pour une série de grandes espèces forestières cavernicoles, comme la plupart des rapaces nocturnes, la présence de grandes cavités naturelles, dues à la mort ancienne d'une grosse branche, ou d'une chandelle présentant à son sommet une légère dépression, sont indispensables pour trouver des sites de nidification.

Le nombre de cavités disponibles et leurs qualités, en termes de caractéristiques adaptées à chaque espèce, sont des facteurs déterminants dans la limitation ou

l'abondance d'une espèce. Une grande compétition peut avoir lieu pour les emplacements de nids et de cavités, et ce plus encore quand elles sont plus rares, comme les grandes cavités par exemple. Le choix de la cavité répond à de nombreux critères très précis pour chaque espèce : emplacement, hauteur, taille, exposition, degré d'humidité... il faut noter également que les taux de prédation sont très élevés pour les espèces cavernicoles (les prédateurs recherchent activement les cavités, il y aurait deux fois plus de risque de prédation dans une cavité utilisée l'année précédente), ce qui les oblige à changer régulièrement de cavité. Dans la forêt de Białowieża en Pologne, on a montré qu'au total, pour répondre à toutes leurs fonctions, il faut environ trois fois plus de cavités que le nombre utilisé pour la nidification ! (Czeszczewik & Walankiewicz, 2016)

La quantité de cavités en situation naturelle est une donnée prévisible. En situation naturelle, dans les forêts feuillues tempérées de plaine, comme en Wallonie, on en compterait +/- 40 par ha, et jusque 80 dans les forêts riveraines dominées par des essences à bois tendre (Schnitzler-Lenoble, 2002).

En plus d'être un habitat de reproduction, le bois mort est source de nourriture. Le bois mort et sénescant sert de logis à de nombreux arthropodes et à leurs larves, dont se nourrissent divers pics (Mollet et al., 2013). Une bonne partie de cette ressource est constituée de coléoptères saproxyliques (De Zan et al., 2014). Ce sont en général des oiseaux cavernicoles, et plus particulièrement des pics qui s'alimentent sur les arbres morts sur pied (Darveau & Desrochers, 2001). Les pics étant sédentaires, leur survie dépend étroitement de la disponibilité de ce type de nourriture, en hiver notamment. En ce sens, ces oiseaux pourraient être considérés comme des organismes saproxyliques également puisque le bois mort est élément essentiel dans leur cycle de vie (Siitonen & Jonsson, 2012). Un minimum de 30 m³



Cavité naturelle sur tronc de hêtre © Forêt & Naturalité

de bois mort par ha est par exemple nécessaire pour maintenir une densité optimale de pic épeiche (*Dendrocopos major*) : 8 m³ de bois mort couché, 8 m³ de bois mort debout et 14 m³ de bois vivant avec branches mortes (Smith, 2000).

Une grande partie des insectes dont les larves vivent dans le bois mort deviennent également des proies pour les oiseaux insectivores quand ils émergent à la bonne saison (Fuller, 1995).

Enfin, le rôle positif pour les oiseaux des perturbations et des successions naturelles en forêt a également été souligné par de nombreux auteurs (Hilmers et al., 2018 ; Kulakowski, 2017). Une importante proportion d'oiseaux forestiers est liée à des niches issues du processus de vieillissement et de mort des arbres, telles que les trous d'arbres déracinés, les galettes des systèmes racinaires des chablis, les enchevêtrements de branches mortes, la végétation herbacée ou la dense régénération des trouées naturelles, etc. (Piechnik et al., 2020 ; Bujoczek et al., 2021). Les nombreux arbres morts qui tombent au sol suite à des perturbations d'ampleur comme les tempêtes ou les pullulations de scolytes de l'épicéa (*Ips typographus*) sont propices à certaines espèces spécialisées comme la gélinotte des bois (*Bonasia bonasia*) (Hilmers et al., 2018).



Murin de Bechstein (*Myotis bechsteinii*) © Gilles San Martin

CHAUVES-SOURIS

Les chauves-souris typiquement forestières passent au moins une saison de l'année en forêt et/ou chassent préférentiellement dans ce milieu (voir tableau 7).

De manière générale, la corrélation entre le taux de bois mort sur pied et au sol avec la diversité chirop- térologique est très forte ; on note un accroissement significatif de la richesse spécifique à partir de 25 m³/ ha de bois mort sur pied (Tillon et al, 2016). Pour les po- pulations de chauves-souris forestières en forêt feuil- lue, Barathaud et al. (2019) ont montré l'importance des peuplements diversement structurés (futaie irrégulière), avec une grande disponibilité en bois mort et sans perturbation importante depuis 80 à 100 ans.

Les chauves-souris forestières ont besoin d'un très grand nombre de cavités pour pouvoir subsister. Quasi- ment toutes les espèces peuvent utiliser des arbres pour se reposer, isolément ou en colonies. Les gîtes occupés sont soit une écorce légèrement soulevée, sous laquelle se glissent les individus, soit une fissure dans l'écorce, soit des cavités, trous de pics, fissures étroites... (GCMP, 2009) Tous les types de cavités peuvent être utilisés même si chaque espèce a généralement une préfé- rence. Les chauves-souris recherchent idéalement des arbres feuillus (les chênes en particulier), de gros dia- mètre (favorables à l'apparition de cavités), vivant, à houppier très étalé et présentant de grosses charpen- tières (branches principales). Les écorces décollées, qui représentent le principal gîte utilisé, ont une durée de vie restreinte, par rapport à des cavités de pic, par exemple (Kervyn, 2004).

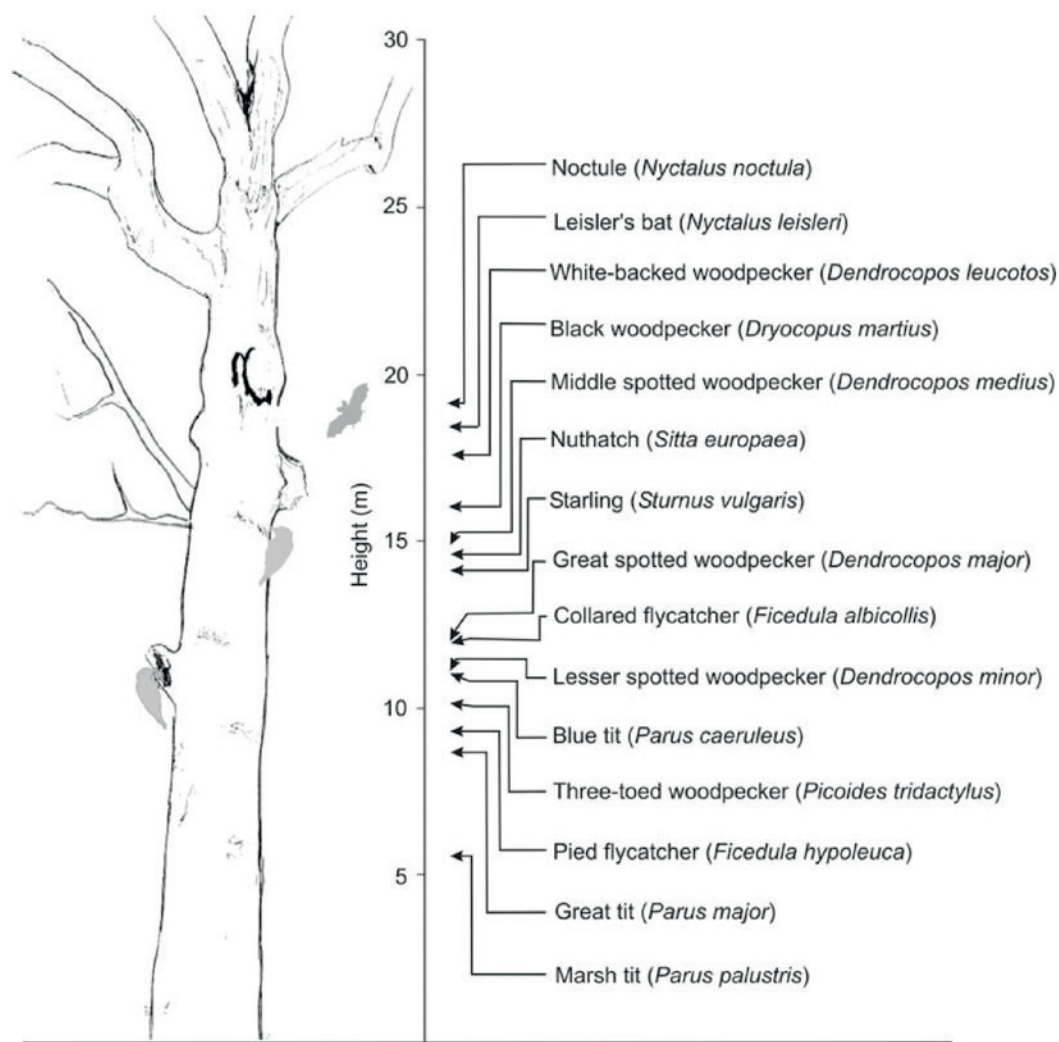


Figure 4 : Différents espèces et groupes taxonomiques ont leurs préférences quant à la hauteur des cavités de nidification : la noctule commune (*Nyctalus noctula*) et la noctule de Leisler (*N. leisleri*) utilisent des cavités très élevées (Ruczyński & Bogdanowicz, 2004).

Tableau 7 : Les espèces de chauves-souris présentes en Wallonie (statut NT = quasi menacé ; EN = en danger ; VU = vulnérable ; LC = préoccupation mineure (d'après Weiserbs et al., 2021) et tendance des populations (d'après San Martin & Nyssen, 2019) associées à leur type de fréquence d'utilisation de la forêt et donc de leur dépendance aux arbres à cavités en forêt et du bois mort (GCMP, 2009).

Espèces	Statut en Wallonie	Tendance populations	Gîte d'été	Gîte d'hiver	Territoire de chasse
Murin de Bechstein	NT	↗	Quasi exclusif	Rare	Quasi exclusif
Barbastelle	EN	↗	Très fréquent	Rare	Quasi exclusif
Noctule commune	VU	?	Très fréquent	Très fréquent	Assez fréquent
Noctule de Leisler	NT	?	Quasi exclusif	Fréquent	Assez fréquent
Petit rhinolophe	EN	↗	Aucun	Aucun	Fréquent
Murin à oreilles échanquées	NT	↗	Aucun	Rare	Assez fréquent
Murin de Daubenton	NT	≈ ?	Fréquent	Rare ?	Assez fréquent
Pipistrelle de Nathusius	NT	?	Très fréquent	Fréquent	Très fréquent
Oreillard gris	VU	?	Assez fréquent	Rare ?	Fréquent
Oreillard roux	LC	↗	Fréquent	Rare ?	Fréquent
Murin à moustaches	LC	↗	Fréquent	Rare ?	Assez fréquent
Murin de Natterer	LC	↗	Fréquent	Rare ?	Fréquent
Grand Murin	VU	↗	Rare	Rare	Assez fréquent

Contrairement aux idées reçues, les colonies de reproduction préfèrent les arbres vivants aux arbres morts, surtout en période de mise bas et d'élevage des jeunes (Vuinée et al., 2011). Le bois vivant estompe les variations importantes de température de l'air ambiant. Ainsi au sein d'un arbre vivant, la chaleur est préservée dans la cavité la nuit, quand les femelles quittent leurs jeunes pour aller chasser, ce qui n'est pas le cas dans le bois mort.

Le bois mort sur pied peut, lui, accueillir des individus isolés qui changent régulièrement de gîte. La recherche des colonies de barbastelles (*Barbastella barbastellus*) réalisée par Plecotus dans le cadre du LIFE BNIP en province de Luxembourg en Wallonie a souvent mené (> 53%) vers des arbres morts sur pied ou dépérissants (Nyssen, 2019). Le murin de Bechstein (*Myotis bechsteinii*), espèce la plus étudiée à ce sujet, semble nécessiter, pour une même colonie, une grande quan-



Oreillard roux (*Plecotus auritus*) © Jasja Dekker

5 À 10 ARBRES-GÎTES PAR HECTARE POUR LES CHAUVES-SOURIS

Pour garantir la viabilité des populations de chauve-souris, les experts recommandent, dans un peuplement de 120 ans, 5 à 10 arbres-gîtes par hectare (Tillon, 2008). Il s'agit d'assurer la constitution d'un réseau d'arbres-gîtes potentiels dont la continuité spatiale est assurée par, à la fois, la présence d'îlots riches en arbres mort ou à cavités, et d'autre part, par des corridors entre ces îlots formés d'arbres-gîtes potentiels suffisants et dispersés (GCMP, 2009). La continuité temporelle du renouvellement de gîtes repose sur le maintien des arbres-gîtes potentiels jusqu'à leur sénescence, et sur le maintien de jeunes arbres qui pourront constituer les futurs arbres-gîtes potentiels. Le recul de l'âge d'exploitabilité permet également d'augmenter le nombre de gros et vieux bois disponibles sur plusieurs décennies.

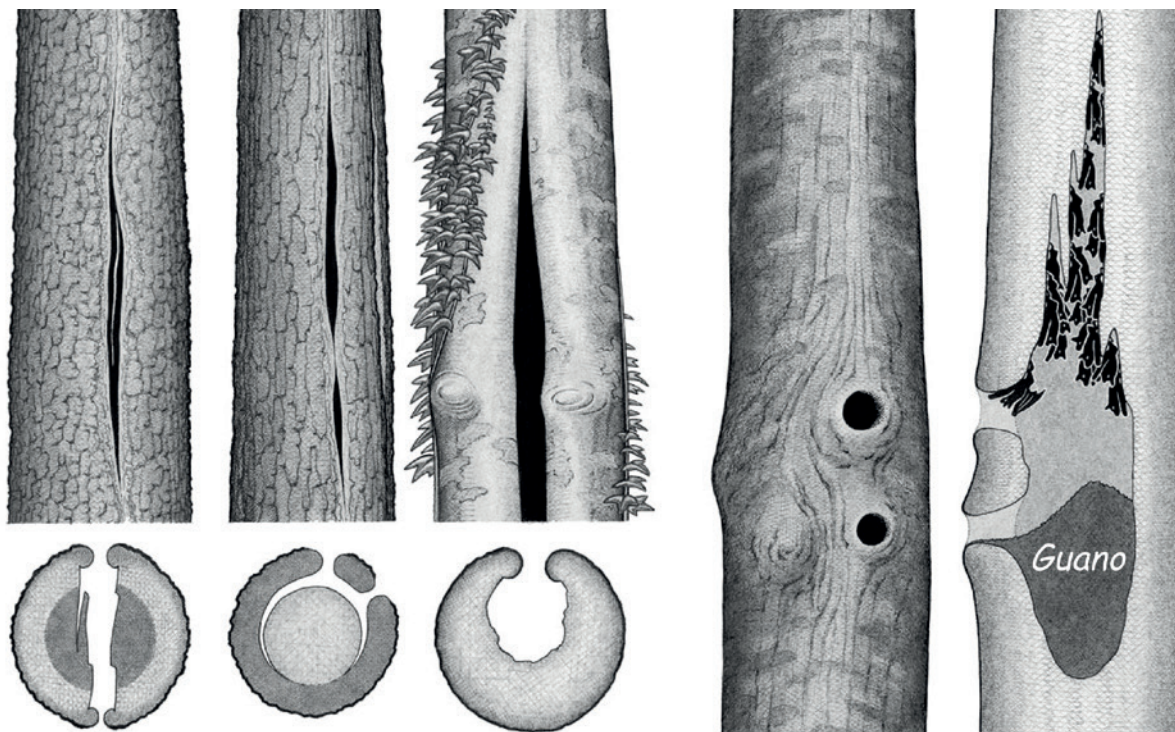


Figure 5 - Fentes et cavités utilisées par les chiroptères (Dessins de Philippe Penicaud de GCMP, 2009)

tité de gîtes différents : au moins 50, voire plus de 100 (GCMP, 2009). Pour le murin de Natterer (*Myotis nattereri*), ce nombre serait même encore plus important. Le problème du parasitisme, associé à la présence de chauves-souris dans une cavité, expliquerait en partie les changements de gîtes fréquents. Compte tenu de ces besoins importants, un nombre restreint de cavités pourrait constituer un facteur limitant au développement ou à la pérennité d'une colonie. Les phénomènes parasites, de prédation et de compétition contribuent alors à stresser les colonies, réduisant leur taux de reproduction, voire anéantissant leur capacité à subsister.

Les chauves-souris forestières sont également dépendantes du bois mort comme approvisionnement en ressources alimentaires. Elles y trouvent principalement des insectes saproxyliques, certaines espèces n'hésitant pas à capturer des proies à même le sol, comme le grand murin (*Myotis myotis*) (Arthur et al., 2009). La forte corrélation entre le taux de bois mort avec la diversité chiroptérologique réside également dans la dépendance à la ressource trophique constituée par les espèces saproxyliques.

AUTRES MAMMIFÈRES, AMPHIBIENS ET REPTILES

Le bois mort au sol est indispensable aux amphibiens durant leur phase terrestre. En effet, le microclimat humide les protège contre la dessiccation. Les salamandres terrestres (*Salamandra salamandra*) privilégient les forêts feuillues humides avec une grande quantité de bois mort à terre, qui leur offre refuge, abri et humidité, accueillant aussi nombre de leurs proies. La présence de cachettes humides et fraîches est déterminante pour cette espèce, qu'elles se situent dans la rhizosphère des arbres, sous du bois mort, dans la roche et les fentes des murs, sous les feuilles mortes, ou encore dans les constructions des petits mammifères et sous les grandes dalles de pierre. Pour cette espèce, laisser à terre les morceaux de bois mort de grandes dimensions, en particulier le long des ruisseaux, est indispensable.



Les salamandres terrestres (*Salamandra salamandra*) ont besoin de bois mort humide © Peggy Schillemans



La vipère péliade (*Viperus berus*) est en déclin important en Wallonie © Marc Paquay

Les reptiles se servent du bois mort au sol comme cachette, pour hiberner ou se dorer au soleil. C'est le cas par exemple de la vipère péliade (*Viperus berus*), espèce en déclin important en Wallonie (Graitson, 2011). Sa conservation nécessite surtout la création d'abris sous forme de tas de bois mort, de branchages, de bûches, d'andains dans les lisières et les milieux ensoleillés en forêt où elle peut trouver encore refuge en dehors des landes et pelouses sèches.

Le bois mort au sol est aussi favorable à de nombreux petits mammifères terrestres qui y trouvent un micro-climat agréablement humide, d'étroits passages pour s'y glisser, un abri pour se protéger, des cavités et de la nourriture sous forme de champignons, de plantes et d'invertébrés. Tout comme chez les oiseaux, les communautés de petits mammifères comptent aussi un plus grand nombre d'espèces dans les vieilles forêts riches en bois mort que dans les peuplements plus jeunes (Pasinelli & Sute, 2000). Dans les peuplements bien fournis en bois mort et en micro-habitats, les rongeurs s'attaquent rarement aux racines des jeunes arbres, car les autres sources de nourriture leur suffisent. Ainsi, les rongeurs se chargent plutôt de disséminer les graines et les spores des champignons mycorhiziens.

Le bois mort est également profitable aux petits carnivores qui jouent, à leur tour, le rôle de prédateur envers les petits rongeurs. La martre (*Martes martes*) en fait partie. Elle chasse de préférence entre les troncs gisant au sol. Ces troncs lui apportent aussi une protection contre les ennemis ainsi que des espaces où chasser ses proies sous la neige en hiver (Pasinelli & Sute, 2000). Les gros arbres morts sur pied et les arbres à cavités sont également utilisés par des écureuils (*Sciurus vulgaris*) ou des mustélidés (Thompson et al., 2003), et aussi des gliridés : loir (*Glis glis*), lérôt (*Eliomys quercinus*) et muscardin (*Muscardinus avellanarius*).



Un écureuil (*Sciurus vulgaris*) sur un tas de branches mortes © Peggy Schillemans

PLANTES, MOUSSES ET LICHENS

Plusieurs études ont également démontré le rôle positif du bois mort sur la végétation forestière. Bien que la plupart des espèces de plantes, mousses et lichens n'est pas strictement dépendante du bois mort, celui-ci apparaît comme un élément central de l'établissement de végétation en forêt, en offrant un environnement fertile et sans compétition pour se développer (Dittrich et al., 2014).

Les principales causes du déclin des espèces de lichens sont la gestion forestière, la réduction de l'humidité du sol et, avec elle, de l'humidité de l'air en raison du drainage, ainsi que le dépôt de substances acidifiantes et fertilisantes de l'atmosphère.

Le bois mort fournit également des substrats de développement variés pour les mousses et les lichens, qu'ils soient « épixyles » (localisés à la surface du bois) ou « épiphytes » (qui poussent en se servant d'autres plantes comme support). En raison de leur faible vitesse de croissance, ces organismes dépendent fortement de la pérennité des arbres et de leurs structures telles que l'écorce de la base des tiges, les troncs ou les branches. Ils sont particulièrement sensibles aux propriétés microclimatiques ainsi que physiques et chimiques des substrats. Il faut noter que ces propriétés varient en fonction de l'âge et du diamètre des arbres, de la texture de l'écorce ou des stades de décomposition du bois mort (Rose & Coppins, 2002). Les débris ligneux grossiers et les parties mortes des arbres sénescents fournissent également un environnement physique et chimique particulièrement adéquat à de nombreuses espèces de mousses et de lichens (Kriebitzsch et al., 2013).

De très nombreux lichens dépendent des habitats forestiers, dont une partie importante est spécialisée

dans les vieilles forêts et le bois mort, et est donc particulièrement sensible à l'intervention humaine. Une majorité d'entre eux est gravement menacée ; ainsi, des lichens épiphytes dont 58 % sont menacés et 33 % déjà éteints ou menacés d'extinction. La diversité épiphyte et épixyle de la flore forestière d'Europe centrale a drastiquement décliné au cours des dernières 100 à 150 années en raison de la perte de vieux arbres et de



Epiphytes sur un vieil arbre © Laurence Delahaye

bois mort dans les forêts exploitées (Kriebitzsch et al., 2013, Hauck et al., 2013) (voir encadré page 34).

LES LICHENS DES VIEUX ARBRES



Les lichens se raréfient en Wallonie © Forêt & Naturalité

La comparaison des données relatives à la diversité des lichens épiphytes dans les forêts semi-naturelles de feuillus du nord-ouest de l'Allemagne entre le XIXe et le début du XXe siècle et les inventaires récents a révélé de forts changements, même si la structure de la forêt et la composition des espèces d'arbres ont pourtant peu évolué. Dans trois zones d'étude, entre 55 % et 70 % des espèces sont devenues plus rares au cours de la période d'observation de 100 à 150 ans. Le taux d'extinction des espèces a été estimé à 30 %. On pense que les principales causes du déclin des espèces sont la gestion forestière (notamment la réduction des arbres surâgés et en décomposition), la réduction de l'humidité du sol et, avec elle, de l'humidité de l'air en raison du drainage, ainsi que le dépôt de substances acidifiantes et fertilisantes de l'atmosphère. Les lichens spécialisés dans les sillons et les cavités de l'écorce des vieux arbres abrités de la pluie, dans l'écorce lisse et ombragée ou dans le bois mort humide et épais à l'intérieur de la forêt ont subi les plus forts déclin, notamment les espèces liées au hêtre. Seule une poignée d'espèces a profité des dépôts d'azote, du réchauffement climatique ou de l'acidification de l'écorce due à la pollution par le dioxyde de soufre se sont répandus (Hauck et al., 2013).

Les bryophytes sont parmi les premières plantes à coloniser les bois morts. La composition des communautés d'espèces de mousses dépend de nombreux facteurs : processus chimiques en jeu, humidité atmosphérique, volume de bois morts présent et diversité de stade de décomposition (Celle, 2015). Une grande proportion d'hépatiques colonise les bois pourrissants, et beaucoup d'entre elles ont une niche écologique restreinte. De plus, les bryophytes inféodées au bois mort pour-

rissant sont assez nombreuses, souvent rares avec de petites populations instables et dont les capacités de dispersion sont limitées (Celle et al., 2014). Parmi les bryophytes du bois mort, on trouve par exemple *Nowellia curvifolia*, *Herzogiella seligeri*, *Blepharostoma trichophyllum*, *Calypogeia suecica*, *Riccardia palmata*, *Dicranodontium denudatum*, *Dicranum flagellare*, et certaines espèces de grande valeur patrimoniale telle *Calypogeia suecica* (Vanderpoorten, com. pers.).



Mousses sur un tronc en décomposition © Forêt & Naturalité

4. LE BOIS MORT EN WALLONIE ET EN EUROPE

4.1. État des lieux

En ce qui concerne l'Europe, malgré l'absence fondamentale de données, il est généralement accepté que vers 1900, le bois mort n'était présent qu'en très faible quantité dans la plupart des forêts, car le bois de chauf-

fage constituait la source d'énergie primaire la plus importante. À cette époque, on trouvait du bois mort dans les forêts servant de pâturage abritant des arbres sénescents ou dans les souches des taillis. Cette situa-

tion a pu progressivement évoluer lorsque le charbon devint la principale source d'énergie. Après la Seconde Guerre mondiale, la quantité de bois mort a connu une nouvelle augmentation en raison d'un relâchement de la gestion forestière et de la baisse de la demande en bois de chauffage (Speight, 1989).

Depuis 1990, la récolte plus systématique de données en provenance des forêts européennes a permis de constater une augmentation générale du bois mort (Forest Europe, 2011), qui peut être due à l'application de principes de gestion forestière durable, ainsi qu'aux importantes perturbations et chablis induits par de multiples tempêtes (Priewasser et al., 2013). Entre 2000 et 2010, les chiffres témoignent de cette augmentation continue, mais soulignent également de fortes disparités entre pays (voir figure 5).

Bien que toujours insuffisante, la quantité de bois mort dans les forêts européennes est néanmoins nettement plus importante aujourd'hui qu'il y a 100 ans (Lachat et al., 2013).

En Wallonie, selon l'Inventaire permanent des ressources forestières (EEW, 2022), le volume de bois mort sur pied et au sol était estimé à une moyenne de 8,2 m³/ha en 2003 et à 10,1 m³/ha en 2014. Ces 10 m³/ha correspondent à plus ou moins 4 % du volume total de bois vivant.

En termes de nombres d'arbres morts à l'hectare, cela correspond à une moyenne de 0,44 arbre mort/ha en 2003, et 0,65 en 2014 (EEW, 2022), quelle que soit la dimension des bois. Rappelons pourtant qu'en forêt publique, le Code forestier impose la conservation de deux bois morts par hectare d'un diamètre minimum de 40 cm !

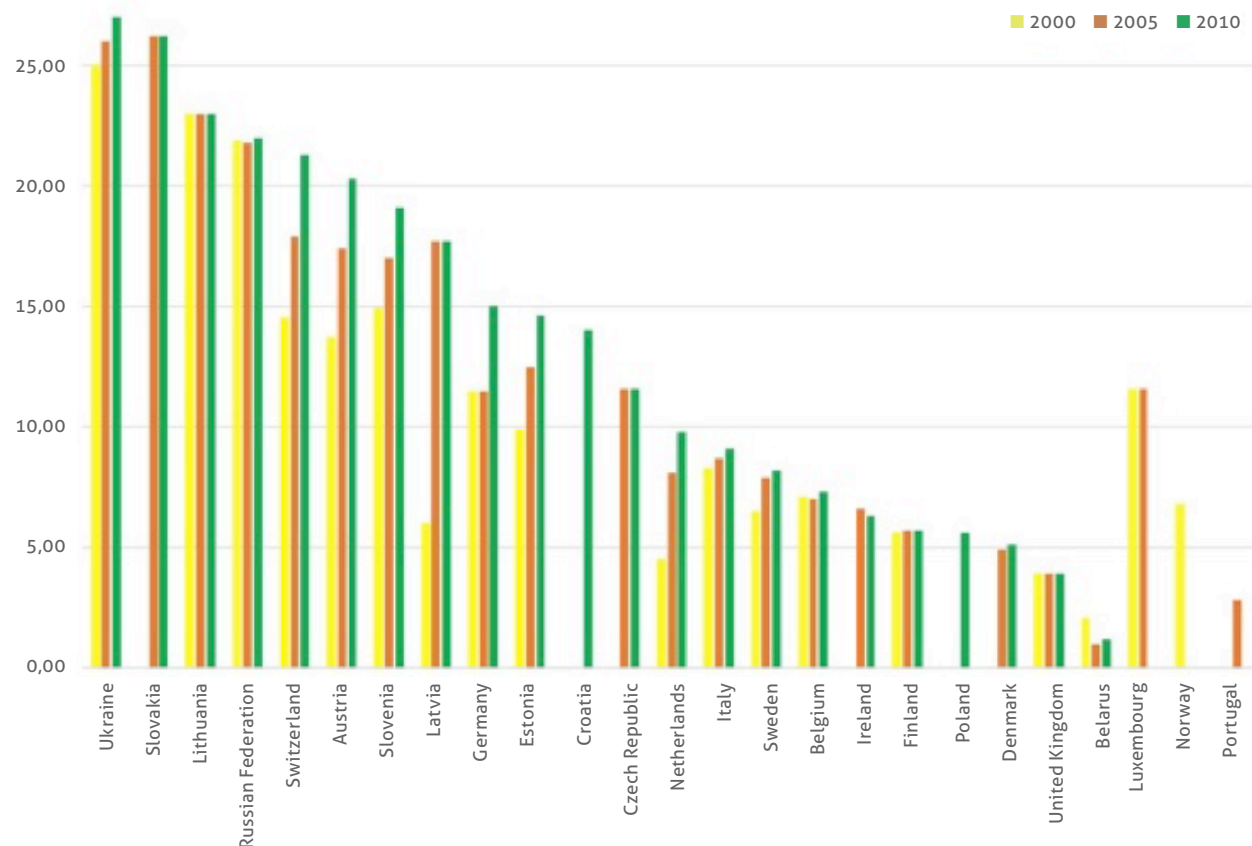


Figure 6 : Évolution des volumes de bois morts (m³/ha) sur pied et sol entre 2000, 2005 et 2010 pour les pays européens (www.eea.europa.eu).



*En Wallonie, le nombre d'arbres morts en forêt public
reste inférieur à la moitié de la norme imposée
par le Code forestier de 2008 !*

Chablis suite à une tempête, renaissance de la nature © Forêt & Naturalité

La moyenne régionale wallonne est très similaire à la moyenne de l'Europe de 10,1 (13 pays) et 10,4 m³/ha (17 pays) en 2010 (EEA). En France en 2002, 90 % des placettes de relevés de l'inventaire forestier national possèdent moins de 5 m³/ha (Vallauri & Poncet, 2002).

Pour la Wallonie, nous n'avons pas d'information sur la dimension des bois sur pied ou au sol. Par contre, le tableau 8 nous montre que les bois morts sur pied sont plus nombreux en feuillus et principalement en chênaie, alors que pour le bois mort au sol la différence n'est pas significative entre les types de peuplements.

En un peu plus de dix ans (de 2003 et 2014), la situation a progressé, mais reste encore largement en dessous des obligations légales et encore plus largement en dessous des seuils de bois morts nécessaires pour le bon fonctionnement des écosystèmes forestiers de plaine (voir page 49).

À Bruxelles, en hêtraie, le volume moyen de bois mort (sur pied et au sol) est de 94 m³/ha (voir tableau 10) sur l'ensemble des aires protégées et des surfaces exploitées ; il atteint 19 m³/ha dans ces dernières. En zone périurbaine, la forêt de Soignes présente donc dans l'ensemble une quantité raisonnable de bois mort, mais sa qualité reste toutefois encore faible. Trois types de bois mort restent largement sous représentés : le bois mort sur pied, le bois mort fortement décomposé, et les gros bois (Godefroid & Koedam, 2007).

Tableau 8 : Présence de bois mort en forêt wallonne (*Échantillon global de 4 803 points en zones forestières). L'année choisie pour référence (2014) constitue l'année centrale des campagnes de mesures effectuées de 2011 à 2018 dans le cadre du 2e cycle de l'IPRFW (2008 – 2028) (SPW ARNE in EEW, 2022).

Peuplements	Volume (m ³ /ha)	
	Bois mort au sol	Bois mort sur pied
Hêtraies	5,3	1,6
Chênaies	5,3	3,9
Tous peuplements feuillus	7,0	4,0
Pessières	6,0	3,1
Tous peuplements résineux	6,0	3,0
Tous peuplements confondus	6,5	3,6

Extrait du Décret du 15 juillet 2008 relatif au Code forestier -

CHAPITRE IV. - De la conservation des bois et forêts

Art. 71. Dans les bois et forêts des personnes morales de droit public, par massif appartenant à un même propriétaire, sont appliquées les mesures de conservation suivantes :

1° dans les peuplements feuillus, le **maintien d'arbres morts ou chablis** d'un diamètre supérieur à quarante centimètres, à concurrence de **deux arbres par hectare**, sauf les arbres à forte valeur économique unitaire ou les arbres présentant une menace pour la sécurité

2° dans les peuplements résineux, le **maintien des quilles d'arbres cassés et des arbres desséchés**, y compris dans les mises à blanc, à concurrence de **deux arbres par hectare**

3° le **maintien d'au moins un arbre d'intérêt biologique par superficie de deux hectares**; on entend par arbre d'intérêt biologique un arbre de dimensions exceptionnelles ou un arbre à cavité

4° la création d'un cordon d'espèces feuillues arbustives d'au moins dix mètres de large pour les nouvelles régénérations en lisière externe de massif

5° l'interdiction de planter des résineux sur une largeur de douze mètres de part et d'autre de tous les cours d'eau. Cette distance est portée à vingt-cinq mètres dans le cas des sols alluviaux, des sols hydromorphes à nappe temporaire et à nappe permanente, et des sols tourbeux et paratourbeux tels que déterminés par la carte pédologique de Wallonie.

Dans les bois et forêts des personnes morales de droit public, par propriétaire de plus de cent hectares de bois et forêts, en un ou plusieurs massifs, est appliquée la mesure de conservation suivante :

- la **mise en place de réserves intégrales dans les peuplements feuillus**, à concurrence de **trois pour cent de la superficie totale** de ces peuplements.



© Peggy Schillemans

Tableau 9 : Récapitulatif des objectifs à atteindre à moyen terme pour le bois mort, les arbres d'intérêt biologique, les dimensions d'exploitabilité et les aires protégées au sein des forêts soumises au régime forestier telles que proposées par la circulaire biodiversité (Branquart, 2010).

Échelle	Stratégie	Objectifs actuels	Peuplements visés
Série	Arbres d'intérêts biologiques	≥ 1 gros bois à réserver par 2 ha et par rotation	Peuplements feuillus
Série	Bois morts	≥ 2 gros bois (supérieur 40 cm de diamètre) à réserver par hectare et par rotation	Peuplements feuillus et résineux
Peuplement	Dimension d'exploitabilité	≥ 220-240 cm pour le hêtre ≥ 240-300 cm pour le chêne	Chênaies et hêtraies
Série	Îlots de conservation	0,1 à 10 ha avec objectif prioritaire « réserve intégrale » dans les aménagements	
Série	Réserves intégrales	> 10 ha avec objectif prioritaire « réserve intégrale » dans les aménagements + statut de réserve forestière ou naturelle	
Série	Réserves dirigées	> 10 ha avec objectif prioritaire de conservation dans les aménagements + statut de réserve forestière ou naturelle	

Tableau 10 : Quantités de bois mort signalées dans quelques forêts naturelles ou en réserve forestière (RF) (modifié d'après Godefroid & Koedam, 2007).

Pays	Vol (m ³ /ha)	Nature des données	Auteur
Fontainebleau	256	Hêtraie à mélèque	Mountford 2002
Białowieża	143	Aulnaie à circée	Bobiec 2002
Fontainebleau	142	Hêtraie chênaie	Mountford 2002
Forêt de Soignes (RF Kersselaerspleyn)		Hêtraie	De Keersmaecker et al. 2002
Hêtraies en RF	130	Hêtraies: moyenne européenne	Christensen et al. 2005
Białowieża	129	Tiliaie-charmaie	Bobiec 2002
Forêt de Soignes bruxelloise	94	Moyenne de tous les habitats de la forêt de Soignes	Godefroid & Koedam 2007



Scolyte de l'épicéa (*Ips typographus*) © Gilles San Martin



Les pullulations de scolytes sont une opportunité de constituer d'importants stocks de bois mort © Domaine public

4.2. Dans les forêts naturelles et primaires

Les forêts les plus naturelles d'Europe possèdent en moyenne entre 20 et 250 m³/ha de bois mort (Bütler, 2006). Vallauri (2003) rapporte entre 40 et 200 m³/ha dans les forêts naturelles feuillues et de plaine européenne. L'amplitude de la moyenne est entre autres fonction du type de forêt, des essences en place et de la phase du cycle sylvigénétique. Les quantités de bois mort retrouvés en forêts primaires ou subnaturelles seront reprises au tableau 10.

À titre d'exemple, au sein des réserves naturelles en forêt de Suisse, les quantités de bois mort se situent entre 50 et 130 m³/ha après perturbations (Herrmann et al. 2012), ce qui représente entre 20 et 40 % du volume total de bois (Emberger et al. 2016).

4.3. Les dépérissements, une opportunité pour augmenter le bois mort

Malgré leur perception négative, les crises de dépérissement en forêt peuvent également représenter des opportunités (voir Forêt & Naturalité, 2020) ; c'est notamment le cas pour une amélioration de la ressource en bois mort, et de son impact positif sur l'écosystème forestier en général.

En ce qui concerne la biodiversité liée au bois mort, les dépérissements ont un impact positif en hétérogénéisant le paysage forestier et en améliorant les habitats du bois mort, elle entraîne des changements dans les assemblages d'espèces qui imitent la succession naturelle des forêts. Suite aux dépérissements forestiers de sapins en France par exemple, Cours et al. (2022) ont

montré que la diversité taxonomique, fonctionnelle et phylogénétique des assemblages de coléoptères saproxyliques a bénéficié de manière significative du dépérissement forestier, tant à l'échelle locale que du paysage.

Le scolyte de l'épicéa ou ips typographe (*Ips typographus*), l'insecte le plus redouté des forestiers en Europe (Wermelinger, 2004), permet d'augmenter la valeur de conservation de la biodiversité en augmentant le nombre de bois mort sur pied (Müller et al., 2008). De nombreuses espèces ont ainsi pu tirer parti de ses différentes vagues de pullulation récentes, même si des campagnes de gestion et de coupes massives ont malheureusement réduit cet impact (Forêt & Naturalité, 2020). En Allemagne et en Pologne par exemple, les résineux scolytés offrent actuellement une ressource

importante en gîte pour les barbastelles (*Barbastella barbastellus*) (Kortmann et al. 2018, Rachwald et al. 2022), qui ont plutôt pour habitude d'établir leurs gîtes dans des arbres morts feuillus. La barbastelle est une espèce protégée par les annexes II et IV de la directive européenne sur les habitats et est classée comme quasi menacée dans la liste rouge de l'UICN et comme vulnérable ou en danger dans de nombreux pays d'Europe.

Les dépérissements forestiers constituent ainsi une opportunité indéniable de redévelopper la biodiversité liée au bois mort. Une option pourrait être de tirer parti des peuplements forestiers en déclin pour promouvoir la diversité fonctionnelle des paysages forestiers conventionnels et réduire de la sorte le risque de perte catastrophique d'espèces rares par l'homogénéisation des conditions environnementales. Pour ce faire, il faudrait que les gestionnaires forestiers acceptent de laisser les arbres morts ou dépérissants en place, sans chercher à les exploiter de manière anticipée ou exhaustive.

5. INDICATEURS DE BIODIVERSITÉ ET DE BOIS MORT

Un indicateur est une mesure d'une quantité ou d'un phénomène qui est plus facile à évaluer que sa cible. L'utilisation d'un indicateur doit également apporter plus d'informations que la seule mesure brute de l'indicateur uniquement. Il existe une littérature importante et croissante sur les différents types d'indicateurs de la biodiversité forestière (Marchetti, 2005) et la fonctionnalité des forêts. Diverses tentatives ont été faites pour développer des indicateurs pour de larges gradients d'échelles spatiales et temporelles. Ces tentatives vont de l'utilisation d'une seule espèce clé de la faune à des

substituts structurels : par exemple, le bois mort (Lasauce et al., 2011 ; Storch et al., 2018).

5.1. Le volume de bois mort : un indicateur simple, mais insuffisant

Parmi les différents indicateurs utilisés pour évaluer la durabilité de la gestion ou la naturalité des forêts en Europe, le volume total (local notamment) de bois mort est un des plus courants. Il s'agit en réalité d'un indicateur *structurel indirect* d'une des composantes de la biodiversité forestière, à savoir la biodiversité « saproxylique ». L'avantage de cet indicateur, c'est qu'on peut le mettre en lien avec les pressions de gestion, qu'il est directement connectable à un objectif cible dans la gestion forestière, qu'il est mesurable au moyen de protocoles standardisés, et qu'il est aisément communicable.

Cependant, bien que la littérature concernant le bois mort soit très abondante, on dispose de peu de certitudes sur les seuils minimaux nécessaires au maintien des espèces et des processus biogéochimiques qui y sont associés, même si diverses études ont produit des résultats qui peuvent servir de guide dans l'élaboration de mesures adaptées (voir page 50).

En matière de conservation de la diversité biologique, la corrélation entre volume local de bois mort et le nombre d'espèces saproxyliques (coléoptères ou champignons) s'est en effet révélée assez faible en Europe de l'Ouest (Bouget & Gosselin, 2013). L'efficacité d'une mesure telle que la fixation d'une « valeur cible » générale de bois mort à atteindre ne serait donc pas assurée. Un volume de bois mort élevé dans un contexte écologiquement pauvre ne permettrait pas d'atteindre les objectifs de conservation souhaités. Pour qu'une

norme volumique soit efficace, elle devrait être définie dans un contexte stationnel et historique donné, et être adjointe d'objectifs de diversification du nombre de types de bois mort, et que ces objectifs soient définis à la fois à l'échelle locale et à l'échelle du paysage. Tout ceci nécessiterait donc au préalable la mise en place d'inventaires quantitatifs des différents types de bois mort (Bouget et al., 2009).

En Wallonie, les données disponibles, déjà anciennes, se limitent à une estimation du volume de bois mort sur pied et au sol (voir page 13). Des inventaires complémentaires, plus récents et avec de meilleures estimations des volumes de bois morts pour les différentes catégories, seraient nécessaires.

D'autres indicateurs sont donc à explorer pour compléter l'approche volumique locale : volume de bois mort estimé non plus localement, mais dans le paysage environnant, diversité (plutôt que quantité) de bois mort local, densité et diversité d'autres niches écologiques du cortège saproxylique (micro-habitats des arbres), espèces indicatrices, etc. La difficulté restant de limiter le nombre d'indicateurs pour préserver un certain réalisme opérationnel.

Si une norme volumique universelle est donc illusoire, l'indicateur « volume de bois mort » permet quand même de comparer les niveaux de bois morts disponibles en fonction de différents modes de gestion ou de degrés de naturalité, et d'orienter certains choix de gestion. Mesurer un pourcentage de bois mort disponible n'est donc pas un indicateur de naturalité en soi, c'est plutôt la répartition des états d'avancement de la décomposition du bois mort qui constitue un moteur de fonctionnement des forêts (voir figure 6).

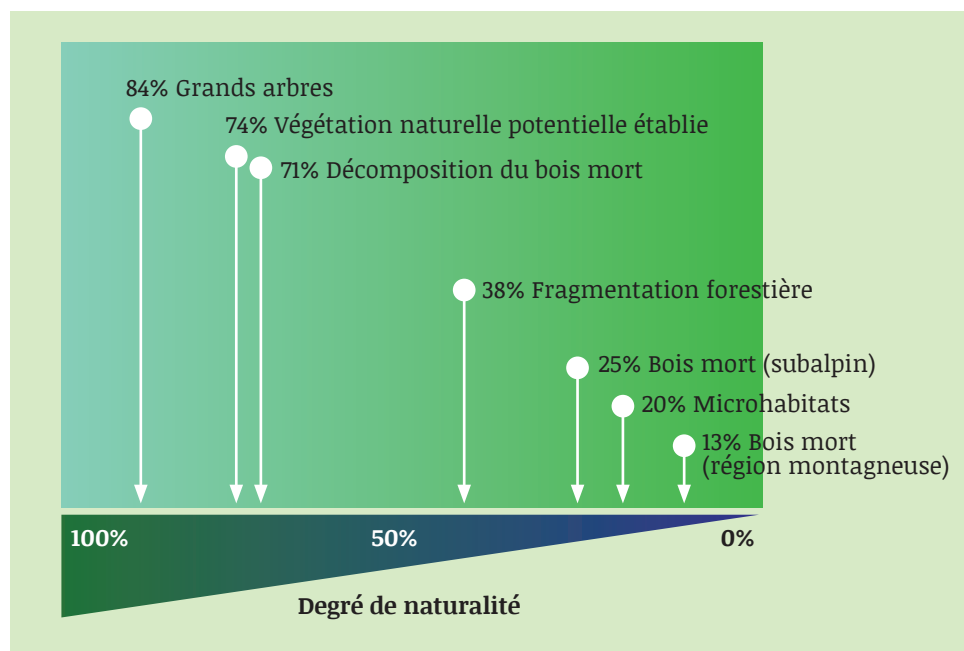


Figure 7 : Principaux éléments moteurs (indicateurs de naturalité fortement liés à la biodiversité) et résultat de l'étude de naturalité du Parc naturel de la forêt bavaroise (Winter et al. 2010 in Winter et al., 2013).



Le pique-prune (*Osmoderma ermita*) est une espèce spécialisée à la niche écologique étroite. Elle a besoin de cavités à terreau pour se développer. C'est une bonne espèce indicatrice. © Magne Flåten – Wikimedia commons

5.2. Les espèces indicatrices

Même si une espèce ou un groupe taxonomique ne peuvent à eux seuls être un substitut pertinent pour évaluer l'ensemble de la biodiversité forestière, le fait de se concentrer sur quelques taxons caractéristiques d'écosystèmes forestiers complexes ou de niches écologiques précises peut néanmoins avoir un intérêt. Les espèces indicatrices ont souvent une aire de distribution plus limitée et sont plus vulnérables aux pressions que les espèces spécialistes.

Pour choisir des espèces indicatrices, il s'agit de lier la présence d'une espèce à l'existence d'une niche écolo-

gique particulière, que cela soit l'existence d'un habitat, voire mieux encore l'existence de processus dynamiques de l'écosystème forestier (comme certains types de perturbations ou certains états de maturité). La présence (ou l'absence) d'espèces sensibles à une discontinuité fonctionnelle (par exemple l'absence de bois mort locale) peut également permettre d'évaluer l'impact de la pression anthropique sur la forêt. Les groupes d'espèces qui sont liés aux perturbations naturelles et aux attributs de maturité sont d'excellents indicateurs d'une gestion forestière favorable à la biodiversité.

Souvent, on choisit des espèces particulières d'insectes saproxyliques, des champignons lignivores, des chauves-souris arboricoles, des oiseaux cavernicoles ou des lichens épiphytes. Ces espèces présentent comme caractéristique d'être (relativement) faciles à déceler et à identifier. Leur recensement nécessite de mettre en place des moyens et des outils pour identifier, inventorier et surveiller l'évolution leurs populations.

La prise en compte des exigences écologiques des espèces indicatrices permet de déterminer un certain nombre de mesures de gestion facilement identifiables

(Lachat et al., 2012). Dans chaque massif forestier, la présence d'espèces indicatrices peut également être utilisée pour déterminer les zones de conservation de haute valeur écologique. Enfin, les recensements d'espèces indicatrices peuvent aider les gestionnaires forestiers et le personnel de terrain à visualiser les effets de leurs efforts et les encourager à poursuivre dans cette voie (Larrieu et al., 2018).

5.3. Les arbres-habitats

Si on ne peut définir de valeur universelle de quantité de bois mort, ce que l'on sait mieux, c'est qu'un réseau fonctionnel d'éléments caractéristiques des vieilles forêts permet aux espèces cibles de se développer et de maintenir des métapopulations viables (Vanderkerkhove et al., 2013). La continuité et la connectivité dans le temps et dans l'espace du bois mort et des arbres-habitats constituent des éléments essentiels du bon fonctionnement écologique et écosystémique des forêts.

Les arbres-habitats (voir encadré page 43) pourraient donc être utilisés comme des indicateurs indirects et structurels significatifs de l'état de la biodiversité au niveau du peuplement (Paillet et al., 2018 ; Basile et al., 2020). Il a été démontré que la présence de micro-habitats dépend de la pression de gestion, leurs niveaux d'abondance et de diversité sont plus faibles dans les forêts gérées que dans les forêts non gérées, à moyen ou long terme. Les arbres-habitats sont des indicateurs multitaxons quantitatifs temporels et spatiaux efficaces (Asbeck et al. 2021).

Étant donné qu'il n'existe pas de données suffisantes de l'état des populations saproxyliques, en raison des coûts élevés qui découleraient de la mise en œuvre de ces inventaires, l'indication indirecte de l'habitat potentiel pourrait fournir une information intéressante.



Tronc mort d'épicéa (*Picea abies*) © Forêt & Naturalité

QU'EST-CE QU'UN « ARBRE-HABITAT » (OU « ARBRE D'INTÉRÊT BIOLOGIQUE ») ?

Les arbres-habitats sont des arbres sur pied ayant une signification spécifique pour la faune et la flore, et qui portent ce que l'on appelle des micro-habitats (« dendromicrohabitats ») tels que : cavités, blessures et plaies, bois mort de la couronne, fissures, épiphytes, champignons lignicoles, nids, etc. (Kraus et al., 2016 ; Larrieu et al., 2018). La fréquence et la qualité de ces micro-habitats sont cruciales pour une part importante des espèces forestières qui en dépendent strictement ou principalement pour leur survie (Bütler et al., 2013 ; Larrieu et al., 2014). Les arbres-habitats sont donc des moteurs essentiels de la biodiversité dans les écosystèmes forestiers (Vandekerckhove et al., 2013). De nombreuses études ont démontré l'importance des micro-habitats des arbres pour les espèces hautement spécialisées ainsi que pour des espèces plus généralistes (Winter & Moller, 2008). Dans les forêts naturelles, les arbres-habitats sont présents en abondance. Dans les forêts aménagées, en revanche, ils sont souvent très rares, voire absents, car les éclaircies éliminent systématiquement les arbres défectueux ayant une faible valeur économique, ce qui est souvent le cas des arbres abritant des micro-habitats (Cosyns, 2018).

Le terme « arbres-habitats » peut être interprété de manière large, et regroupe en partie ou en totalité les concepts d'arbres « vétérans », « monumentaux », « historiques » ou « arbres à cavités » en plus de posséder l'une ou l'autre caractéristique supplémentaire. En Wallonie, dans les mesures de gestion, on parle d'arbres « d'intérêt biologique » qui recouvre complètement la notion « d'arbre-habitat ».

Cet indicateur présente en outre l'avantage d'apporter simultanément un éclairage sur l'état de la structure forestière et de sa connectivité. Comme le volume de bois mort, il pourrait être facilement intégré dans de nombreux types d'inventaires forestiers existants, allant de l'échelle du propriétaire à l'échelle nationale, et relevé été comme hiver.

Le recensement des arbres-habitats pourrait offrir un moyen de quantifier les habitats fournis par la mise en œuvre de mesures de gestion et de conservation, et donc d'évaluer le succès de ces mesures. Cet indicateur pourrait être également repris comme mesure de gestion durable dans les systèmes de certification forestière tels que PEFC (Pan European Forest) ou FSC (Forest Stewardship Council).

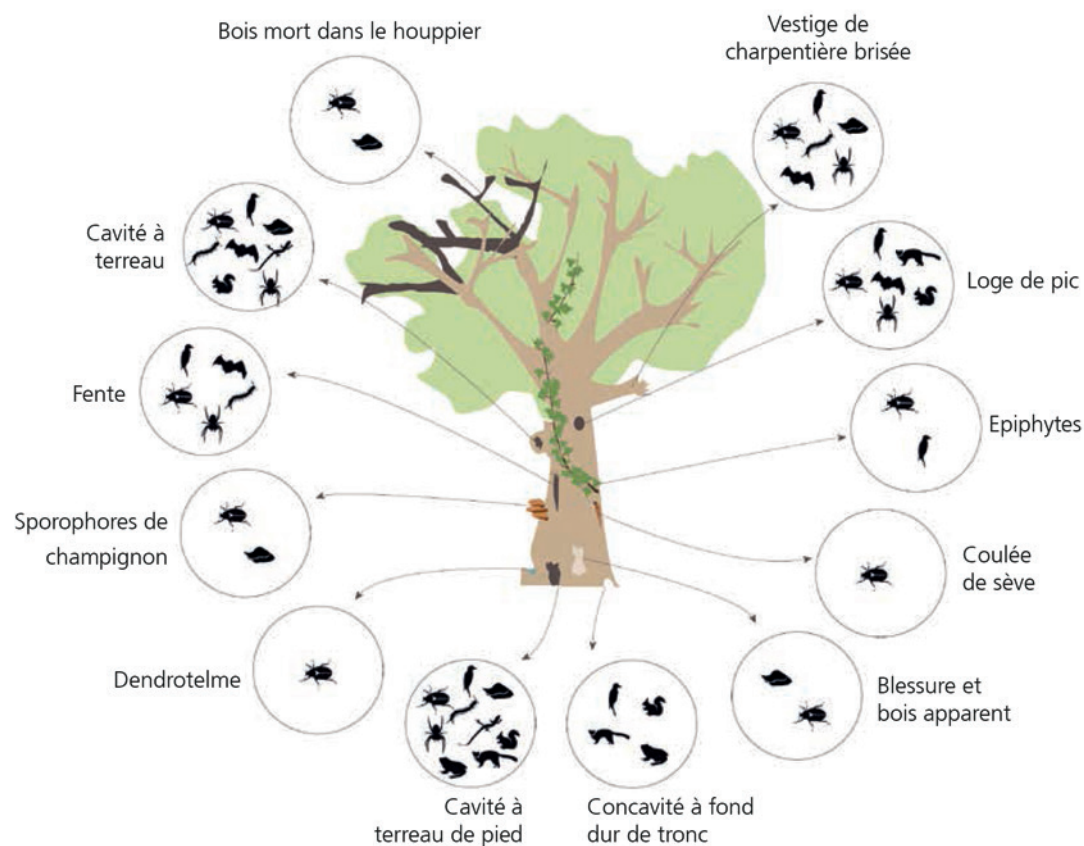


Figure 8 : Un arbre-habitat et les types de micro-habitats qu'il peut fournir comme abri, site de reproduction, site d'hivernage ou d'alimentation (d'après Emberger et al., 2016 et modifié par Butler et al., 2020).

6. LE BOIS MORT : UN PROBLÈME DE PERCEPTION ?

À partir des années 70, en parallèle des mouvements écologistes, on assiste à l'émergence de la « gestion de la nature » comme discipline scientifique à part entière. Au cours des années 1990, écologues et spécialistes de la conservation de la nature inscrivent la conservation des espèces et des écosystèmes au centre du développement durable avec l'institutionnalisation de la notion de biodiversité. L'idée n'est alors pas de « laisser faire la nature », mais de la protéger, la restaurer et la gérer au risque de la transformer en pseudonature, dénuée d'autonomie fonctionnelle (Gilg, 2010 in Deuffic et al., 2021).

Au cours des années 1990-2000, si les différents outils législatifs convergent vers une plus grande prise en compte des enjeux environnementaux en forêt, la

dualité entre gestion sectorielle (avec des zones de protection totale) et multifonctionnelle (conciliation de la production et de la conservation au sein des mêmes sites) est à son comble.

Cependant les réserves forestières biologiques intégrales peinent à voir le jour et la biodiversité reste un sous-produit de la gestion forestière pour des gestionnaires et des forestiers qui agissent en « bon père de famille ». Sous le couvert de la conservation de la biodiversité, chaque acte de gestion est défini et normalisé

au sein de documents de gestion. C'est la base du cadre normatif de Natura 2000.

Ce n'est que très récemment que la biodiversité commence à être considérée par les forestiers comme une alliée de la sylviculture, et que l'on voit progresser les méthodes de sylviculture « proche de la nature » comme Pro Silva. Ces démarches s'avèrent cependant assez éloignées d'une naturalité définie comme l'expression d'une dynamique spontanée et autonome de la nature.

Contrairement à ce que répètent à tort la plupart des discours sur la question, la présence de bois mort en forêt est aujourd'hui perçue de manière positive par la majorité du grand public. En Wallonie, près de 80% du public préfère les forêts avec une présence du bois mort.



Champignons du bois mort : une étonnante diversité de formes et de couleurs © Forêt & Naturalité

Les premiers travaux ayant mis en évidence la perte de biodiversité liée au manque de bois mort proviennent des forêts boréales ; ils ont été menés suite aux scandales qu'ont provoqués les pratiques sylvicoles industrielles à grande échelle dans ces régions. En Scandinavie, la perte massive d'espèces liée à l'aménagement intensif et à la disparition des vieilles forêts a propulsé le bois mort en tête des enjeux liés à la biodiversité (Linder & Östlund, 1998). En 1994, en Suède, on constatait en effet que près de la moitié des espèces forestières menacées était directement associée au bois mort (Berg et al., 1994).

À partir des années 2000, les recherches s'intensifient sur l'importance du bois mort pour différents groupes d'espèces dans les forêts européennes de plaine et de montagne. Progressivement, la reconnaissance de l'importance écologique du bois mort a influencé la perception des différents acteurs et du grand public sur sa présence en forêt.

L'évolution des consciences a été rapide : en à peine deux décennies, la présence de bois mort en forêt est aujourd'hui perçue de manière positive par la majorité du grand public. Toutefois, des lacunes dans les connaissances sur le rôle du bois mort, dont témoignent certains préjugés coriaces, ou des réticences à adopter des mesures conservatoires restent perceptibles, notamment chez certains gestionnaires forestiers et dans le grand public.

Dans les paysages forestiers d'Europe occidentale fortement soumis aux pratiques sylvicoles, le manque de bois mort est particulièrement marquant (Wallenius et al., 2010). Si l'on observe bien, et avec satisfaction, une augmentation du bois mort en forêt, nos repères restent néanmoins biaisés par notre connaissance d'une situation passée. C'est ce qu'on appelle le « shifting

baseline syndrome », le fait de comparer une situation à ce qu'on a connu lors de notre propre vie. L'impression d'une forte augmentation du bois mort se base sur la comparaison avec les forêts de production du siècle dernier, des forêts consciencieusement « nettoyées ». En réalité, on reste loin des quantités de bois mort que l'on peut trouver dans les forêts les plus naturelles.

6.1. L'évolution des mentalités

Plusieurs études récentes, menées aux quatre coins de l'Europe, sur les préférences du grand public en matière de paysage forestier indiquent une nette préférence pour la présence de bois mort en forêt (Giergiczny et al., 2015 ; Nielsen et al., 2007). De manière générale, le public préfère les forêts présentant des caractéristiques de forêts plus naturelles avec une stratification verticale, des arbres espacés de manière irrégulière et un plus grand nombre d'essences en mélange (Filyushkina et al., 2017 ; Giergiczny et al., 2015 ; Nielsen et al., 2007 ; Upton et al., 2012 ; Weller et Elsassser, 2018) et des peuplements âgés (Giergiczny et al., 2015 ; Nielsen et al., 2007).

Dans l'ensemble, le public se montre également positif à l'égard des aires protégées en forêt et des pratiques forestières proches de la nature, et négatif à l'égard de la diminution de la surface de forêt, ainsi que des pratiques forestières intensives (Edwards et al., 2012 ; Hemström et al., 2014 ; Ranacher et al., 2020 ; Weller et Elsassser, 2018). Les signes visibles de pratiques de gestion forestière intensive, telles que les coupes à blanc, les machines lourdes et la culture d'essences exotiques, réduisent l'attrait des forêts (Mauser & European Forest Institute, 2021 ; Ranacher et al., 2020).

Il a aussi été démontré que la présence de bois mort, même en grande quantité comme après une tempête,

est mieux perçue dans des forêts plus naturelles ou bénéficiant d'un statut particulier (Eggers, Gundersen et al., 2017 ; Gundersen & Frivold, 2008, 2011 ; Rathmann et al., 2020). Dans le Parc National Suisse, 95% des visiteurs considéraient la forêt visuellement attractive et ne souhaitaient pas plus d'entretien (Backhaus et al., 2013). Müller et Job (2009) ont également constaté que le grand public soutenait une politique de non-intervention en cas de perturbations naturelles.

En Wallonie également, des études récentes (Breynne et al., 2021) confirment ces constats : le grand public a, en grande majorité, une préférence pour les caractéristiques qui correspondent aux forêts plus naturelles, c'est-à-dire des forêts feuillues, une irrégularité verticale, impliquant une variété d'âges et de tailles des individus, la présence de bois mort et des clairières naturelles. Une minorité marginale marque sa préférence pour les monocultures, équiennes, et les coupes à blanc.

Plus précisément par rapport au bois mort, 80% des répondants préfèrent les forêts avec du bois mort (20% seulement préfèrent son absence). Deuffic et al. (2021) ont toutefois constaté que plus le bois mort est récent, plus la réaction du public à son égard est mitigée. On peut en effet comprendre que des rémanents de coupe, laissés dans un paysage dévasté après une exploitation, ne sont pas perçus positivement. Ce qui, malgré la simplification que cette assertion sous-tend, fait parfois dire aux forestiers que le grand public désapprouve le bois mort en forêt...

Cette idée tenace s'ancre, il est vrai, dans la réalité d'un passé pas si lointain... En 1978, 80% des Français indiquaient en effet des préférences pour des forêts entretenues, ressemblant à des parcs et jardins (Hertig, 1979).

De nos jours, la population est de plus en plus sensible à la protection des forêts et est en recherche de zones protégées à haute naturalité (Borzykowski & Kacprzack, 2018). L'envie de disposer de grands espaces sauvages et de ressentir des émotions fortes au contact de la nature acquiert de plus en plus d'importance dans notre société moderne.

Les formes surprenantes des arbres morts et les impressionnants arbres géants augmentent l'attractivité touristique d'une forêt, ce qui pourrait de manière indirecte contribuer au tissu économique local (Bütler, 2006).

Il faut souligner une nuance importante : les *préférences* ne reflètent pas nécessairement l'importance

portée aux choses ; par exemple, des riverains ou certains usagers d'une forêt pourraient ne pas aimer la présence de bois mort, et pourtant porter en même temps de l'importance à la préservation de la biodiversité. Cela pourrait indiquer un manque de sensibilisation aux effets positifs du bois mort sur la biodiversité. Cela constitue également une opportunité de fonder un dialogue entre groupes de personnes partageant des valeurs similaires, pourtant parfois dissimulées derrière l'expression de préférences différentes (Breyne, 2021).

Les fonctions écologiques et de protection sont des valeurs prioritaires pour les citoyens européens, bien avant les fonctions économiques et de production.

En Europe, de nombreuses études rapportent que les valeurs prioritaires des citoyens sont en premier lieu la fonction écologique, puis la fonction de protection (purification de l'air, protection contre l'érosion, atténuation des effets du changement climatique, etc.). Elles sont directement suivies par les fonctions sociorécréatives (bien-être, récréation). Les fonctions de production (du bois, d'emploi) arrivent en dernier lieu (Frick, Dobré et al., 2006; Kumar & Kant, 2007; Lin et al., 2008; Ramesteiner et al., 2009; Šišák, 2011).

En Wallonie, ces valeurs prioritaires de la forêt ont été confirmées (Breyne et al., 2021 : l'esthétisme, la biodiversité et le maintien de la vie sont les valeurs considérées comme les plus importantes par le grand public et sont classées bien avant l'importance des fonctions économiques.



Les formes surprenantes des arbres morts augmentent l'attractivité touristique d'une forêt © Peggy Schillemans



Bois mort et fonction sociorécréative des forêts font bon ménage
© Peggy Schillemans

Une certaine cohérence est bien toutefois observée entre valeurs et préférences. Les valeurs « *esthétisme* » et « *biodiversité* » montrent une corrélation avec les préférences pour les *caractéristiques des forêts plus naturelles*.

Certains types d'utilisateurs manifestent parfois des réticences spécifiques quant à la présence de bois mort. Une partie des vététistes préférerait en effet une absence du bois mort pour des raisons de facilité de passage... Certains chasseurs soulèvent également cette difficulté lors de l'organisation de battues, voire pour le dégagement des lignes de tir...

De manière générale, il est fondamental de diffuser plus largement une information objectivée sur le bois mort, mieux comprendre les préférences du grand public, et ainsi mieux orienter les choix des gestionnaires et des parties prenantes.

La fréquentation du public des massifs boisés est une source indéniable de revenus pour les communes wallonnes. La rencontre entre des besoins biologiques et des besoins sociorécréatifs générateurs de revenus localement durables non délocalisables confirme l'importance de ne pas chercher à commercialiser au maximum tous les produits ligneux de la forêt.

6. 2. Préjugés infondés sur le bois mort

Pendant des générations, le bois mort a eu plutôt mauvaise presse : manque à gagner pour le propriétaire forestier, vecteur d'incendies et de maladies, voire présentant un risque de sécurité pour les promeneurs. La plupart de ces griefs sont infondés, les connaissances actuelles éclairent sur son rôle écologique, sa valeur économique, et sa perception par le grand public.

D'un point de vue économique, il est reproché au bois mort de représenter un **gaspillage de ressources** : les arbres pourraient être exploités plus tôt au lieu de les laisser mourir sur pied, pourraient être enlevés pour donner plus de place aux arbres productifs ou servir comme bois de chauffage... Ceci démontre un manque de connaissances en écologie forestière quant à la nécessité de conserver le bois mort pour garantir la résilience et la productivité de la forêt. Plusieurs études menées récemment ont démontré que la valeur économique des services écosystémiques de la forêt dépasse largement les revenus issus de la production du bois, ainsi que le manque à gagner à court terme par la préservation de plus de bois mort en forêt.

Le bois mort a longtemps été perçu comme un **vecteur de « maladies »**. Son élimination devrait permettre d'éviter de les propager aux arbres sains... En réalité, le bois mort abrite des insectes saproxyliques qui ne colonisent que des arbres dépérissants ou morts, ce sont plutôt les ravageurs primaires qui s'attaquent aux arbres vivants. Dans un écosystème sain, les populations de pathogènes sont en outre généralement maintenues sous contrôle par les prédateurs et le système de défense des arbres. De plus, la disponibilité d'habitats adéquats pour les prédateurs est susceptible de garantir que tout ravageur affectant les arbres sains a plus de chances d'être rapidement contrôlé, car les prédateurs disposent d'habitats adéquats.

Parfois, on l'accuse également de faciliter la **propagation des incendies**, une préoccupation de plus en plus importante dans un contexte de réchauffement climatique et de sécheresses à répétition. En réalité, le bois mort au sol stocke de grandes quantités d'eau pendant son processus de décomposition (Blonska et al., 2018), ce qui le rend difficilement inflammable.



Une campagne du Service Public de Wallonie très décrite © SPW

N'étant pas un péril pour les bois vivants, les bois morts sont-ils un **danger pour les humains** ? Les risques de chutes d'arbres morts sont bien sûr potentiellement plus importants que pour les arbres vivants. Toutefois le risque lié à la chute d'arbres ou de branches reste extrêmement faible (Granet et al., 2009). Le premier facteur de risque est surtout constitué par les intempéries météorologiques et notamment par les vents violents. Il nous semble censé de compter sur le bon sens de chacun.e. Néanmoins, une information et ne signalisation minimale des risques envers les usagers suffit largement à éviter les risques d'accident. Pour compléter ce dispositif, l'Allemagne a modifié sa législation afin de retirer aux propriétaires forestiers la responsabilité des accidents, de sorte que les visiteurs s'aventurent dans les vieilles forêts à leurs propres risques ; des changements similaires ailleurs pourraient apaiser les inquiétudes concernant la responsabilité juridique, les assurances potentielles et l'accès du public (WWF, 2004).

7. BOIS MORT ET GESTION DES FORÊTS : VERS UNE TRAME DE VIEUX BOIS ET BOIS MORTS EN WALLONIE

La création d'aires protégées dans les zones à forte valeur biologique est une des actions nécessaires pour assurer le maintien de la biodiversité.

Mais elle ne peut s'avérer efficace qu'à condition de prendre également certaines mesures complémentaires en dehors de celles-ci, notamment dans le but d'assurer une connectivité entre ces zones. L'idée d'une trame de vieux bois et de bois morts, à l'instar de ce qu'a mis en place l'ONF en France, est une piste intéressante pour la planification des enjeux liés au bois mort (voir page 52).

Un haut niveau de naturalité dans les forêts exploitées ordinaires constitue la seule possibilité de préserver une biodiversité élevée. Cette biodiversité est le moteur du fonctionnement des écosystèmes forestiers.

De nombreuses actions simples en pratique, dans la gestion forestière courante, peuvent être mises en place : laisser plus d'arbres sénescents, morts, dépérissants ou porteurs de micro-habitats, ainsi que certains rémanents de récolte (Nagel et al., 2013).

Plusieurs modèles de gestion sylvicoles, visant plus de résilience de l'écosystème, consistent également à intégrer ou à mimer des caractéristiques de vieilles forêts, que ce soit en termes de structure ou de composition, voire de régime de perturbation : il s'agit de rétablir une

composition en essences plus naturelle et permettre une régénération naturelle dans des trouées de tailles similaires à celles créées par les processus naturels. La restauration de certaines de ces caractéristiques permet d'offrir en outre un habitat aux espèces ayant évolué dans de telles conditions (Seymour et al., 2002).

COMBINER LES APPROCHES INTÉGRATIVE ET SÉGRÉGATIVE

Afin d'intégrer plus de bois mort et de micro-habitats dans les massifs forestiers, plusieurs stratégies peuvent être envisagées. L'approche intégrative est représentée par la rétention d'éléments structuraux (bois mort, micro-habitats...) lors des coupes totales ou partielles, ou par des allongements des rotations et des révolutions d'aménagements. L'augmentation du terme d'exploitabilité sur certaines parcelles représente la mesure phare des « îlots de vieillissement ». C'est une approche multifonctionnelle de la forêt à une échelle spatiale localement définie.

L'approche ségrégative consiste en la mise en réserve de zones variables ; la fonction écologique devient l'objectif principal de la zone considérée. La zone laissée en libre évolution peut rapidement reconstituer un stock de bois mort et développer des caractéristiques de vieille forêt. Elle s'intègre dans une multifonctionnalité de la forêt à une échelle plus large, à côté de zones dédiées à un autre usage exclusif comme la production par exemple.

Les deux approches sont nécessaires et doivent se combiner, car elles ont toutes deux des limites en termes d'efficacité, notamment en matière de conservation de la diversité biologique.

7.1. Plus de bois mort en forêt gérée : X 4 le volume actuel

De manière générale, l'augmentation du volume de bois mort, même si cet objectif seul n'est pas suffisant (voir page 40), doit être poursuivie. Le volume actuel de bois mort dans les forêts d'Europe et de Wallonie, forêts de conservation et de production confondues, est généralement très faible (voir tableau 8), environ 10 m³/ha. Selon différentes études, ce sont pourtant 20 à 50 m³/ha qui semblent être le strict minimum pour garantir la survie d'un certain nombre d'espèces saproxyliques (Lachat et al., 2013).

Dans les forêts de basse altitude, Müller & Bütler (2010) montrent que des pics d'espèces saproxyliques sont atteints dans des proportions de bois mort entre 30 à 50 m³/ha. Pour Vallauri et al. (2003), il faudrait viser 40 m³/ha. Les espèces les plus exigeantes ont même besoin de plus de 100 à 125 m³/ha (Silva et al., 2021).

Humphry et al. (2005) estiment qu'en dessous de 20 m³/ha, l'insuffisance de bois mort peut devenir problématique pour les espèces saprophiles. Ils proposent dès lors **une valeur indicatrice de minimum 40 m³/ha** et précisent la répartition entre bois mort sur pied et bois mort au sol :

- bois mort sur pied : 20-40 m³/ha (> 20 cm diamètre à hauteur d'homme), entre 3 et 10 arbres par ha
- bois mort au sol : 20-40 m³/ha (> 20 cm diamètre à hauteur d'homme), entre 3 et 10 arbres par ha

D'après Bütler (2006), cet objectif de 20 à 40 m³ de bois mort par hectare permettrait de sauvegarder la plupart des espèces **sans pour autant nuire gravement à la fonction économique**.

Des **mesures peu coûteuses pour des résultats rapides** pourraient être prises pour augmenter la disponibi-

*Les forêts wallonnes contiennent environ 10 m³ de bois mort par hectare.
Il en faudrait au minimum 4 fois plus pour assurer la survie des
communautés d'espèces saproxyliques.*

té en bois mort des forêts : ne pas exploiter les arbres morts, malformés ou abîmés, laisser sur le sol les chablis avec tronc et couronne intacts, dans les taillis, gaulis et perchis, la conservation des petits bois secs assurerait une disponibilité spatiale de bois mort non seulement dans les parcelles âgées, mais aussi dans les plus jeunes, enfin laisser sur place les résidus d'exploitation, par exemple laisser les houppiers non exploités

avec le tronc coupé à la première grosse branche, seule la partie à plus forte valeur commerciale étant enlevée. Cette dernière option peut néanmoins s'avérer moins évidente dans le contexte actuel où les besoins en bois énergie augmentent et que l'exploitation des houppiers en bois de chauffage est une des possibilités laissées aux habitants locaux pour s'approvisionner (voir page 69).



© Peggy Schillemans

Tableau 11 : Synthèse des seuils en bois mort nécessaires pour différents groupes biologiques en forêt de plaine européenne. Valeurs seuils de bois morts définis dans différentes études sur l'occurrence ou le nombre d'espèces en relation avec le volume de bois mort (d'après Müller & Bütler 2010, seules les études portant sur les forêts continentales de plaines ont été reprises ici) - DBH : diamètre à hauteur de poitrine d'homme ; BMS : bois mort au sol ; BMT : bois mort total.

Pays	Valeurs seuils	Espèces cibles	Variable dépendante	Type de forêt	Année	Référence
Allemagne	Minimum: 5-10 m ³ /ha Optimal: 10-20 m ³ /ha	Espèces cavernicoles et saproxyliques	Nombre d'espèces	Forêt tempérée dé-cidue	1991	Ammer 1991
Allemagne	Minimum: 5-10 m ³ /ha (> 20 cm DBH) Optimal: 20-60 m ³ /ha	Oiseaux forestiers	Nombre d'espèces	Boisements d'épicéas	1991	Utschick 1991
Allemagne	> 10 M ³ /ha (>20 cm DBH)	Saproxyliques	-	Hêtraies	1997	Erdmann & Wilke 1997
Allemagne	40 m ³ /ha	Coléoptères saproxyliques	Nombre d'espèces	Chênaies	1998	Haase et al 1998
Allemagne	11-30 m ³ /ha	Pics	Occurrence	Pessières	2004	Pechacek & D'Oleire-Oltmanns 2004
Allemagne	30-50 m ³ /ha	Pics, coléoptères saproxyliques, polypores	Nombre d'individus	Hêtraies	2005	Winter et al. 2005; Flade et al. 2004
Allemagne	70 m ³ /ha	Coléoptères saproxyliques en danger	Nombre d'espèces	Hêtraies	2005	Möller (unpublished data)
Allemagne	30 m ³ /ha	Insectes forestiers		Forêts	2005	Losser et al. 2005
Allemagne	57 m ³ /ha	Serpents	Densité	Hêtraies	2005	Müller et al. 2005
Allemagne	38-58 m ³ /ha	Coléoptères saproxyliques	Nombre d'espèces	Hêtraies	2005	Müller 2005
Allemagne	98 – 140 m ³ /ha	Coléoptères saproxyliques	Densité	Hêtraies	2005	Müller 2005
Allemagne	61 m ³ /ha	Champignons lignicoles	Densité	Hêtraies	2006	Müller et al. 2007
Allemagne	29 m ³ /ha	Coléoptères saproxyliques (liste rouge)	Nombre d'espèces	Hêtraies	2006	Müller & Bussler 2008
Europe	8-17 m ³ /ha BMS 36 m ³ /ha BMT	Pic	Présence	Forêts feuillues hémiboréales	2008	Roberge et al. 2008
Allemagne	74 m ³ /ha	Pic	Présence	Pessières	2008	Kratzer 2008
Europe	>20 m ³ /ha BMS 30 m ³ /ha BMT	Clausilidae	Densité	Hêtraies	2009	Kappes et al. 2009

VIEILLES FORÊTS : TYPOLOGIE ET NOMENCLATURE

Le vocabulaire employé pour tenter de distinguer différents types de forêts en fonction de leur degré de naturalité est vaste, multiple et complexe.

Les forêts « vierges » ou « primaires », proches d'un état « primordial » du point de vue des processus et/ou de leur structure, désignent généralement les forêts où l'influence de l'homme passe ou présente est imperceptible ; elles sont virtuellement inexistantes ou très rares, en Europe comme partout dans le monde. En Europe, la forêt de Białowieża bénéficie souvent de cette appellation qui fait en réalité référence au fait qu'elle est « la forêt de plaine la plus proche de l'état primaire » qui reste en Europe.



On utilise aussi de plus en plus les termes de « vieilles forêts » (Nagel et al., 2013) qui font écho aux termes de « old growth forest » employés dans les communications en anglais. La définition des limites du concept de « vieilles forêts » reste cependant complexe et ambiguë, mais s'appuie le plus souvent sur les processus naturels ou les caractéristiques structurelles associés aux stades ultimes de développement des peuplements. Les « vieilles forêts » sont censées s'être développées sous l'influence principale de processus naturels, avec peu, pas ou le moins possible de perturbation anthropique directe, elles offrent des opportunités uniques d'étudier une variété de

processus naturels, tels que les régimes de perturbations, la dynamique forestière, la démographie des arbres et le cycle du carbone (Foster et al., 1996). De plus, les vieilles forêts permettent d'étudier des caractéristiques structurelles telles que la quantité et la qualité du bois mort, l'hétérogénéité horizontale et verticale, ainsi que les micro-habitats associés aux arbres sénescents. Enfin, ces écosystèmes accueillant des assemblages uniques d'organismes, ils servent de référence à de nombreuses études écologiques.

On utilise également régulièrement les termes de forêts « très naturelles » ou « sub-naturelles », ce qui révèle l'identification de certaines caractéristiques des « vieilles forêts » malgré la présence d'une influence anthropique plus ou moins forte. D'un contexte sociogéographique à l'autre, le degré de naturalité pourra être diversement apprécié.

Ces termes ne doivent pas être confondus avec le concept de « forêt ancienne » défini en Wallonie comme les forêts dont les sols n'ont pas connu de transformation majeure depuis le 18^e siècle. Les forêts anciennes ont fait l'objet d'une cartographie exhaustive en Wallonie (Jacquemin et al., 2014 ; Kervyn et al., 2014).

Critères basés sur les processus naturels : forêts apparues dans un contexte de perturbations naturelles et s'étant développées sans quasiment aucune intervention humaine. Bien sûr, à l'instar de toutes les forêts, les vieilles forêts sont sujettes aux impacts humains indirects tels que le changement climatique, la pollution atmosphérique et l'altération de la densité de population des ongulés. Toutefois, selon cette définition, les peuplements en cours de rétablissement après des perturbations naturelles sont toujours considérés comme faisant partie d'un écosystème primordial, car ils sont le résultat de processus naturels, sans que leur développement ne soit guidé par l'intervention humaine (par le biais de coupes d'éclaircie, par exemple). La spontanéité des processus est un critère important de naturalité, mais qui s'apprécie bien sûr diversement en fonction du contexte écologique : forêt ancienne perturbée ou recolonisation de friche agricole ou de terrils...

Critères basés sur la structure : forêts parvenues à un stade de développement avancé, caractérisées par la présence de vieux arbres approchant leur longévité maximale, de grandes quantités de bois mort, sur pied et au sol, et une structure de peuplement hétérogène tant au niveau horizontal que vertical.

7.2. Créer une trame de bois morts en Wallonie

Pour assurer la survie des espèces saproxyliques, il est essentiel de garantir le maillage des différentes sources en bois mort, tant dans les espaces de conservation que dans les forêts gérées. Les pratiques de gestion du bois mort doivent être organisées à grande échelle ; c'est particulièrement à grande échelle spatiale (4 km²) et moyenne (1 km²) que le bois mort est un facteur d'assurance de la richesse et la diversité des espèces saproxyliques (Okland et al., 1996).

La configuration requise par un réseau fonctionnel d'habitats dépend fortement des stratégies de vie des espèces : les colonisateurs rapides nécessitent un approvisionnement continu en habitat (souvent de durée éphémère) sur de grandes superficies ; les colonisateurs lents sont souvent tributaires de la conservation et de l'agrandissement des vestiges d'îlots d'habitats (Vanderkerkhove et al. 2013). On va donc rechercher une dynamique et un réseau qui favorisent la création de toutes les formes de bois mort, une disponibilité relativement constante des volumes de bois mort dans le temps ainsi qu'une représentativité de tous les stades de décomposition.

L'idéal serait donc un réseau d'habitats avec des peuplements forestiers de grande et de petite taille offrant des quantités élevées de bois mort et de multiples arbres-habitat, intégrés dans des forêts gérées de façon durable et avec présence de bois mort (Lachat et al. 2019). Cette trame devra être composée : de réserves intégrales, d'îlots de sénescence, d'arbres morts et d'arbres-habitats.

L'ONF a mis en place le principe de **Trame des vieux bois** dans les forêts domaniales françaises en 2009 (ONF, 2009). Ces éléments varient en termes de surface et de pérennité (Percel, 2019). Cette trame est donc dé-

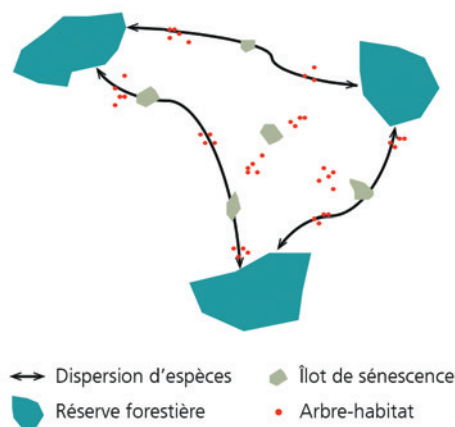


Figure 9 : Représentation schématique d'un réseau fonctionnel d'éléments clés des vieilles forêts : les réserves intégrales de grande taille (> 10 ha) sont connectées entre elles par des îlots de sénescence (entre 1 et 5 ha) et par des arbres-habitats, individuels ou en bouquets. Les zones présentant une plus grande densité d'arbres-habitat peuvent former des « corridors », mais la plupart des espèces cibles peuvent également traverser une « matrice » de bonne qualité. (Lachat et Bütler, 2007).

finie à trois échelles spatiales imbriquées : 1) échelle du massif (composé de centaines d'hectares, avec des forêts d'intérêt patrimonial qui ont vocation à être laissées en libre évolution), peuplement forestier (espace de quelques hectares, avec des réseaux d'îlots de sénescence et des îlots de vieillissement), et ponctuellement dans le peuplement (avec les arbres d'intérêt biologique). Les espèces à ressources et à dispersion limitées sont donc ainsi capables de se disséminer et de

s'établir temporairement aussi dans les peuplements exploités à partir de ces zones protégées, à condition qu'elles soient réparties de manière régulière sur l'ensemble de la zone forestière (Lassauce et al., 2011).

S'inspirer de la présence des forêts anciennes et de leur cartographie pour construire une trame de vieux bois cohérente à l'échelle de leur territoire permet de gagner beaucoup de temps (voir page 52).

7.2.1. Des réserves intégrales en forêt

La désignation d'aires protégées est un élément essentiel de toute stratégie de conservation de la nature. Les aires protégées permettent de préserver un site sur le long terme, d'optimiser la conservation des espèces typiques ou d'un habitat, de poser des conditions à d'autres objectifs qui y seraient éventuellement visés, et de servir de « zones cœur » à partir desquelles les espèces peuvent se disperser au travers d'un réseau écologique de « corridors » ou des « pas japonais » (« step stones »). La mise en réserve de vieilles forêts assure la préservation des vieux peuplements existants, et la désignation d'aires complémentaires sur d'autres types de forêts permet le développement des futurs vieux peuplements (Nagel et al., 2013).

La plupart du temps, les aires protégées en forêt, s'inscrivent dans un régime « intégral », à savoir un objectif de libre évolution du milieu, immédiat ou différé dans le temps après des actes de restauration, qui dans ce cas peuvent être par exemple une restauration des conditions hydriques du sol (bouchage de drains...) ou l'enlèvement d'espèces exotiques (envahissantes ou non), voire localement une accélération de la mort de certains arbres (annelage, création de trouée,...) pour dynamiser ponctuellement un processus. Il est intéressant de noter que les stocks de bois morts sont recons-

titués assez rapidement lorsqu'il y a abandon complet de la gestion forestière (Bouget et al., 2014 ; Paillet et al., 2015).

Dans certains cas, des aires protégées en forêt peuvent néanmoins être « dirigées », et viser par exemple la conservation d'un faciès forestier issu de pratiques sylvicoles particulières favorables à certaines espèces (taillis, chênaie claire...), voire dans le but de préserver, dans une optique « patrimoniale » plus qu'écologique, des faciès sylvicoles historiques (taillis, hêtraie cathédrale...). Ces faciès caractéristiques nécessitent des interventions sylvicoles pour être conservés à moyen ou long terme. Certaines forêts bénéficient par ailleurs parfois d'un statut de « site classé » au titre du Code du Patrimoine, soit en tant que tel, soit par la présence en forêt de témoins historiques ou archéologiques.

La désignation des zones de protection stricte en forêt peut s'établir sur des indicateurs ou des critères de choix multiples : éléments structuraux, présence d'espèces emblématiques, intégrité et naturalité de

l'écosystème et de ses composantes (communautés, sol...), etc. D'autres critères peuvent également concourir à une désignation pertinente : sa situation dans un contexte écologique donné, l'originalité du milieu, la rareté de l'habitat à protéger à l'échelle de la Wallonie ou au-delà, la contribution aux objectifs de conservation européens, les faibles enjeux économiques à abandonner, etc.

La taille minimale effective des réserves naturelles en forêt est également un élément important, et qui fait par ailleurs débat (Forêt & Naturalité, 2016). Différents seuils ont été établis. Les seuils définis sur base de la possibilité que la plupart des processus naturels puissent s'opérer dans un espace suffisant sont la plupart du temps impraticables en Europe de l'Ouest où les implantations humaines et la nécessité de ressources oblitèrent définitivement cette possibilité. D'autres seuils prennent plutôt comme référence l'espace vital minimal de certains organismes situés au sommet de pyramides alimentaires (des grands carnivores par exemple). La plupart de ces seuils restent néanmoins

LES STATUTS DE PROTECTION DES FORÊTS EN WALLONIE

En Wallonie, il existe différents statuts servant à la protection des forêts, chacun ayant ses propres particularités. Dans la Loi sur la Conservation de la Nature, le statut de « réserve naturelle » permet un régime fort qui garantit la poursuite prioritaire des objectifs en faveur de la nature. À ses côtés, la Loi propose aussi le statut de « réserve forestière », moins strict et ayant donné naissance à de nombreuses interprétations et à des situations de terrain diverses. À l'avenir, l'intégration des réserves forestières dans les réserves naturelles serait souhaitable. Certaines zones Natura 2000 peuvent également être considérées comme des statuts de protection forts. Les unités de gestion « Forêts prioritaires » (UG 6) et « Forêts prioritaires alluviales » (UG 07) offrent des garanties de préservation fortes ; l'unité de gestion « Forêts indigènes de grand intérêt biologique » (UG 8) étant déjà beaucoup moins contraignante. Enfin, la « réserve intégrale », au sens de l'article 71 du Code forestier wallon, est également un outil de protection intéressant. Même s'il n'est pas exempt de critiques (voir Forêt & Naturalité, 2016), il a permis la désignation de 3% : actuellement 5,4% (DNF, comm. pers.) de forêt en libre évolution pour toutes les propriétés publiques de plus de 100 ha.



© Forêt & Naturalité

difficilement applicables dans nos contextes socio-géographiques. On se contentera dès lors de chercher à établir les plus vastes ensembles possibles d'un seul tenant.

En Wallonie, Forêt & Naturalité estime que la désignation d'une grande réserve intégrale de 5.000 ha est possible (Forêt & Naturalité, 2016). L'ambition récente de l'Association Francis Hallé pour la Forêt primaire de recréer une forêt primaire en Europe de l'Ouest vise un ensemble de 70.000 ha. Si le projet devait s'établir en Ardenne française, la Wallonie pourrait proposer d'adjoindre quelques milliers d'hectares sur son territoire de chaque côté de la pointe de Givet.

Nous préconisons 30.000 ha de réserve intégrale en Wallonie dont au moins une grande réserve intégrale de 5.000 ha d'un seul tenant.

L'ancienneté des forêts est également un critère important dans la désignation des aires protégées. Les forêts anciennes n'ont pas connu de transformation majeure depuis le XVIII^e siècle, et leur potentiel de conservation de la biodiversité typiquement forestière est donc le plus grand. Les forêts anciennes ont fait l'objet d'une cartographie exhaustive en Wallonie (Jacquemin et al., 2014 ; Kervyn et al., 2014). Au sein de ces forêts anciennes, on identifiera en premier lieu les peuplements les plus âgés et ceux à la naturalité la plus élevée.

La superficie totale des aires protégées bénéficiant d'un statut de protection fort dépasse légèrement 1% de la surface de la Wallonie. Les ambitions de l'Europe affichées dans la Stratégie Biodiversité à l'horizon 2030 visent à atteindre 30% d'aires protégées, dont un tiers strictement. Cette stratégie indique en outre que les états doivent protéger la totalité de leur « *old growth*

forests », mais une définition précise de ce concept est encore attendue.

Quoi qu'il en soit, une augmentation globale des surfaces d'aires protégées en Région wallonne est attendue dans les prochaines années. D'ambitueuses politiques annoncées par le Gouvernement et soutenues en partie par le Plan de Relance de la Wallonie, sur fonds propres et sur fonds européens, sont en cours pour y parvenir. La protection des forêts a un rôle essentiel à jouer pour parvenir à rattraper le retard de la région en la matière. De nombreuses forêts en Wallonie sont en effet situées dans des contextes écologiques dits « marginaux » (sols improductifs, difficiles d'accès...) dont

le potentiel de production est donc *a priori* plus faible. Certaines de ces forêts ont en tous cas été préservées de fortes pressions et ont pu de la sorte conserver des caractéristiques plus naturelles, en ce compris une plus grande quantité de bois mort.

La protection des forêts anciennes subnaturelles revêt également des intérêts stratégiques et moraux importants. Comme elles n'ont pas été trop modifiées par des pratiques de gestion, ces forêts offrent une unique opportunité d'étudier l'influence des changements environnementaux, en particulier les changements climatiques et la pollution atmosphérique, ainsi que les effets à long terme des récoltes sur la productivité en forêt gérée, le cycle du carbone et la biodiversité. Ces forêts proches de l'état naturel servent en effet de laboratoires vivants aux études écologiques et fonctionnelles. En plus de fournir des conditions de référence et de servir de témoins pour la gestion forestière, les



L'ÉVOLUTION DU BOIS MORT DANS UNE FORÊT EXPLOITÉE À PRÉSENT INTÉGRALEMENT PROTÉGÉE

Depuis 2001, le Canton de Vaud en Suisse a instauré des réserves naturelles en forêt pour favoriser le maintien et le développement de boisements riches en bois mort et des espèces associées. Dans ces réserves, les quantités de bois mort augmentent en partant d'une forêt exploitée vers une future forêt à caractère plus naturel. On constate que le volume de bois mort dans les réserves naturelles progresse lentement. On peut certes voir quelques différences entre les volumes de bois mort et l'évolution de ceux-ci dans les réserves et au sein des forêts témoins, mais une vingtaine d'années ne suffisent pas pour permettre aux forêts, souvent intensivement exploitées par le passé, de retrouver un caractère de forêts plus naturelles. Les réserves forestières naturelles de Montricher ne se situent qu'au début de la trajectoire d'évolution entre une forêt exploitée et une forêt naturelle. Ce constat se confirme en analysant l'évolution des stades de décomposition du bois mort et le volume moyen de bois mort à l'hectare, la cible de 30-40 m³/ha dans les forêts mixtes de montagne est tout juste atteinte dans les réserves, alors que les zones témoins se situent encore en dessous. Pour les espèces très exigeantes en termes de quantité de bois mort (120 m³/ha et plus), les réserves forestières sont indispensables pour leur développement dans des conditions qui se rapprochent des quantités similaires aux forêts primaires. (Silva et al., 2021)



Arbre-habitat présentant une grande cavité © Forêt & Naturalité

études sur les « vieilles forêts » et les aires protégées en « forêt secondaire » peuvent également permettre d'obtenir d'autres informations importantes sur la gestion et la résilience des forêts (Foster et al., 1996).

Pour toutes ces raisons, nous préconisons que soit rapidement mis sous statut de réserve naturelle intégrale au moins 30.000 ha de forêt subnaturelle en Wallonie, dont au moins une grande réserve intégrale de 5.000 ha d'un seul tenant (Forêt & Naturalité, 2016).

7.2.2. Plus d'arbres d'intérêt biologique : X 10 le nombre actuel

Les arbres-habitats fournissent des micro-habitats à de nombreuses espèces liées à la forêt ; la plupart des espèces dépendantes des attributs de maturité (cavités naturelles, très gros arbres, bois morts, micro-habitats) sont actuellement menacées. La conservation des arbres-habitats est donc l'une des principales mesures permettant d'intégrer les objectifs de conservation de la nature dans les forêts gérées pour la production de bois (Larrieu et al., 2018).

Actuellement en Wallonie, le Code forestier, pour les forêts publiques, et la Loi sur la Conservation de la nature, en zone Natura 2000, imposent le maintien d'arbres morts et d'arbres d'intérêt biologique à concurrence de deux arbres morts par hectare et d'un arbre d'intérêt biologique (arbre de dimensions exceptionnelles ou arbre à cavité) par deux hectares (Branquart, 2010) (voir encadré page 38). Ces nombres sont largement insuffisants. À titre d'exemple, l'Office Fédéral de l'Environnement en Suisse (OFEV) préconise de désigner de trois à cinq arbres d'intérêt biologique par hectare en forêt pour assurer la relève en bois mort (Imesch et al., 2015).

Dès aujourd'hui, **le maintien de tous les bois morts sur pied et de toutes les chandelles** est une manière

simple et efficace d'augmenter le volume de bois mort dans nos forêts, de conserver les micro-habitats existants et d'assurer la disponibilité en bois décomposé pendant plusieurs années, voire des décennies, ce qui renforcerait la résilience de nos forêts. Ceci, au minimum, pour les essences non économiquement valorisables.

La plupart des arbres-habitats, du fait de leurs défauts multiples, souvent sur la tige principale, présentent en réalité une faible valeur économique, ce qui contribue à justifier leur conservation. L'expérience montre d'ailleurs que les gestionnaires sélectionnent systématiquement des arbres-habitats ayant une faible valeur économique, mais la valeur en termes de qualité d'habitats des arbres sélectionnés est en réalité très variable. La sélection d'arbres-habitats optimaux ne va pas de soi (Cosyns et al., 2018) et demande une formation spécifique pour ne pas finalement conserver des arbres à faible plus-value écologique.

Les feuillus sont plus susceptibles de former des cavités naturelles que les conifères.

Ainsi, la conservation d'arbres-habitats à plus forte valeur économique doit également être encouragée, il en va notamment ainsi de certains arbres aux dimensions exceptionnelles, particulièrement riches en micro-habitats et en types de bois morts différents. La conservation de ces arbres, pour leur qualité d'habitat particulière, devrait primer sur les objectifs de production. De même, il est crucial de s'assurer que chaque essence soit représentée parmi les arbres conservés. Le gestionnaire forestier devra donc, dans ces cas, établir un compromis entre les avantages économiques et environnementaux.

La conservation de peuplements laissés en libre évolution est la plus pertinente pour le maintien de manière définitive de la dynamique de populations d'un grand nombre de groupes biologiques liés au bois mort en forêt.

Dès aujourd'hui également, une attention particulière doit être apportée aux **arbres morts du futur**. Pour ce faire, il faut assurer le maintien de gros arbres dépérissants, dont la mortalité est appréhendée à court ou moyen terme, et qui assureront le rôle de successeurs aux arbres d'intérêt biologique identifiés en assurant le

recrutement rapide et continu de bois mort. Ces arbres devraient dès maintenant être identifiés afin de garantir leur conservation lors des différents cycles d'exploitation.

Les cavités à terreau mettent souvent plusieurs dizaines d'années à se former, et ceci dans des arbres déjà très âgés. Assurer la continuité de la disponibilité en cavités à terreau est un travail de longue haleine et doit commencer aujourd'hui pour sauvegarder demain des espèces essentielles au recyclage de la matière morte en nutriments pour les sols et les forêts futures.

7.2.3. Créer des îlots de sénescence

Le principe d'un îlot de sénescence est de regrouper dans une zone de taille petite à moyenne (de 1 à 5 ha) des arbres morts laissés sur pied, de gros arbres dépérissants, et des arbres-habitats.

Ces différents îlots de sénescence, judicieusement dispersés dans la matrice forestière, viennent compléter le réseau de réserves intégrales de plus grande taille, avec pour but de rendre possible la dispersion et le déplacement des espèces saproxyliques entre les zones noyaux de réserves intégrales. Le fait de concentrer ces arbres dans une zone spatialement délimitée offre également l'avantage de faciliter le travail des gestionnaires et exploitants.

Dans les îlots de sénescence, le maintien des arbres jusqu'à la fin de leur vie est nécessaire pour être effi-



UNE BIODIVERSITÉ PROPRE À CHAQUE ESSENCE

Chaque essence possède sa propre biodiversité saproxylique. Les cortèges d'espèces sont très différents entre essences feuillues et résineuses. Les espèces saproxyliques colonisatrices pionnières sont souvent spécialisées dans une essence ou un seul groupe botanique (Lachat et al., 2019). Par contre, pour les feuillus, les différences de spécificité en termes d'essence hôte diminuent avec le temps et les stades de décomposition du bois, en raison de la convergence des caractéristiques physiques et chimiques des bois. Cette différence se maintient, elle, quelle que soit l'avancée de la décomposition du bois, pour les différentes communautés liées aux feuillus ou au résineux (Stockland et al., 2012)



© Peggy Schillemans

cace en termes de protection des espèces particulièrement exigeantes.

En effet, théoriquement, retarder le terme d'exploitabilité des arbres permet d'avoir une disponibilité en gros bois plus importante (Percel, 2019). Bouget et al. (2014) proposent ainsi de retarder le terme d'exploitabilité de 50 ans. Toutefois, même si la diversité et le nombre de micro-habitats augmentent avec le diamètre des arbres, seul un vieillissement supérieur à 100 ans permet d'augmenter significativement la disponibilité locale en micro-habitats (Paillet et al., 2015 ; Percel, 2019).

En outre, chaque intervention de gestion affecte négativement l'habitat, il est donc judicieux de les réduire au maximum.

Par ailleurs, le rôle de rétention de structures temporaires, tel que les îlots de vieillissement, pose des questions quant à leur pertinence en matière de conservation de la biodiversité à long terme ; en effet, ils pourraient en réalité constituer des « pièges écologiques » pour certaines espèces. Les structures de rétention permanente, tel que les îlots de sénescence, sont donc à privilégier.

DE LA NÉCESSITÉ D'UN RÉSEAU FONCTIONNEL DE BOIS MORT POUR LA CONSERVATION DES PICS EN EUROPE

Les pics sont fréquemment utilisés comme indicateurs de la biodiversité forestière. En effet, les exigences des espèces de pics en termes d'habitat sont très diverses. Le pic épeiche (*Dendrocopos major*) et le pic noir (*Dryocopus martius*) ont des besoins moins stricts que d'autres : ils peuvent se nourrir sur les arbres vivants de taille moyenne et n'ont besoin pour survivre que de quelques arbres adaptés à la nidification situés dans leur territoire. D'autres, tels que le pic mar (*Leiopicus medius*), sont plus sélectifs : pour se nourrir, ils ont besoin de gros arbres de feuillus aux branches couvertes de mousse (Pasinelli, 2007). Enfin, le pic tridactyle (*Picoides tridactylus*) et le pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) sont très sélectifs au niveau de leur habitat et ont besoin, pour se nourrir et se reproduire, de grandes densités d'arbres morts sur pied, soit respectivement au moins 30 m³/ha et plus de 50 m³/ha (Angelstam et al., 2003 ; Bütler et al., 2004 ; Müller & Bütler, 2010). Il est évident que quelques arbres réservés par hectare peuvent constituer un réseau fonctionnel suffisant pour la première espèce citée, mais le pic mar aura également besoin d'une quantité suffisante de vieux peuplements et d'une grande densité de vieux arbres réservés dans la matrice (Pasinelli, 2007 ; Müller et al., 2009). C'est ce que l'on constate clairement dans des régions telles que la Belgique et les Pays-Bas, où le pic épeiche et le pic noir ont rapidement réagi à l'amélioration des conditions d'habitat, alors que le pic mar a eu besoin de bien plus de temps pour réagir, mais procède désormais également à une recolonisation réussie de nouveaux habitats adaptés (Vandekerckhove et al., 2011). Les pics à dos blanc et les pics tridactyles ont besoin de plusieurs peuplements de vieille forêt, d'au moins 20 à 100 ha, leur servant de territoire de reproduction fonctionnel. C'est pour cette raison qu'ils sont principalement confinés dans des zones de conservation. Toutefois, les arbres réservés et les habitats clés des forêts gérées peuvent représenter les tremplins nécessaires entre les réserves pour créer un réseau fonctionnel régional de grande envergure permettant d'assurer une métapopulation viable de ces espèces. (Vandekerckhove et al., 2013)



Le rôle du bois mort en rivière, méconnu mais essentiel © Peggy Schillemans

7.2.4 Le bois mort dans l'eau et dans les rivières

Le bois mort de rivière est un type de bois mort particulier et méconnu. Souvent perçu, lui aussi, comme une source de nuisances, ses bienfaits écologiques sont pourtant aujourd'hui largement démontrés. Mais les habitudes restent tenaces, et le « nettoyage » des berges et des rivières reste la pratique la plus courante.

Le bois mort fait littéralement revivre les cours d'eau. D'innombrables organismes en profitent : il sert d'abri aux mammifères, écrevisses et poissons, les mollusques, champignons, bactéries et insectes s'en servent comme support et s'en nourrissent. En tant qu'élément structurel, il forme un espace vital en soi, il permet d'améliorer les habitats aquatiques et diversifie les herbiers. Il contribue à augmenter positivement la biomasse et la biodiversité spécifique des poissons (Le Lay & Piégay, 2007, Mouchet et al., 2007).

En tant que « moteur de la dynamique fluviale », il aménage, par déviation des eaux courantes, le lit du cours d'eau et crée ainsi une mosaïque d'espaces vitaux différents. Au moment de la décomposition du bois, des substances nutritives sont libérées. Les accumulations de bois mort changent automatiquement avec le temps et apportent ainsi, en combinaison avec les crues, une dynamique supplémentaire.

De nos jours, nos cours d'eau souffrent en général d'un manque de structures. Le bois mort peut empêcher ce déficit de façon relativement simple et rapide. La suppression de la ripisylve, combinée avec le nettoyage complet du cours d'eau, qui reste la coutume dominante, a des conséquences à la fois sur la biodiversité, mais également sur la dynamique de la rivière, l'approvisionnement en eau de la végétation arborée, et sur l'impact des inondations.

En effet, le bois mort dans les cours d'eau permet de prévenir l'érosion des berges et protéger les peuplements d'arbres, en réduisant l'énergie du cours d'eau lors des débits élevés (Burrows, 2012). Il participe, selon les cas, à la stabilité des berges et à la migration latérale des cours d'eau (Moulin, 2005) et permet de stocker des sédiments dans les torrents.

Un des principaux atouts du bois mort est de favoriser la diversification des formes de la rivière. Les bois morts en rivière, également appelés embâcles, provoquent des ralentissements des écoulements et une élévation de la ligne

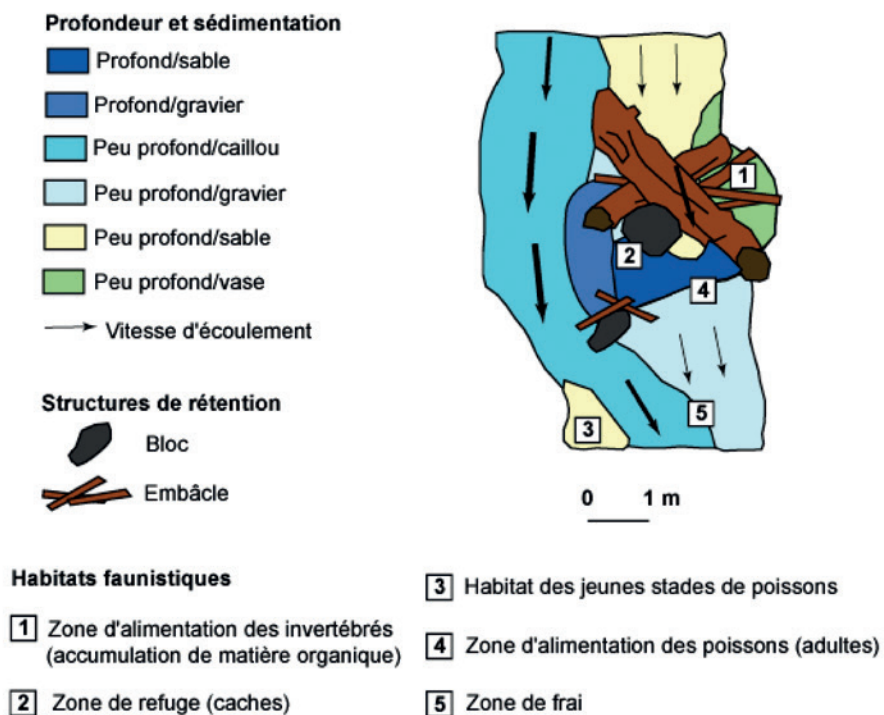


Figure 10 : Le bois, facteur de diversification physique et biologique de la rivière (Le Lay & Piégay, 2007).

MOUILLES, RADIERS ET BANCs

Les mouilles formées par des structures ligneuses fournissent un habitat clé pour de nombreuses espèces. 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. Les bancs sont le résultat de l'accumulation et du dépôt de sédiments lors des hautes eaux, aux endroits où le courant est le plus faible, et qui finissent par rester émergés aux basses eaux ; la banquette alluviale est l'endroit où se développent les aulnaies ou aulnaies-frênaies qui sont des habitats rares et prioritaires.

d'eau en amont. Les bois morts modifient les champs de vitesse dans les sections d'eau où ils se trouvent. Par exemple, si le lit mineur du cours d'eau n'est pas totalement obstrué, l'embâcle concentre l'écoulement, ce qui suscite une accélération de ce dernier à l'endroit de l'obstacle (Le Lay & Piégay, 2007). Des modifications de flux peuvent également être observées. Les bois morts en rivières modifient donc localement l'hydraulique de l'écoulement, et donc les caractéristiques spatiales des phénomènes d'érosion et de dépôt qui conduisent à la formation de moulles, de radiers et de bancs.

Le bois en rivière fonctionne comme une structure de rétention (voir figure 10) face aux éléments, aux ma-

tériaux organiques tels que les feuilles ou les brindilles, ou tout autre corps flottant. Étant donné que la majorité des apports en matière organique dans un cours d'eau se produit en automne lors de la chute des feuilles et des pluies plus abondantes, la capacité de rétention liée aux structures ligneuses est primordiale en fournissant des réservoirs de nourriture et une source de carbone disponible toute l'année. Le temps de résidence des matières organiques liées au piégeage des bois est plus long que celui lié aux autres substrats non minéraux et peut par exemple s'affiner dans les têtes de bassin plutôt que d'être transportée sous forme de particules grossières. La dégradation du bois se fait par décomposition microbienne, fragmentation par

des invertébrés, abrasion physique et transport vers l'aval. Elle est la source d'une multitude de niches écologiques.

La présence de bois mort dans les rivières, qu'il soit flottant ou immergé, influe sur la biomasse de macro-invertébrés benthiques (« qui vivent au fond des eaux ») et sur la composition spécifique de leur communauté. Les expériences ont montré que les invertébrés sont significativement plus abondants dans une zone où des bois flottants ont été ajoutés que dans celle où ils ont préalablement été supprimés (ONEMA, 2013 ; Gregory et al., 2003).

Il en va de même pour les poissons. Le bois mort fournit de la nourriture, des refuges en période de hautes eaux, une couverture protectrice contre les prédateurs, et plus généralement, il augmente la disponibilité et la diversité des structures d'habitats aquatiques aux différents stades de leur cycle de vie (voir figure 10). Les travaux de nettoyage du lit et des abords du cours d'eau ont un effet négatif sur les populations de poissons en réduisant le nombre d'abris.

Aujourd'hui, pour répondre à son élimination systématique pendant des décennies et pour réinstaurer une dynamique naturelle aux milieux aquatiques, la conservation et la réintroduction du bois mort de rivière est devenue une pratique courante dans les programmes de restauration d'habitats naturels dans de nombreux pays : Amérique du Nord, Allemagne, Autriche, Suède, Australie, Japon... Et ce même dans les chenaux anthropisés où il permet d'imiter partiellement des conditions naturelles.

En Wallonie, la reconquête des rivières par le castor (*Castor fiber*) ces dernières décennies a permis de largement contribuer à la provision de bois mort de rivière (Forêt & Naturalité, 2020).



Barrage de castor © Forêt & Naturalité

Bois mort de rivière

Le rôle clé joué par les arbres morts dans la rivière



www.ark.eu/rivierhout www.rws.nl/rivierhout
© Jeroen Helmer / ARK Nature



Ministerie van
Milieu en Natuur



7.3. La contribution de la sylviculture « proche de la nature »

On entend par « pratiques sylvicoles proches de la nature », les sylvicultures de type « ProSilva », « jardinée », « par arbre-objectif » ou « mélangée à couvert continu », etc.

Bien qu'il soit évident que les forêts naturelles généreront à plus ou moins brève échéance plus de bois mort que les peuplements gérés, même de manière irrégulière (Harvey & Brais, 2007), les premières données disponibles permettent de constater que, par rapport à la coupe à blanc, ces pratiques peuvent assurer la conservation des attributs de bois mort s'approchant de ce que l'on trouve dans des forêts naturelles (Deans et al., 2003).

Les arbres ont de multiples stratégies d'adaptation aux changements de l'environnement et l'amplitude génétique des populations est la base de cette adaptation. La conservation d'arbres de faible valeur commerciale joue donc également un rôle clé en augmentant la variabilité génétique de la population.

C'est le cas, du moins à court terme. Car à long terme, cet objectif ne peut être atteint que si la conservation du bois mort constitue un objectif spécifique du traitement sylvicole (Harvey & Brais, 2007). Le traitement appliqué dans ces types de sylviculture consiste en effet à récolter en priorité les arbres présentant des « défauts » pour « laisser la place » aux « arbres objectifs ». Les arbres présentant des défauts étant pourtant ceux dont la probabilité de mortalité est la plus forte et qui auraient finalement généré du bois mort ou des micro-habitats.

De plus, la durée des rotations ne laisse aucune possibilité aux arbres de croître au-delà de leur maturité commerciale, et moins encore de produire du bois mort de gros calibre.

Afin de pallier à ces faiblesses, une sélection positive des arbres-habitats pourrait avoir lieu lors des premières éclaircies pour s'assurer qu'il y aura, ultérieurement, suffisamment d'individus ayant un potentiel pour des micro-habitats. La densité d'arbres-objectifs à désigner pourrait également être diminuée (fixée à 40 arbres/ha au maximum dans le cas de l'exemple de la hêtraie de Bavière, voir encadré ci-contre) (Mergner et al., 2020) afin de laisser de l'espace pour le développement des arbres-habitats. Le retardement du terme d'exploitabilité, même s'il constitue une option, ne répond qu'imparfaitement aux objectifs de conservation

du bois mort de la faune saproxylique associée (voir page 57).

Il est important de rappeler que ces pratiques devraient, en tous les cas, continuer à s'inspirer de la dynamique des écosystèmes afin de maintenir les attributs des forêts naturelles importantes sur le plan de la biodiversité. Rappelons en effet que les arbres ont de multiples stratégies d'adaptation aux changements de l'environnement et l'amplitude génétique des populations est la base de cette adaptation. Outre son intérêt pour la biodiversité, la conservation d'arbres de faible valeur commerciale joue donc également un rôle clé dans ce contexte, en augmentant la variabilité génétique de la population (Mergner et al., 2020).

MISE EN PLACE D'UNE TRAME DE BOIS MORT DANS UNE HÊTRAIE DE BAVIÈRE

Une expérience est menée depuis 2005 sur un massif de 17.000 ha de hêtraie en Bavière (Allemagne), par l'entreprise forestière d'État Ebrach. Elle a adopté une gestion à double approche, à la fois intégrative et adaptative (voir page 48). Tout en générant environ un million d'euros de bénéfice annuel, ce type de gestion a pour objectif d'optimiser un large panel de services écosystémiques et d'accroître significativement la capacité d'accueil pour la biodiversité forestière, en particulier les espèces saproxyliques. La clé de voûte de cette approche est un réseau soigneusement réfléchi de zones de forêt en libre évolution permanente et de zones à impact minimal, interconnectées de manière à relier des habitats dispersés. Au total, 1.200 ha (représentant 7 % de la surface totale de la forêt concernée) ont été laissés à la libre évolution permanente, identifiés principalement sur la base d'une quantité de bois mort et d'arbres-habitats déjà supérieure à la moyenne. Ces zones servent à protéger la biodiversité en assurant la survie et la reproduction d'espèces sensibles et très menacées. Au total, en plus du bois mort conservé dans les peuplements exploités, six réserves intégrales (allant de 25 à 180 ha) et plus de 200 îlots de sénescence supplémentaires (souvent des reliques de petite taille, 0,2 à 20 ha, de peuplements très matures) ont été désignés comme zones sources pour la recolonisation par les espèces, ce à quoi il faut encore ajouter de très nombreux arbres-habitats (qui représentent à eux seuls une surface en libre évolution correspondant à 4,5 % de la forêt) (Mergner et al., 2020).

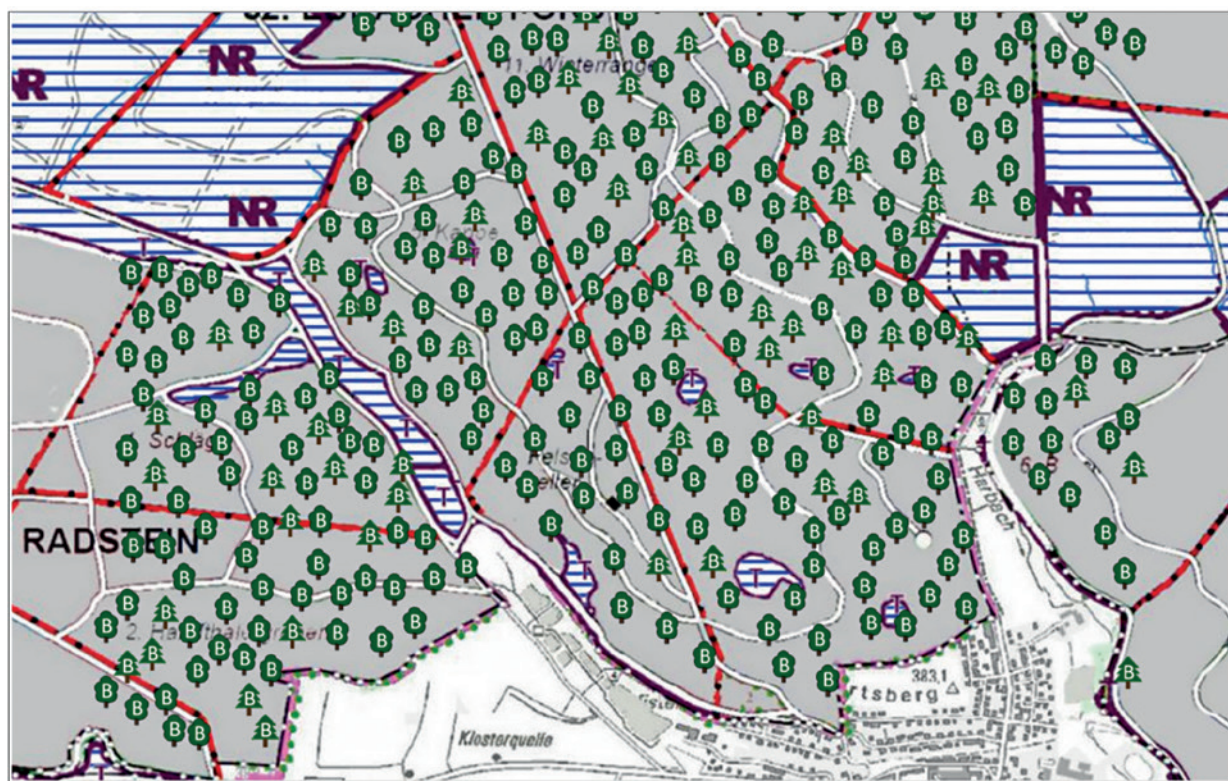


Figure 11 : Extrait de la carte de la forêt montrant la structuration spatiale du réseau de peuplements et d'arbres en libre évolution permanente (NR : réserves intégrales ; T : îlots de sénescence ; B : arbres-habitats (Mergner et al., 2020).

7.4. Former et sensibiliser les gestionnaires et les propriétaires

La sensibilisation et la formation des gestionnaires, des propriétaires et du grand public doivent être approfondies. Trop de préjugés et d'informations inexactes continuent de circuler au sujet du bois mort (voir page 47). Bien que les connaissances s'accumulent depuis des décennies en la matière, les opportunités qu'il re-

présente pour renforcer la résilience des forêts restent trop peu connues.

L'enseignement de l'écologie des forêts naturelles est totalement lacunaire dans la plupart des filières d'enseignement, c'est particulièrement le cas dans l'enseignement technique de la sylviculture en Wallonie, mais cela reste également le cas dans l'enseignement académique.

Bien que la promotion de la sylviculture « proche de la nature » progresse et qu'elle fasse l'objet d'un large soutien de la part de la Région, son implémentation, même obligatoire en terrain domanial, reste très incomplète et avec une progression très hétérogène en fonction des sensibilités individuelles des responsables locaux. Les habitudes et le manque de temps pour se former aux nouvelles connaissances l'emportent également parfois sur la capacité de changement de pratiques. De puissants lobbys (exploitants, scieurs, horticulteurs...) freinent également cette dynamique en protégeant leurs intérêts.

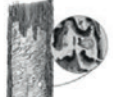
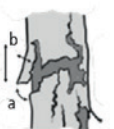
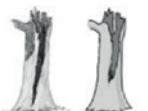
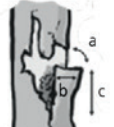
En ce qui concerne directement le bois mort, il est nécessaire de vulgariser les connaissances liées à sa fonction écologique et économique. De même, au niveau des praticiens, les différentes modalités de conservation du bois mort doivent être mieux diffusées : l'identification des arbres-habitats actuels pertinents et de leurs successeurs, la mise en place des trames de bois mort et d'îlots de sénescence, et les différents défis techniques que celles-ci représentent parfois, tous ces éléments doivent être mieux appréhendés par l'ensemble des acteurs de la filière bois.

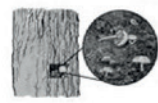
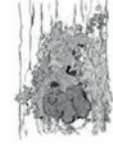
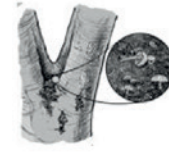
La recherche et l'identification des arbres-habitats restent en effet pour l'heure une affaire de spécialistes. Et bien souvent, les choix réalisés dans la pratique passent souvent à côté de l'objectif (voir page 56).

L'évaluation et l'identification des micro-habitats devraient se baser sur une typologie simplifiée et rigoureuse (Larrieu et al., 2018), par exemple la distinction des micro-habitats ayant un rôle généraliste de support à la biodiversité (micro-habitats « parapluies ») et ceux qui sont spécifiques à certaines espèces cibles, ou l'identification des arbres dont le potentiel de développement en micro-habitats est le plus fort au fil du temps.

Il est donc indispensable de développer des outils en Wallonie pour aider les gestionnaires à faire les bons choix. Des outils européens existent pour l'identification des micro-habitats (voir, par exemple, figure 12). Leur adaptation au contexte wallon est possible sans trop d'investissement. Un protocole simplifié d'évaluation est nécessaire, car, dans la pratique, le temps que le gestionnaire peut consacrer à l'évaluation de chaque arbre individuellement est limité.

Figure 12 : Typologie des dendromicrohabitats (selon Larrieu et al., 2018), recommandée pour leur inventaire, articulée en 7 formes, 15 groupes et 47 types. Les valeurs seuils d'inventaire doivent être respectées pour tous les relevés, afin de permettre la comparaison des données indépendamment du niveau hiérarchique utilisé (formes, groupes ou types). ϕ diamètre; = profondeur; $\square$ = surface; L = longueur; B = largeur. (Dessins: C. Emberger, L. Apfelbacher, D. Kraus et reproductions tirées de Kraus et al. 2016 in Bütler et al., 2020).

Forme	Cavités				Blessures et bois apparents	
	Loges de pic	Cavités à terreau	Orifices et galeries d'insectes	Concavités	Aubier apparent	Aubier et bois de cœur apparents
Type	Loge de petite taille $\phi < 4$ cm 	Cavité à terreau de pied (contact avec le sol) $\phi > 10$ cm 	Orifices et galeries d'insectes $\phi > 2$ cm ou $\square > 300$ cm ² 	Dendrotelme $\phi > 15$ cm 	Bois sans écorce $\square > 300$ cm ² 	Cime brisée $\phi > 20$ cm 
	Loge de taille moyenne $\phi = 4-7$ cm 	Cavité à terreau de tronc (sans contact avec le sol) $\phi > 10$ cm 		Trou de nourrissage de pic $\nabla > 10$ cm, $\phi > 10$ cm 	Blessure due au feu $\square > 600$ cm ² 	Bris de charpentièr au niveau du tronc avec bois de cœur apparent $\square > 300$ cm ² 
	Loge de grande taille $\phi > 10$ cm 	Cavité à terreau semi-ouverte $\phi > 30$ cm 		Concavité à fond dur de tronc $\nabla > 10$ cm, $\phi > 10$ cm 	Écorce décollée formant un abri (ouvert vers le bas) $a > 1$ cm, $b > 10$ cm, $c > 10$ cm 	Fente $L > 30$ cm, $B > 1$ cm, $\nabla > 10$ cm 
	«Flute» de pic ≥ 3 loges en ligne, $\phi > 3$ cm 	Cavité à terreau, avec/sans contact avec le sol, ouverte vers le haut $\phi > 30$ cm 		Concavité racinaire $\phi > 10$ cm, pente du «toit» $< 45^\circ$ 	Écorce décollée formant une poche (ouverte vers le haut) $a > 1$ cm, $b > 10$ cm, $c > 10$ cm 	Fente causée par la foudre $L > 30$ cm, $B > 1$ cm, $\nabla > 10$ cm 
		Branche creuse $\phi > 10$ cm 				Fente au niveau d'une fourche $L > 30$ cm 

Bois mort dans le houppier	Excroissances		Sporophores de champignons et myxomycètes		Structures épiphytiques, épixyliques ou parasites			Exsudats
Bois mort dans le houppier	Agglomérations de gourmands ou de rameaux	Loupes et chancres	Sporophores de champignons pérennes	Sporophores de champignons éphémères et myxomycètes	Plantes et lichens épiphytiques ou parasites	Nids	Microsols	Coulées de sève et de résine
Branches mortes ø > 10 cm ou ø > 3 cm et > 10% du houppier est mort	Balais de sorcière ø > 50 cm	Loupe ø > 20 cm	Polypore pérenne ø > 5 cm	Polypore annuel ø > 5 cm ou > 10	Bryophytes (mousse ou hépatique) □ > 10% du tronc	Nid de vertébré ø > 10 cm	Microsol d'écorce	Coulée de sève L > 10 cm
								
Cime morte ø > 10 cm à la base	Gourmands / Brogne > 5 gourmands	Chancre ø > 20 cm ou grande partie du tronc couverte		Agaricale charnue ø > 5 cm ou > 10	Lichens foliacés ou fruticuleux □ > 10% du tronc	Nid d'invertébré	Microsol du houppier	Coulée de résine, L > 10 cm
								
Vestige de charpentièr brisée ø > 20 cm, L > 50 cm				Pyrénomycètes ø > 3 cm ou □ > 100 cm²	Lierre ou lianes □ > 10% du tronc			
								
				Myxomycètes ø > 5 cm	Fougères > 5 frondes			
								
					Gui ø > 20 cm			
								



8. BOIS MORT, UN ENJEU DE SOCIÉTÉ: PRODUCTION, ÉNERGIE, CARBONE

Les enjeux liés à la conservation du bois mort en forêt s'inscrivent de plus en plus à l'agenda public. Que ce soit dans les priorités des scientifiques et politiques en matière de biodiversité (Bouget, 2009), mais également pour les questions qu'il soulève en matière de bois énergie, de captation du carbone, de résilience des forêts en lien avec les sécheresses, etc.

Pouvoirs publics et institutions soutiennent des activités de recherche et produisent des normes plus ou moins contraignantes en matière de biodiversité générale et de bois mort (listes rouges, nombres d'arbres à préserver...), mais non seulement ces normes se révèlent insuffisantes au regard des enjeux et des connaissances actuelles, mais en outre leur application reste imparfaite sur le terrain.

Face à ces questions, il s'agit de choisir les bonnes options. En matière de lutte contre les dérèglements climatiques par exemple, les stratégies de séquestration du carbone ou de remplacement des énergies fossiles tendent à se focaliser sur une exploitation plus intensive du bois ; or, non seulement cette stratégie est incompatible avec les objectifs de conservation de la biodiversité forestière, mais elles se révèlent en outre inefficaces.

Plus généralement, pour soutenir la résilience de nos forêts, le bois mort a un rôle essentiel à jouer pour soutenir la régénération et la productivité des sols.

8.1. Le bois mort soutient la productivité des forêts

Le bois mort a en effet **un rôle positif sur la productivité des sols**. En se décomposant, il alimente constamment le sol de substances nutritives et d'humus. Des

© Forêt & Naturalité

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, libérés progressivement par les grosses pièces de bois en décomposition, et donc à nouveau disponibles pour la nutrition des arbres (Harmon et al., 1986).

Le bois mort stocke en outre de grandes quantités d'eau pendant son processus de décomposition (Blonska et al., 2018) ou participe plus tard au stockage de l'eau sous forme d'humus en augmentant la quantité de matière organique. Ce qui dans le contexte actuel, où un grand nombre d'arbres subissent un stress lors de sécheresses prolongées, est un élément crucial pour assurer la résilience des forêts.

En matière d'approvisionnement des arbres en matières nutritives et en eau, le rôle des mycorhizes a largement été prouvé. Or, le fait de laisser sur place les branches de bois mort, a un impact positif sur le développement d'espèces fongiques mycorrhiziennes, dont certaines également rares (Egli & Brunner, 2002).

Les organismes saproxyliques jouent des rôles moteurs fondamentaux dans le cycle de vie de certaines espèces. Il a par exemple été montré pour l'épicéa commun (*Picea abies*) et le sapin pectiné (*Abies alba*), que ceux-ci préparent un substrat favorable pour leur régénération par la dégradation du bois, permettant également à des champignons saproxyliques mycorrhiziens de s'installer et de s'associer aux racines de leur semis ; à ce moment ils vont constituer un soutien pour leur croissance et leur résistance aux pathogènes, avant de passer le relais à des champignons mycorrhiziens non saproxyliques pour poursuivre le soutien de la croissance des arbres (Emberger et al., 2016).

Le bois mort est donc également un élément qui favorise la régénération naturelle en forêt. Les débris ligneux en état de décomposition avancée jouent un rôle important dans ce processus de régénération en offrant un substrat d'établissement et de croissance dont les conditions de température et d'humidité sont plus stables que celles de l'humus ou du sol minéral (Harmon et al., 1986 ; Stöckli, 1996 ; Pichery, 2001). De manière physique, les branches mortes jouent aussi un rôle en limitant l'impact de la prédation par les herbivores sur les recrues. Les enchevêtrements de bois mort, comme les branches de houppier laissées sur place ou issues de chablis, limitent l'accès des ongulés au rajeunissement naturel des trouées.

Le bois mort favorise également la résistance des forêts face aux pullulations d'insectes ou autres « ravageurs ». Leurs ennemis naturels vivent souvent grâce au bois mort (Bütler, 2006). Mais ceux-ci ne peuvent être suffisamment nombreux et efficaces pour maintenir un équilibre que s'ils trouvent assez de substrat approprié. En cas de pullulation de scolytes de l'épicéa (*Ips typographus*) par exemple, il a été démontré que les peuplements proches de l'état naturel, riches en bois mort, abritent déjà ses ennemis naturels (prédateurs, parasites, agents pathogènes, pics...) et qu'ils sont dès lors en capacité de diminuer beaucoup plus rapidement l'intensité de ces pullulations (Fayt et al. 2005 ; Nageleisen, 2005 ; Forêt & Naturalité, 2020).

8.2. La séquestration du carbone

Pour contrer les dérèglements climatiques, la séquestration du carbone est devenue un enjeu mondial de premier ordre. Ici encore, le bois mort a un rôle important à jouer.



© Forêt & Naturalité



© Forêt & Naturalité

Le bois mort et l'intégrité des sols forestiers sont des compartiments essentiels de l'écosystème pour une séquestration efficace du carbone. Contrairement aux idées reçues, les gros arbres et les arbres morts sont d'importants puits de carbone.

Contrairement aux idées reçues, les gros arbres et les arbres morts sont d'importants puits de carbone.

En effet, quel que soit le type de forêt, le stock de carbone forestier (sol inclus) augmente avec l'âge des arbres et avec la maturité du peuplement (Bouget et al., 2020). Les stocks de carbone sont donc plus élevés dans les vieux peuplements et dans les peuplements dominés par de gros arbres. En outre, à l'échelle de l'arbre, le flux de stockage du carbone augmente avec l'âge et la taille de la plupart des essences (Stephenson et al., 2014). Les gros arbres sont donc non seulement d'importants puits de carbone, mais ils fixent également le carbone plus rapidement que les petits arbres. Bien qu'à l'échelle des peuplements, cette supériorité soit modérée par une densité d'arbres plus faible, le bilan carbone net des vieilles forêts reste positif (Bouget et al., 2020).

Plus de la moitié du carbone en forêt se trouve dans les sols et dépend de l'activité biologique qui s'y déroule.

Il faut également savoir que plus de la moitié du carbone en forêt se trouve dans les sols et dépend de l'activité biologique qui s'y déroule : cette activité est la plus importante dans les forêts naturelles, notamment grâce au rôle du bois mort (apport de matière organique dans le sol, maintien de l'humidité et de l'aéra-

tion du sol, support de nombreux micro-organismes) et les forêts anciennes.

La stratégie de séquestration du stock maximal de carbone en forêt est donc compatible avec la préservation de la biodiversité et des enjeux écosystémiques liés au bois mort. Il en va tout autrement pour les stratégies de séquestration par stockage hors forêt. La stratégie de séquestration du carbone habituellement promue par la filière-bois est en effet celle-ci : exporter rapidement du carbone vers des utilisations « durables » de bois (comme le bois énergie ou le bois de construction). Si l'idée est séduisante, elle se heurte malheureusement à certaines limites. En effet, lors de la conversion de vieilles forêts en forêts jeunes, le stockage hors forêt (via exportation du bois) s'accompagne parallèlement d'un déstockage immédiat de carbone associé à la réduction de la capacité de stockage de la forêt pendant plusieurs décennies, voire des siècles ! La stratégie de stockage hors forêt a donc un effet négatif sur le bilan carbone, au moins à court et moyen terme.

La préservation de vieux peuplements pour le flux de stockage qu'ils continuent à générer est donc une stra-



La stratégie de stockage hors forêt a donc un effet négatif sur le bilan carbone, au moins à court et moyen terme © Forêt & Naturalité

tégie de gestion plus pertinente et qui permet en outre de concilier des objectifs de conservation de la biodiversité, des fonctions sociorécréatives et de nombreux autres services écosystémiques.

8.3. La question du bois énergie

Le bois a toujours constitué une source d'énergie essentielle. C'est à cette fin d'ailleurs que les forêts ont été, jusqu'au début du XXe siècle, l'objet de défrichements massifs et d'une exploitation intensive. Paradoxalement, l'utilisation des ressources énergétiques fossiles a pu en partie sauver ce qui restait à l'époque de forêt...

Toutefois, nos besoins énergétiques ont largement été multipliés depuis plus d'un siècle. De manière générale, la promesse du recours à la biomasse pour remplir ou combler nos besoins énergétiques actuels colossaux a fait long feu. Pas plus que les champs de colza (*Brassica napus*), de miscanthus (*Miscanthus sinensis*) et de céréales diverses, nos forêts ne doivent devenir le nouvel eldorado des compagnies énergétiques. La création de mégacentrales énergétiques à biomasse en Europe a fait l'objet de vastes mobilisations de la part des écologistes qui ont alerté sur les risques de destruction massive des écosystèmes qu'elles font aujourd'hui peser.

L'utilisation du bois énergie, tout autant que la stratégie de carbone hors forêt (voir pages 67-68), est loin de présenter un bilan carbone neutre. Elle cause en outre des impacts très négatifs sur la biodiversité et sur les cycles biogéochimiques des sols forestiers.

Ces exportations, mobilisant toutes les parties de l'arbre jusqu'aux plus petits branchages et aux souches, impactent négativement la quantité de bois mort disponible en forêt et induisent des effets de fragmentation des bois morts préexistants par les engins mécanisés.



© Forêt & Naturalité

Les branchages contiennent à volume donné trois fois plus d'éléments minéraux que les grumes : leur dégradation par les micro-organismes du sol est donc cruciale pour la fertilité des sols (Bouget et al., 2020). Comme les autres sources de matière organique, ils participent aussi à la colonisation du sol par les mycorhizes, indispensables à la croissance des arbres.

L'exportation d'arbres entiers, plutôt que de la grume seulement, augmente la récolte de biomasse de 50 %, mais engendre une exportation supplémentaire de minéraux variant de 100 à 200 % selon les minéraux (Cacot et al., 2005). Ces chiffres varient en fonction de l'âge du peuplement et de l'essence considérée, mais surtout des conditions locales ; l'essentiel des éléments minéraux du sol provient de la dégradation de la roche mère (Jonard et al., 2009). Cependant, sur stations pauvres, l'exportation supplémentaire engendrée par la récolte de rémanents peut affecter la fertilité du sol (Paillet & Gosselin, 2011). De plus, l'exploitation des arbres entiers exporte plus de minéraux chez les feuillus que chez les

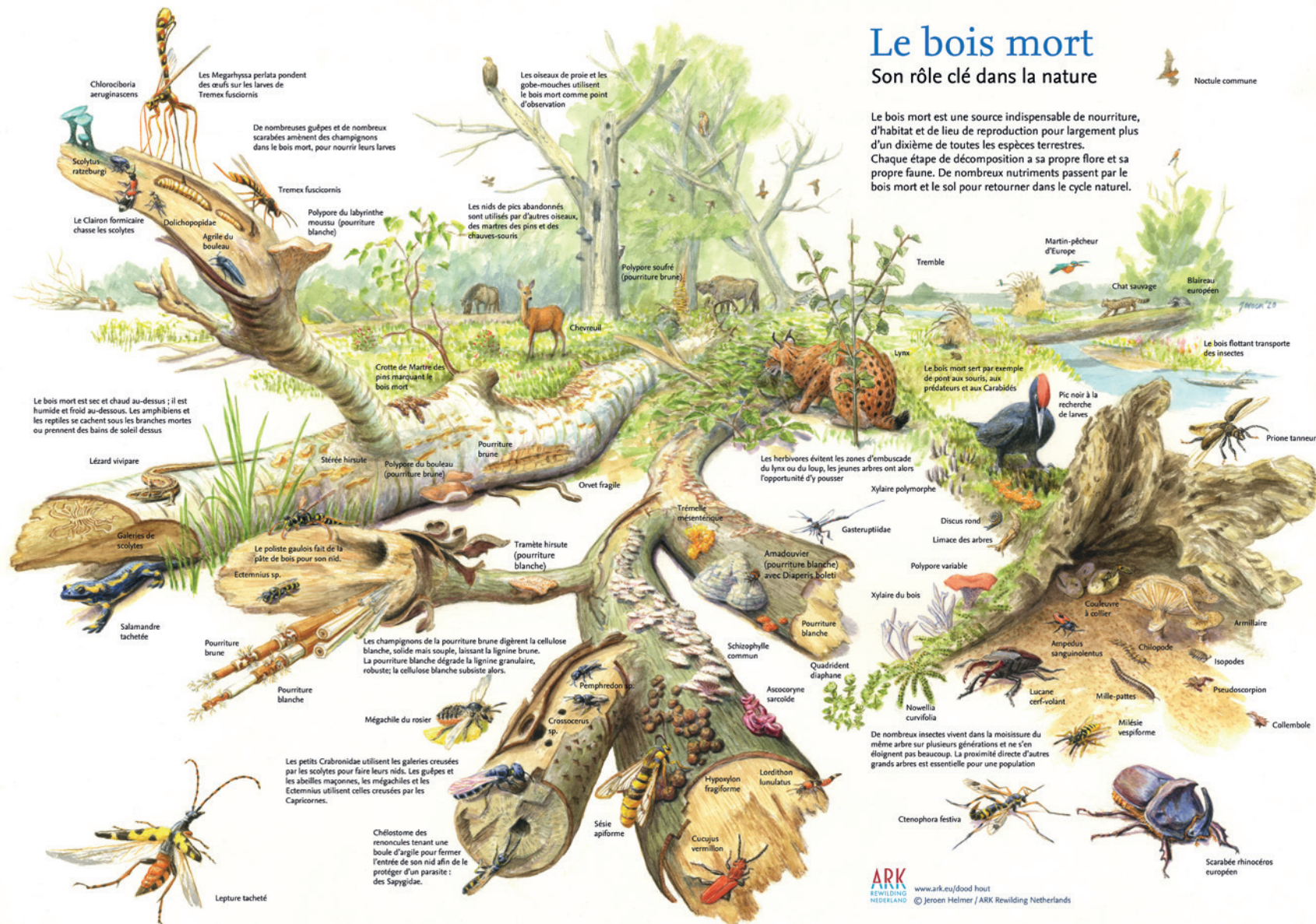
résineux, mais comme le cycle sylvicole a tendance à être plus court chez ces derniers, lorsque l'on ramène à l'année l'exportation minérale de toute la vie du peuplement, l'exportation est plus forte pour les résineux que pour les feuillus (Cacot et al., 2003). Il est préconisé de limiter à une à deux récoltes des rémanents durant la vie du peuplement sur les stations les plus fertiles et de zéro à une sur les stations les moins fertiles (Cacot et al., 2005).

Du point de vue de la biodiversité, la généralisation des récoltes de rémanents et la réduction des petits bois, des souches ou des essences secondaires, du point de vue à la fois de la composante biologique, mais également structurelle, aurait un impact désastreux sur les cortèges d'espèces spécialisés, à capacité de dispersion souvent limitée et menacerait à la fois la quantité et la diversité des habitats requis par les espèces saproxyliques. Il est déjà avéré que les espèces impactées lors des exploitations de bois énergie sont principalement des champignons, mais également les coléoptères et les lichens (Bouget et al., 2012 ; Michaels, 2018).

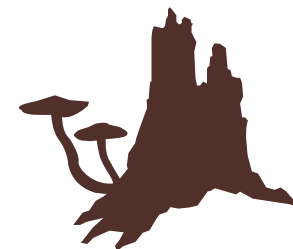
Le bois mort

Son rôle clé dans la nature

Le bois mort est une source indispensable de nourriture, d'habitat et de lieu de reproduction pour largement plus d'un dixième de toutes les espèces terrestres. Chaque étape de décomposition a sa propre flore et sa propre faune. De nombreux nutriments passent par le bois mort et le sol pour retourner dans le cycle naturel.



LE BOIS MORT, SOURCE INÉGALABLE DE VIE !



En forêt, on estime que 25 à 40% de l'ensemble de la diversité des espèces dépend intimement du bois mort. Une forêt riche en biodiversité est donc nécessairement une forêt... riche en bois mort. Parmi les espèces les plus emblématiques, on recense notamment les pics et bien d'autres oiseaux cavernicoles, l'incroyable cortège des champignons, mais aussi des mammifères, notamment des chauves-souris qui s'y reposent, et l'extraordinaire diversité des insectes qui s'en nourrissent ou s'y réfugient.

Les différents stades de décomposition du bois mort constituent autant de viviers spécifiques. Le cycle naturel commence avec un arbre dépérissant qui finit par mourir, ensuite sa cime s'éclaircit au rythme des chutes de branches jusqu'à ce qu'il ne subsiste qu'une chandelle toujours plus dénudée finissant par tomber au sol. En fonction de l'essence, de la taille de l'arbre et de l'écosystème, ce processus peut s'étaler sur plusieurs dizaines d'années. Un bouleau ou un merisier disparaîtront plus rapidement, tandis qu'un chêne pourra rester debout encore plus d'un demi-siècle.

Le bois mort crée d'innombrables niches écologiques. Un simple tronc au sol abrite déjà des conditions écologiques contrastées : sec, chaud et ensoleillé en haut, il pourra accueillir des espèces comme le lézard vivipare, certains insectes ; humide, frais et ombragé en bas, c'est le repère idéal des batraciens, mollusques et champignons...

Le bois mort est indispensable au fonctionnement de l'écosystème forestier. Sa décomposition va progressivement libérer de la matière organique et les éléments minéraux indispensables à la croissance des jeunes arbres et de toute la végétation forestière. Ainsi, il n'est pas rare de découvrir de véritables pépinières formées de plantules en plein développement sur un arbre mort couché. Un houppier fraîchement tombé au sol abritera rapidement de jeunes pousses d'arbres, physiquement protégés des herbivores qui, en outre, y redoutent la présence en embuscade de prédateurs comme le loup ou le lynx.

Le maintien d'un maximum de bois mort dans la forêt est nécessaire pour entretenir l'humus forestier, et pour permettre ainsi à la forêt de stocker bien davantage de carbone et d'humidité, deux fonctions essentielles dans le contexte des dérèglements climatiques. Hors forêt également, les arbres morts jouent un rôle central. Ces points de repère du paysage enrichissent les milieux naturels en créant là aussi de multiples opportunités de gîte pour les oiseaux, les mammifères et les insectes.

En Wallonie, l'attention portée aux arbres morts s'est renforcée depuis quelques années. A la faveur du déploiement du réseau Natura 2000 notamment, des normes de gestion incluant le maintien d'une certaine quantité de bois mort sont enfin apparues. Mais tant le volume que la diversité des types de bois mort restent largement insuffisants en Wallonie, singulièrement dans les forêts de production standardisées. Avec 10 m³/ha de bois mort en moyenne, similaire au reste de l'Europe, on est loin des 40 m³/ha nécessaires pour maintenir un minimum de biodiversité saproxylique.

Même si la situation s'améliore, les connaissances aujourd'hui partagées sur l'importance du bois mort en forêt imposent des mesures beaucoup plus ambitieuses. Le frein principal à leur mise en œuvre serait-il avant tout psychologique ? Comme le reliquat d'une époque, pourtant révolue, où forestiers et grand public percevaient le bois mort comme un signe de négligence ? Aujourd'hui, le public est très majoritairement favorable au bois mort en forêt, et les forestiers modernes ont compris son utilité pour préserver la productivité de la forêt.

Dans le contexte du rewilding, au-delà du support de vie qu'il représente, l'arbre mort est aussi le symbole d'un certain lâcher-prise en faveur des processus naturels. Sa présence nous reconnecte aussi à la complexité des dynamiques naturelles, où le vieillissement et la mort font partie du cycle d'un milieu vivant.





Bois mort colonisé par des mousses, lichens, lycopodes, fougères et champignons en forêt de Białowieża (Pologne) © Forêt & Naturalité

9. CONCLUSION : LE BOIS MORT, SOURCE DE VIE POUR LA FORÊT DE DEMAIN

La forêt n'est pas un écosystème comme les autres, c'est l'écosystème potentiellement le plus riche en biodiversité et le plus complexe des écosystèmes terrestres. Cette complexité reste largement incomprise, mais les connaissances progressent et soulignent de plus en plus le rôle essentiel du bois mort.

Au-delà de la préservation de l'importante biodiversité qui y est associée, le bois mort constitue un des éléments clés de la réponse à apporter à de multiples enjeux de société que sont, entre autres, la résilience des forêts face aux changements climatiques, le maintien de leur productivité, la participation des écosystèmes au stockage du carbone, et la conservation d'espaces naturels accueillants pour le grand public et propices à une reconnexion avec une nature plus sauvage.

Si l'impression générale actuelle est l'augmentation de la quantité de bois mort en forêt, c'est en prenant comme base de comparaison les forêts de production du siècle dernier où tout élément mort était récolté. En regard des quantités disponibles en forêt naturelle, du minimum nécessaire au cycle naturel des nutriments, et des seuils pour la conservation de la biodiversité saproxylique, on est bien loin des besoins... Les normes actuelles de deux arbres morts par hectare et d'un arbre d'intérêt biologique pour deux hectares sont très largement insuffisantes.

Nos systèmes de gestion artificialisés transforment les forêts en peuplements affaiblis et sans résistance aux aléas climatiques et biologiques. Il est encore temps de prendre des mesures qui permettraient de prévenir plutôt que de guérir et de jouer aux sapeurs-pompier.

Depuis 2002, le bois mort est reconnu comme un des 9 critères de durabilité de la Conférence ministérielle sur la Protection des Forêts en Europe (MCPFE, 2002). C'est donc un des éléments fondamentaux de la forêt « durable » de demain que nous



© Forêt & Naturalité

devons construire. Pour ce faire, des mesures urgentes doivent être prises pour augmenter significativement sa présence en forêt : des mesures claires et des valeurs seuils à atteindre doivent permettre d'y parvenir. Cela passe donc par une action publique : concertation, vulgarisation, édicition de normes via les outils législatifs.

Un des enjeux fondamentaux de demain est d'arriver à construire un récit collectif sur la nécessité de garantir un avenir fonctionnel à nos écosystèmes forestiers. La sensibilisation des acteurs, gestionnaires forestiers en premier lieu, doit encore progresser : les forestiers ne montrent pas toujours un engouement fort pour les enjeux liés à la préservation de la biodiversité...

Pour le grand public, la démonstration n'est plus à faire. La présence de bois mort en forêt est dorénavant perçue comme un élément positif, notamment pour son rôle de soutien à la conservation de la biodiversité qui est le rôle que le public considère de loin comme le plus important pour la forêt. Représentants politiques et administration peuvent donc, dès à présent, réaliser la volonté publique en adoptant ces normes et en les mettant en pratique. Les propriétaires et les gestionnaires y ont également intérêt pour garantir la résilience de leur forêt à long terme.

La construction de ces normes permettra d'inscrire de manière stable et durable la problématique de la conservation du bois mort en forêt dans les politiques publiques forestières.

Nous proposons ici (voir pages 74-75) une série de mesures et de valeurs seuils qui regroupent et résument les avis des scientifiques en la matière. Si elles peuvent paraître très (trop) progressistes par rapport à la situation actuelle, c'est qu'il s'agit sans attendre de réparer une situation fortement déséquilibrée et surtout de créer les conditions minimales de maintien de la fonctionnalité et de la biodiversité forestière.

NOS PROPOSITIONS : MESURES ET SEUILS POUR UNE TRAME DE BOIS MORT EN WALLONIE

Nos propositions reposent sur une revue de la littérature la plus récente, notamment au sujet de la conservation du bois mort et de sa biodiversité spécifique dans les forêts de plaine européennes. Ces propositions de valeurs indiquées ci-dessous sont donc les valeurs minimales qui permettraient de garantir la conservation de la biodiversité saproxylique.

Dans la pratique, à l'échelle de la parcelle ou du peuplement, elles peuvent cependant être modulées en fonction de la situation existante et de la réalité du terrain, de la faisabilité, du type de propriété, etc. Une partie de ces mesures est directement applicable et intégrable par le gestionnaire ou le propriétaire forestier, certaines mesures pourraient faire l'objet d'une déclinaison en objectifs légaux contraignants.

Tableau 12 : Propositions de valeurs cibles (minimales) de bois mort à atteindre en Wallonie pour des forêts fonctionnelles et résilientes.

Stratégie	Échelle	Valeurs cibles et mesures minimales
Trame de vieux bois	Peuplement ou parcelle	Maintien de minimum 5 vieux et gros arbres / ha (Hêtre: >220 cm; Chêne: >240 cm; Autres feuillus: > 200 cm; Epicéa: >160 cm; Douglas: >180 cm; Autres résineux: >140 cm) Identification précoce des arbres du futur Conservation des «loups» lors des dépressage et des éclaircies Augmentation du terme d'exploitabilité pour les essences sans dépréciation économique + 50 % du TE normal ou + 60 cm de circonférence Maintien de 5% surréserves en futaie régulière 5 % du nombre de tiges à l'hectare
Trame d'arbres-habitats	Peuplement ou parcelle	Maintien de minimum 5 arbres-habitats / ha Tous les bois morts sur pied (volis, chandelles) pour les essences non valorisables économiquement, et d'une partie pour les essences valorisables Identification précoce des arbres-habitats du futur



Trame de bois morts	Peuplement ou parcelle	Volume objectif de bois mort : 40 m³/ha Avec minimum 5 % et 10 % du bois vivant, minimum 10m³/ha de bois mort au sol et 10 m³/ha de bois mort sur pied. Veiller à la diversité des types de bois morts. Pour y parvenir: - Maintien de tous les petits bois secs taillis / gaulis / perchis - Maintien de tous les bois morts sur pied Tous les bois morts sur pied (volis, chandelles) pour les essences non valorisables économiquement, et d'une partie pour les essences valorisables - Maintien de tout le bois mort au sol Pas d'exportation de rémanents, de branches et de souches, pas de démembrement des houppiers.
Îlots de sénescence	Triage ou propriété	Création d'îlots de sénescence de 1 à 20 ha sur 5 à 10 % de la surface et distants de maximum 1 km et en connexion avec les réserves intégrales. Entre 80 et 90 arbres / ha minimum en zone pauvre (Ardenne, Famenne) et entre 100 et 120 arbres / ha en zone riche (Condroz, Hesbaye, Région limoneuse).
Réserves intégrales	Région	À terme, mise en réserve intégrale de 25% des forêts Réserves de minimum 20 ha jusqu'à plusieurs centaines d'hectares. Au moins une grande réserve intégrale de plus de 5.000 ha dans la Région. Sélection au sein de forêts anciennes, de forêts de stade avancé, de forêts alluviales, ou sur sols marginaux...

BIBLIOGRAPHIE

Abildtrup, J., Breyne, J., et Chaer, S., 2021. L'écotourisme en Ardenne. Une évaluation des valeurs économiques pour les visiteurs des espaces naturels.

Angelstam, P. K., Büttler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. et Roberge, J.-M., 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - Dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40, 473-482.

Angelstam, P. et Mikusiński, G., 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31, 157-172.

Angers, V.-A., 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec. Pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 50.

Association Francis Hallé pour la forêt primaire. www.foretprimaire-franchishalle.org

Basile, M., Asbeck, T., Jonker, M., Knuff, A.K., Bauhus J. et Braunisch V., 2020. What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management* 264, 110.

Basile, M., Mikusiński, G. et Storch, I., 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: A meta-analysis. *Global Ecology and Conservation* 18 (e00615). <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00615> (2019).

Berg, A., Ehnstrom, B., Gustafsson, L., Hallingback, T., Jonsell, M. et Weslien, J., 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8, 718-731.

Berg, A., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. et Weslien, J., 1995. Threat levels and threats to red-list species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9, 1629-1633.

Birdlife Suisse, 2012. Bois mort plein de vie ! www.birdlife.ch

Blonska, E., Klammerus-Iwan, A., Lagan, S. et 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). <https://doi.org/10.1002/eco.2023>

Borzykowski, N. et Kacprzak, A., 2018. Interroger les équilibres de la multifonctionnalité dans les forêts helvétiques. Regards croisés d'experts et de la population. *Revue Forestière Française* 70 (5), 503-517.

Bouget C., 2004. Chablis et diversité des coléoptères en forêt feuillue de plaine : impact à court terme de la trouée, de sa surface et de son contexte paysager. *Sciences de l'environnement. Thèse pour obtenir le grade de*

Docteur du Museum National d'Histoire Naturelle spécialité «Ecologie», MNHN Paris.

Bouget, C., 2019. Représentations sociales et intérêts écologiques de la nécromasse (RESINE). Programme «Biodiversité et gestion forestière». Rapport final, 49.

Bouget, C., Brustel, H., Nageleisen, L.-M., 2005. Nomenclature des groupes écologiques d'insectes liés au bois : synthèse et mise au point sémantique. *Comptes-rendus Biologies* 328 (10-11), 936-948.

Bouget, C., Lassauce, A., et Jonsell, M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – A review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8), 1421-1432.

Bouget, C., Nageleisen, L.-M., Piou, D. et Paillet, Y., 2011. Bois morts, peuplements riches en bois morts, et risques phytosanitaires en forêt. Synthèse des connaissances disponibles [Rapport d'expertise BIOMADI]. Meedatl, Maaprat, Gip-Ecofor. 25.

Bouget, C., Parmain, G., Gilg, O., Noblecourt, T., Nusillard, B., Paillet, Y., Pernot, C., Larrieu, L. et Gosselin, F., 2014. Does a set-aside conservation strategy help the restoration of old-growth forest attributes and recolonization by saproxylic beetles? *Animal Conservation* 17, 342-353. <https://doi.org/10.1111/acv.12101>

Branquart, E., 2010. Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n°2619 du 22 septembre 1997 relative aux aménagements dans les bois soumis au régime forestier). SPW, DG03. 85.

Breyne, J., Dufrêne, M., et Maréchal, K., 2021. How integrating 'socio-cultural values' into ecosystem services evaluations can give meaning to value indicators. *Ecosystem Services* 49 (101278).

Brin A., Bouget, C., Brustel, H. et Jactel, H., 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15, 653-669.

Bujoczek, L., Bujoczek, M. et Zięba, S., 2021. Distribution of deadwood and other forest structural indicators relevant for bird conservation in Natura 2000 special protection areas in Poland. *Scientific Reports* 11 (14937). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94392-1>

Burrows, R.M., Magierowski, R.H., Feelman, J.B. et Barmuta, L.A., 2012. Woody debris input and function in old-growth and clear-felled headwater streams. *Forest Ecology and Management*, 286, 73-80.

Büttler, R., 2006. Le bois mort et les vieux arbres : le signe d'une gestion forestière moderne et durable. *Revue La Forêt* 1/06, 10-13.

Büttler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. et Schlaepfer, R., 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-alpine forest. *Biological Conservation* 119, 305-318.

Büttler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D. et Larrieu, L., 2020. Field Guide to Tree-related Microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory. WSL, 59.

Büttler, R., Lachat, T., Larrieu, L., et Paillet, Y., 2013. Habitat trees: Key elements for forest biodiversity in Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, in Kraus, D., et Krumm, F. (eds.), "Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity". European Forest Institute, Freiburg, 84-91.

Cacot, E., Charnet, F., Rantier Y., Vieira, E.M. et Eisner, N., 2003. Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt. Rapport final. AFOCEL, IDF, INRA, FORESTARN, 72 p.

Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Léon, P., Nicolleau, C. et Ranger, J., 2005. La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française, 35.

Celle, J., Hugonnot, V. et Renaux, B., 2014. Intérêt des bryophytes des micro-habitats pour le diagnostic fonctionnel des phytocénoses forestières : l'exemple de la Forêt domaniale des Chambons (Ardèche, France). *Revue d'écologie* 69 (2), 85-100

Celle, J., Pouvreau, M. et Villemey, A., 2015. Bryophytes, ancienneté et maturité des forêts. Conservatoire botanique National Massif Central. Boite à outil, 12.

Commission Européenne, 2020. Stratégie en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030. Ramener la nature dans nos vies. Communication de la commission au parlement européen, au Conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions, 28. https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_fr

Commission Européenne, 2022. Pacte vert: des propositions inédites pour rétablir la nature en Europe d'ici à 2050 et réduire de moitié l'utilisation des pesticides d'ici à 2030 [Communiqué de presse], 5. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/ip_22_3746

Cours, J., Sire, L., Ladet, S. et Bouget, C., 2022. Drought-induced forest dieback increases taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of saproxylic beetles at both local and landscape scales. *Landscape Ecology* 37, 2025-2043.

Coutin, R., 2005. Insectes mycophages. *Insectes* 138 (3), 1-8.

Czeszczewik, D. et Walankiewicz, W., 2016. Ecology and biology of birds in the Białowieża Forest: a 40-year perspective. *Leśne Prace Badawcze / Forest Research Papers*, Vol. 77 (4): 332-340

Darveau, M. et Desrochers, A., 2001. Le bois mort et la faune vertébrée. État des connaissances au Québec. Université de Laval, Centre de recherche en Biologie forestière.

De Keersmaecker, L., Baeté, H., Van de Kerckhove, P., Christiaens, B., Esprit, M. et Vandekerckhove, K., 2002. Bosreservaat Kersselaerspleyn (Zoniënwood). Monitoringrapport. Monitoring van de vegetatie en de dendrometrische gegevens in de kernvalke en de steekproefcirkels. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Rapport IBW.Bb.02.002.

Dobre M., Lewis N., Granet A.M., 2006. Comment les Français voient la forêt et sa gestion. Rendez-vous Techniques de l'ONF, 11, 55-63.

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. Thèse de Doctorat. ULg Gembloux Agro Bio Tech., 254.

Dennis, P. 1997. Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity, in Watt, A.D., Stork, N.E. et Hunter, M.D. (eds.), Forests and insects 18. Chapman & Hall. London, 321-340.

Dittrich, S., Jacob, M., Bade, C., Leuschner, C. et Hauck, M., 2014. The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. Plant Ecology 215, 1123-1137. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0371-6>

EEW, 2022. État de l'environnement wallon: Indicateurs de biodiversité en forêt. SPW ARNE. Dernière mise à jour: 28 mars 2022. <http://etat.environnement.wallonie.be>

Egli, S. et Brunner, I., 2002. Les mycorhizes : une fascinante biocénose en forêt. Notice pour le praticien, WSL. 35, 8.

Emberger, C., Larrieu, L. et Gonin, P., 2016. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'indice de biodiversité potentielle (IBP). Paris, Institut pour le développement forestier. 58.

Emberger, C., Larrieu, L. et Gonin, P., 2018. Les bois morts et vieux ou gros arbres en forêt : quels atouts pour le forestier ? La biodiversité en forêt : qu'est-ce que ça rapporte? St Brisson, France, 15.

European Environment Agency, 2021. Indicator assessment : Forest: deadwood. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/forest-deadwood-1/assessment-1>

Fayt, P., Machmer, M.M. et Steeger, C., 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – A literature review. Forest Ecology and Management 206 (1-3), 1-14.

Forêt & naturalité, 2015. Plaidoyer pour une grande réserve intégrale en Wallonie. Forêt & Naturalité asbl.

Forêt & naturalité, 2017. Białowieża, le chant du cygne? Forêt & Naturalité asbl.

Forêt & naturalité, 2020. Le scolyte de l'épicéa : crise ou opportunité pour une meilleure forêt ? Forêt & Naturalité asbl.

Forêt & naturalité, 2021. Le castor en Wallonie, quel impact sur les écosystèmes? Quelles perspectives de cohabitation ? Carnets des espaces naturels, Ardenne & Gaume, 8.

Forêt & naturalité, 2022. Réensauvager la nature en Wallonie. Rewilding: quelles opportunités en Wallonie? Forêt & Naturalité asbl.

Foster, D.R., Orwig, D.A. et McLachlan, J.S., 1996. Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. Trends in Ecology & Evolution 11, 419-424.

Frick, J., Bauer, N., von Lindern, E., & Hunziker, M., 2018. What forest is in the light of people's perceptions and values: socio-cultural forest monitoring in Switzerland. Geographica Helvetica, 73(4), 335-345.

Fukami, T., Dickie, I.A., Wilkie, J., Paulus, B., Park, D., Roberts, A., Buchanan, P., Allen, R., 2010. Assembly history dictates ecosystem functioning: evidence from wood decomposer communities. Ecology Letters 13 (6), 675-684.

Fuller, R.J., 1995. Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press, 244.

Godefroid, S. et Koedam, N., 2007. Quantification et qualification du bois mort dans les habitats Natura 2000 en région Bruxelles-Capitale. Rapport IGBGE-BIM, 35.

Graitson, E., 2011. Plan d'action pour la Vipère péliade (*Vipera berus*) en Wallonie. Département Nature et Forêt, DGAARNE, Région wallonne, 41.

Granet, A.M., Jaillet, C., Romagoux, F. et Deuffic, P., 2009. Bois mort et sécurité en forêt : une approche exploratoire en forêt domaniale. Rendez-vous techniques ONF (25-26), 19-25.

Groupe Chiroptères de Midi-Pyrénées (GCMP), 2009. Des chauves-souris et des forêts. Fiche technique 4, 9.

Gundersen, V. et Frivold, L.H., 2011. Naturally dead and downed wood in Norwegian boreal forests: public preferences and the effect of information. Scandinavian Journal of Forest Research 26 (2), 110-119, <https://doi.org/10.1080/02827581.2010.536567>

Gurnell, A.M., Gregory, S.V. (ed.) et Boyer, K.L. (ed.), 2003. The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37, 149-177.

Halkka, A. et Lappalainen, I., 2000. Insight into Europe's forest protection. WWF.

Hannes, C., Daniel, K., Frank, K., Tobias, S. et Patrick, P., 2018. Reconciling the Tradeoff between Economic and Ecological Objectives in Habitat-Tree Selection: A Comparison between Students, Foresters, and Forestry Trainers. Forest Science 65(1), 1-12.

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. Advances in Ecological Research, 15.

Hauck, M., de Bruyn, U. et Leuschner, C., 2013. Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. Biological Conservation 157, 136-145.

Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J., 2018. Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology 55, 2756-2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>

Humphrey, J.W. et Watts, K., 2005. Biodiversity Indicators for UK Managed Forests: Development and Implementation at Different Spatial Scales, in Marchetti, M. (ed.), Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality. EFI Proceedings 51, 79-90.

Imesh, N., Stadler, B., Bolliger, M. et Schneider, O., 2015. Biodiversité en forêt: objectifs et mesures. Aide à l'exécution pour la conservation de la diversité biologique dans la forêt suisse. Berne: Office fédéral de l'environnement, L'environnement pratique 1503, 190 .

Inder, L. et Östlund, P., 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. Biological Conservation 85, 9-19.

Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M. et Claessens, H., 2014. Les forêts anciennes en wallonie. 1ère partie : concepts généraux. Forêt wallonne 131, 34-49.

Johansson, T., Olsson, J., Hjältén, J., Jonsson, B.G. et Ericson, L., 2006. Beetle attraction to sporocarps and wood infected with mycelia of decay fungi in old-growth spruce forests of northern Sweden. Forest Ecology and Management 237 (1-3), 335-341.

Jonard, M., André, F., Ponette, Q., 2009. Cycle des éléments et évaluation de la fertilité chimique en forêt. Forêt Wallonne 98, 60-70.

Jonsson, M.T., Edman, M. et Jonsson, B.G., 2008. Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal old-growth *Picea abies* forest. Journal of Ecology 96 (5), 1065-1075.

Junninen, K., 2007. Conservation of polypore diversity in managed forests of boreal Fennoscandia. Dissertationes Forestales.

Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. et Kotiranta, H., 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. Ecography 29 (1), 75-83.

Kappes, H. et Topp, W., 2004. Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. Biodiversity and Conservation 13, 1905-1924.

- Kebli, H., 2012. Diversité des champignons saproxyliques et décomposition du bois mort dans des peuplements naturels et aménagés en forêt boréale québécoise. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Kervyn, T., 2004. Compte rendu du Colloque « Managing trees and woodlands as habitats for bats ». *Plecotus* 27, 1-4.
- Kervyn, T., Jacqmin, F., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M. et Claessens, H., 2014. Les forêts anciennes en wallonie. 2ème partie : cartographie. *Forêt wallonne* 133, 39-52.
- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C. et Goldsmith, F.B., 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35, 148-155.
- Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., et Winter, S., 2016. Catalogue of tree microhabitats - Reference field list. European Forest Institute. Integrate + Technical Paper, 16.
- Kraus, D. et Krumm, K. (eds), 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.
- Kraus, D., Schuck, A., Bebi, P., Blaschke, M., Bütler, R., Flade, M., Heintz, W., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Lehnerova, L., Levin, M., Mergner, U., Pach, M., Paillet, Y., Pyttel, P., Rydkvist, T., Santopuoli, G., Sever, K., Sturm, K., Vandekerckhove, K., Winter, S. et Witz, M., 2017. Spatially explicit database of tree-related microhabitats (TreMs). Version 1.2. Integrate+project. GBIF Dataset repository.
- Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T.A., Panayotov, M., Svoboda, M., Thorn, S., Vacchiano, G., Whitlock, C., Wohlgemuth, T. et Bebi, P., 2017. A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 388, 120-131. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.037>
- Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U., Bütler, R., Herrmann, S., Schneider, O. et Wermeligen, B., 2019. Bois mort en forêt: formation, importance et conservation. Note pour le praticien. WSL, Institut fédéral de recherches, 12.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.G., Bussler, H., Isacson, G. et Müller, J., 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators* 23, 323-331.
- Landmann, G. et Nivet, C., 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité, ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor, Angers, Paris.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Brin, A., Bouget, C. et Deconchat, M., 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: Practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research* 133 (2), 355-367. doi : 10.1007/s10342-013-0767-1.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J.-M., Tillon, L. et Bouget, C., 2018. Cost-efficiency of cross-taxon surrogates in temperate forests. *Ecological Indicators* 87, 56-65.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regner, Y. et Vanderkerkhove, K., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84, 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. et 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, 1027-39.
- Le Lay, Y.-F. et Piégay, H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. Belin : L'espace géographique, Tome 36, 51-64.
- Mathieu, Y., 2012. Diversité écologique et fonctionnelle des champignons décomposeurs du bois : l'influence du substrat de la communauté à l'enzyme. Biologie végétale forestière. Thèse de doctorat, Université de Lorraine, 300.
- Mescheide, A. et Heller, K.-G., 2000. Ökologie und Schutz von Flerdemäusen in Wäldern unter besondere Berücksichtigung wanderer Arten. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 66, Bonn, ca. 472 Seiten, ISBN 3-7843-3605.
- Michaels, N., 2018. Production de bois énergie et impacts sur la biodiversité européenne. Synthèse de l'article Bouget, C., Lassauce, A. et Jonsell, M., 2012. « Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe ». Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité, Paris.
- Mollet, P., Birrer, S., & Pasinelli, G., 2013. Forest birds and their habitat requirements. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. P. 146-151
- Mouchet, F., Laudelout, A. et Debruxelles, N., 2007. Guide d'entretien des ripisylves. Ministère de la Région Wallonne, 44.
- Moulin, B., 2005. Variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble. Thèse de Doctorat, Discipline : Géographie et Aménagement, 401.
- Mountford, E.P., 2002. Fallen dead wood levels in the near-natural beech forest at La Tillaie reserve, Fontainebleau, France. *Forestry* 75, 203-208.
- Müller, J. et 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, 981-992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5> (2010).
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T. et Duelli, P., 2008. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity Conservation* 17, 2979-3001.
- Müller, J., Pöllath, J., Moshhammer, R. et Schröder, B., 2009. Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 257, 502-509.
- Nageleisen, L.M., 2002. Les arbres morts sont-ils dangereux pour la forêt ? Xyllobios Workshop, Mont Rigi, 11-12 mars 2002.
- Nageleisen, L.-M., 2005. Les arbres morts sont-ils dangereux pour la forêt de production ?, in Vallauri, D., André, J., Dodelin, B., Eynard-Machet, R. et Rambaud, D. (eds), « Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes ». Tec&Doc, Lavoisier, 171-178.
- Nyssen, P., 2019. À la recherche des barbastelles en province de Luxembourg: bilan des inventaires de 2018. *Plecotus/Natagora*, 31.
- Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA), 2013. Enjeux et préconisations pour la gestion du « bois en rivière ». Version provisoire.
- Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F. et Guilbert, E., 2018. The indicator side of tree microhabitats: a multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55 (5), 2147-2159.
- Paillet, Y. et Gosselin, M., 2011. Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : Etat des connaissances en forêt tempérée européenne. *Vertigo*, 11(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.11133>
- Paillet, Y., Pernot, C., Boulanger V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346, 51-64. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.037>
- Pasinelli, G., 2007. Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16, 1283-1298.
- Pasinelli, K.S. et Sute, W., 2000. Le bois mort – un habitat. Note pour le praticien. WSL 33.
- Penttilä, R., 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. Thèse de doctorat. University of Helsinki, 35.
- Penttilä, R., Siitonen, J. et Kuusinen, M., 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117 (3), 271-283.

Pichard G., 2015. Le champignon, allié de l'arbre et de la forêt. Centre National de la Propriété Forestière (CNPF), 46.

Piechnik, Ł., Kurek, P., Ledwoń, M. et Holeksa, J., 2020. Both natural and anthropogenic microhabitats and fine-scale habitat features of managed forest can affect the abundance of the Eurasian Wren. *Forest Ecology and Management* 456 (117695). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117695> (2020).

Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. et Mäkipää, R., 2012. Fungal community dynamics in relation to substrate quality of decaying Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) logs in boreal forests. *FEMS Microbiology Ecology* 81 (2), 494-505.

Rametsteiner, E., 2009. Governance concepts and their application in forest policy initiatives from global to local levels. *Small-scale Forestry*, 8(2), 143-158.

Ranius, T., Hamalainen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklof, K., Stendahl, J., Rudolphi, J., Stens, A. et 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.

Redolfi De Zan, L., Battisti, C. et Carpaneto, G.M., 2014. Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. *Community Ecology* 15, 235-245. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.12>

Remm, J., Lohmus, A. et Remm, K., 2006. Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221 (1-3), 267-277.

Rivoire, B., 2010. Les Polypores, une richesse fongique pour la biodiversité rhon-alpine. Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon, Hors série n°2, 91-94.

Rose, F. et Coppins, A.M., 2002. Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices, in Nimis, P.L., Scheidegger, C. et Wolseley, P.A. (eds.), "Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens". NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences 7, Dordrecht, Boston et Londres Kluwer Academic Publishers, 343-348.

Ruczyński, I. et Bogdanowicz, W., 2005. Roost Cavity Selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, Eastern Poland. *Journal of Mammalogy* 86 (5), 921-930. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[921:RCSBNN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[921:RCSBNN]2.0.CO;2)

Sanchez, A., Chittaro, Y. et Gonseth, Y., 2018. Préférences écologiques des coléoptères saproxyliques emblématiques de Suisse. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 169 (3), 158-165.

San Martin, G. et Nyssen, P., 2019. Bats trends in Belgium 1993-2016. Rapport non publié.

Savoie, J.-M., Thomas, M., Cateau, E., Goux, N. et Paccard, P., 2021. Connaître les forêts anciennes et matures: comment? pourquoi? *Revue Forestière Française* LXXIII (2-3), 179-209. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5468>

Schigel, D.S., 2009. Polypore assemblages in boreal old-growth forests, and associated Coleoptera. Academic dissertation, Helsinki. 45.

Schnitzler-Lenoble, A., 2002. Écologie des forêts naturelles d'Europe : biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Tec et Doc., Paris, 271.

Seymour, R.S., White, A.S. et deMaynadier, P.G., 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155, 357-367.

Siitonen, J., 2001. Forest Management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49, 11-41.

Siitonen, J. et Jonsson, B.G., 2012. Other associations with dead wood material, in Stokland, J.N., Siitonen, J. et Jonsson, B.G. (eds.), "Biodiversity in dead wood". Cambridge University Press, New York, 58-76.

Silva, M.-A., Drollinger, F., Morard, E. et Büttler, R., 2021. Évolution du bois mort dans les forêts de Montricher. *Mémoire de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 29, 47-61.

Šišák, L., 2011. Forest visitors' opinions on the importance of forest operations, forest functions and sources of their financing. *Journal of Forest Science*, 57(6), 266-270.

Smith, K.W., 2000. Long term monitoring of great spotted woodpeckers and dead wood. *English Nature Science* 34, 63-70.

Speight, M.C.D., 1989. Les invertébrés saproxyliques et leur protection. Conseil de l'Europe, Strasbourg.

Stephenson, N.L., Das, A.J., Condit, R., Russo, S.E., Baker, P.J., Beckman, N.G., Coomes, D.A., Lines, E.R., Morris, W.K., Ruger, N., Alvarez, E.O., Blundo, C., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Davies, S.J., Duque, A., Ewango, C.N., Flores, O., Franklin, J.-F., Grau, H.R., Hao, Z., Harmon, M.E.O., Hubbel, S.P., Kenfack, D., Lin, Y., Makana, J.R., Malizia, A., Malizia, L.R., Pabst, R.J.O., Pongpattananurak, N., Su, S.H., Sun, I.F., Tan, S., Thomas, D., Van Mantgem, P.J., Wang, X., Wiser, S.K.O. et Zavala, M.A., 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507 (7490), 90-93.

Stockland, J., Siitonen, J. et Jonsson, B.G., 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. 509.

Storch, F., Dormann, C.F. et Bauhus, J., 2018. Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems* 5 (34).

Thompson, I.D., Baker, J.A. et Ter-Mikaelian, M., 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177, 441-469.

Tillon, L., Bouget, C., Paillet, Y. et Aulagnier, S., 2016. How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research* 135, 433-449.

Union pour la Conservation de la Nature, the IUCN red list of threatened species. www.iucnredlist.org/

Vallauri, D., André, J. et Blondel, J., 2003. Le bois mort, une lacune des forêts gérées. *Revue Forestière française* LV (2-2003), 99-112.

Vallauri, D. et Poncet, L., 2002. État de la protection des forêts en France: indicateurs 2002. Paris, WWF, 100.

Van Keymeulen, V., Claessens, H. et Ligot, G., 2022. Qu'est ce qui plaît aux visiteurs de la forêt ? Tour d'horizon des préférences liées aux caractéristiques de la forêt et aux modes de gestion des peuplements. *Forêt Nature* 163, 24-33.

Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Walley, R., Köhler, F., Crevecoeur, L., Govaere, L., Thomaes, A. et Verheyen, K., 2011. Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45 (5), 909-936.

Vandekerckhove, K., Thomaes, A. et Jonsson, B., 2013. Connectivity and fragmentation: Island biogeography and metapopulation applied to old-growth-elements. In: Kraus, D. et Krumm, F. (eds), "Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity". European Forest Institute, Freiburg, 104-115.

Wallenius, T., Niskanen, L., Virtanen, T., Hottola, J., Brumelis, G., Angervuori, A., Julkunen, J. et Pihlström, M., 2010. Loss of habitats, naturalness and species diversity in Eurasian forest landscapes. *Ecological Indicators* 10 (6), 1093-1101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.006>.

Weiserbs, A., Van Vyve, C., Graitson, E., Derouaux, A. et Kinet, T., 2021. Actualisation des listes rouges wallonnes des espèces menacées, pour les groupes d'espèces amphibiens, reptiles, oiseaux et chauves-souris. Rapport final Natagora SPW ARNE, 52.

Wermelinger, B., 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - A review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202, 67-82.

Winter, S. et Moller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255 (3-4), 1251-1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>

WSL, 2022. Bois mort. www.boismort.ch



© Peggy Schillemans

Nous sommes heureux de vous faire découvrir le travail de notre association.

SI VOUS APPRÉCIEZ LE CONTENU DE CE DOSSIER, MERCI DE PENSER À NOUS SOUTENIR

Pourquoi c'est important ?

Forêt & Naturalité est la seule association en Wallonie à défendre les forêts naturelles et sauvages.

Au-delà de nos dossiers conçus avec rigueur, Forêt & Naturalité défend la forêt et la nature sauvage au sein des institutions et auprès des décideurs, sensibilise le grand public et les médias, forme les futurs professionnels de la gestion des espaces naturels, et collabore avec de nombreux acteurs de la forêt à l'échelle locale et internationale.

Devenez membre ou faites un don déductible fiscalement

Notre association dépend essentiellement de vos adhésions et de vos dons, ce qui permet d'assurer son indépendance et sa liberté d'action.



Découvrez nos actions et rejoignez notre communauté

Pour en apprendre plus sur notre association, rendez-vous sur notre site internet www.foret-naturalite.be

Et pour ne rien rater de nos prochaines activités, n'hésitez pas à nous suivre sur les réseaux sociaux :



<https://foret-naturalite.be/nous-soutenir/>

Merci pour votre curiosité et votre engagement à nos côtés.

L'équipe de Forêt & Naturalité