

Comparaison de scénarios sylvicoles visant à augmenter la quantité de bois mort et de dendromicrohabitats - Une approche combinant mesures de terrain et simulations

Auteur : Muscat, Gabriel

Promoteur(s) : Ligtot, Gauthier

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/22341>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Comparaison de scénarios sylvicoles visant à augmenter la quantité de bois mort et de dendromicrohabitats

Une approche combinant mesures de terrain et simulations

Gabriel Muscat

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master
bioingénieur gestion des forêts et des espaces naturels

Année académique 2024-2025

Promoteur : Gauthier Ligot

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech".

"Le présent document n'engage que son auteur".

Comparaison de scénarios sylvicoles visant à augmenter la quantité de bois mort et de dendromicrohabitats

Une approche combinant mesures de terrain et simulations

Gabriel Muscat

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master
bioingénieur gestion des forêts et des espaces naturels

Année académique 2024-2025

Promoteur : Gauthier Ligot

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mon promoteur, Gauthier, pour sa disponibilité, ses conseils avisés et ses relectures pertinentes (même en vacances!).

Je suis également reconnaissant envers le domaine d'Haugimont de m'avoir ouvert ses portes, Charles, Simon et Rudi. Un grand merci à Laurence et Christine du projet "30 années de sylviculture Pro Silva à Haugimont" pour leur expertise et le partage de leurs connaissances de l'écosystème forestier.

Un grand merci à Benoit Courbaud pour avoir pris le temps de répondre à mes nombreuses questions et pour m'avoir fait découvrir son modèle impressionnant.

Merci à Jo pour ses explications sur le GPS de précision et le post-traitement, ainsi que pour son accompagnement sur le terrain. Merci également à Florentin Rogister pour son aide en forêt.

Un merci tout particulier à l'équipe des forestiers : Rémy, Abdoul, Élise, Alex, Seb, Gladys, Pauline, Clément, Flo, Théo et Martin, pour leur soutien même après la fin de leur TFE. Merci aussi à mes derniers acolytes de la salle TFiste, Alice et Simon.

Je remercie les professeurs de Gembloux, et en particulier Hugues Claessens, qui a su transmettre sa passion des forêts, notamment sur le terrain.

Merci aux amis et cokoteurs qui ont rendu mes années d'études à Gembloux inoubliables.

Un grand merci à ma famille : mes parents, mes grands-parents et mon frère, de m'avoir permis de réaliser ces études ainsi que pour l'amour et la bienveillance que vous m'apportez. Enfin, merci Diana pour ton soutien, avec toi la vie est belle.

Résumé

La sylviculture Pro Silva, visant à concilier production durable de bois et préservation de la biodiversité, suscite un intérêt croissant. D'un côté, le bois représente une ressource renouvelable pour l'avenir ; de l'autre, la biodiversité constitue un enjeu majeur dans le contexte de la sixième extinction de masse. L'une des principales causes de l'effondrement de la vie sur Terre réside dans la perte d'habitats liée à l'artificialisation des milieux naturels. En forêt, cette artificialisation se manifeste notamment par la diminution des volumes de bois mort.

Ce projet vise à évaluer l'effet de différents scénarios sylvicoles permettant d'accroître la quantité de bois mort et de dendromicrohabitats. Il s'appuie sur cinq zones d'étude dans le domaine d'Haugimont, où un inventaire complet des arbres et un échantillonnage du bois mort ont été réalisés. Puis, le modèle de simulation forestière Samsara2 a permis de comparer des scénarios sylvicoles.

Les résultats montrent qu'en l'absence de mesures spécifiques, les volumes de bois mort restent faibles, même avec une gestion Pro Silva. Les simulations révèlent qu'il est possible d'augmenter ces volumes et le nombre d'arbres à habitats grâce à des adaptations sylvicoles, atteignant ainsi des seuils suffisants pour soutenir les communautés saproxyliques. Cependant, ces adaptations impliquent un coût d'opportunité estimé entre 35 €/ha/an et 450 €/ha/an, selon les stratégies adoptées. Ces conclusions doivent toutefois être interprétées avec prudence en raison du nombre limité de zones d'étude.

Ce type d'étude novatrice pourrait s'avérer utile pour soutenir des pratiques sylvicoles plus respectueuses de l'environnement. Il importe toutefois de rappeler que l'enjeu du bois mort et dendromicrohabitats dans les forêts dépasse le cadre technique : il exige un changement de paradigme, tant au niveau individuel que sociétal, pour garantir un avenir désirable.

Abstract

Pro Silva silviculture, which aims to balance sustainable timber production with biodiversity preservation, is gaining increasing interest. On one hand, wood represents a renewable resource for the future; on the other, biodiversity is a critical issue in the context of the sixth mass extinction. One of the main causes of the collapse of life on Earth is habitat loss due to the artificialization of natural environments. In forests, this artificialization is notably reflected in the reduction of deadwood volumes.

This project aims to evaluate the impact of different silvicultural scenarios that increase the quantity of deadwood and tree-related microhabitats. It focuses on five study areas in the domain of Haugimont, where a complete tree inventory and deadwood sampling were conducted. The Samsara2 forest simulation model was then used to compare the silvicultural scenarios.

The results show that, in the absence of specific measures, deadwood volumes remain low, even under Pro Silva management. Simulations reveal that it is possible to increase these volumes and the number of habitat trees through silvicultural adaptations, reaching levels sufficient to support saproxylic communities. However, these increases come with an opportunity cost estimated between 35 €/ha/year and €450 €/ha/year, depending on the strategies adopted. Nevertheless, these conclusions should be interpreted with caution due to the limited number of study areas.

This type of innovative study could prove valuable in promoting more environmentally friendly silvicultural practices. However, it is essential to remember that the issue of deadwood and tree-related microhabitats in forests extends beyond technical concerns: it requires a paradigm shift, both at the individual and societal levels, to ensure a desirable future.

Table des matières

1	Introduction	1
2	Revue de la littérature	3
2.1	Le bois mort	3
2.2	Les dendromicrohabitats	7
2.3	Les modèles de simulations forestiers	9
3	Matériel et méthodes	10
3.1	Description du domaine d'étude	10
3.2	Échantillonnage	12
3.3	Simulation	19
4	Résultats	30
4.1	Inventaire des zone d'études	30
4.2	Simulations	35
5	Discussion	41
5.1	Volume de bois mort avec une gestion Pro silva	41
5.2	Création d'itinéraires sylvicoles à l'aide des modèles existants de dynamique forestière	42
5.3	Volumes de bois mort atteint et coûts de l'augmentation des volumes de bois mort et du nombre d'arbres à habitats	42
5.4	Limites de l'étude et pistes d'amélioration	45
5.5	Perspectives	46
6	Conclusion	47
	Contribution personnelle	48
	Références	49

1 Introduction

La sylviculture Pro Silva suscite un intérêt croissant. Cette approche vise à appliquer un ensemble de principes (Sanchez, 2013) afin de fournir, en minimisant les coûts, une production de bois de qualité et une diversité d'autres services écosystémiques. En s'appuyant sur les processus naturels, notamment la régénération naturelle d'espèces indigènes, elle conduit à une forêt diversifiée en termes de structure et composition. Des éclaircies sélectives sont régulièrement pratiquées pour récolter du bois tout en maintenant des conditions favorables à la régénération. De plus, un couvert forestier continu est préservé en permanence, et une structure irrégulière, comprenant des arbres de tailles et d'âges divers, est promue. Des pratiques comparables sont connues sous les termes de Sylviculture Mélangée à Couvert Continu (SMCC), Continuous Cover Forestry (CCF), sylviculture irrégulière ou encore sylviculture proche de la nature (Forêt.Nature, 2022; Sanchez, 2022; Ligot et al., 2024).

Ces pratiques sylvicoles souhaitent concilier la production durable de bois et la préservation de la biodiversité. D'une part, le bois est une ressource renouvelable d'avenir. Il peut répondre à de nombreux besoins, que ce soit pour la construction, l'énergie, ou encore d'autres usages. Face au changement climatique, des mesures d'adaptation et d'atténuation significatives seront nécessaires (IPBES, 2019; IPCC, 2023). Les produits bois pourraient alors se substituer aux produits fossiles, contribuant ainsi, sur le long terme, à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Geng et al., 2017). D'autre part, la préservation de la biodiversité est un objectif en soi à l'ère de la sixième extinction de masse, la première induite par une seule espèce (Ceballos et al., 2015). Au-delà de ces extinctions, les populations d'espèces connaissent globalement des déclin et disparitions gigantesques amenant les scientifiques à parler "d'anéantissement biologique global" afin d'exprimer l'ampleur du phénomène (Ceballos et al., 2017). Quelques chiffres en illustrent l'ampleur : près des deux tiers des insectes ont été exterminés en seulement quelques années (Hallmann et al., 2017), deux tiers des populations de vertébrés ont été décimés en quelques décennies (WWF, 2020), et la moitié des arbres ont été détruits au cours des derniers millénaires (Crowther et al., 2015).

La biodiversité est également un indicateur de la résilience des écosystèmes (Gunderson, 2000). Cette propriété est d'autant plus importante dans un contexte de changement climatique qui augmente la fréquence et l'intensité des événements climatiques extrêmes actuels et futurs (GIEC, 2021). En Wallonie, par exemple, nous pouvons nous attendre à un climat plus chaud, des épisodes de pluies intenses (notamment en hiver) et des canicules estivales plus fréquentes (Himpens et al., 2017). Les écosystèmes forestiers seront d'autant plus affectés que les arbres ont une capacité limitée de migration et d'adaptation (Himpens et al., 2017). Par exemple, le hêtre et l'épicéa, qui représentent plus d'un tiers de la surface forestière wallonne (SPW, 2023), sont des essences particulièrement vulnérables dans le contexte des changements climatiques (Petit S. et al., 2017).

Afin d'aborder plus pleinement l'effondrement de la vie sur terre, il faut citer l'une de ses causes majeures, la perte d'habitats due à l'artificialisation des écosystèmes naturels (IPBES, 2019). En forêt, l'artificialisation de l'écosystème se traduit typiquement par la

disparition de toute une série de niches écologiques. Notamment, le bois mort a été retiré pendant de nombreuses années, que ce soit pour produire du bois énergie, pour des raisons sanitaires ou pour maintenir une forêt dite “propre”. Aujourd’hui, son volume et sa diversité restent insuffisants dans les forêts productives, même si les gestionnaires prennent de plus en plus conscience de son importance (Delahaye et al., 2022).

Le bois mort et les dendromicrohabitats sont des éléments cruciaux pour les écosystèmes forestiers. La diversité animale et végétale liée au bois mort est au moins aussi importante que celle de la phase de croissance active des arbres (Delahaye et al., 2022). Le développement de la biodiversité en forêt passe alors par le maintien de la diversité des dendromicrohabitats et du bois mort, entre autres. Les stades âgés et sénescents sont donc indispensables dans ce contexte, bien qu’ils aient été négligés jusqu’à présent (Himpens et al., 2017). Or, la sylviculture vise à exploiter les tiges de gros bois avant qu’elles n’atteignent ces stades, privilégiant leurs valeurs économiques au détriment de leurs rôles écologiques.

Aujourd’hui, des initiatives telles que Pro Silva reflètent une prise de conscience des enjeux susmentionnés. Ce travail de fin d’études s’inscrit dans cette réflexion en tentant de répondre aux questions suivantes :

- La gestion d’une forêt selon les principes Pro Silva mène-t-elle, par définition, à des volumes suffisants de bois mort ?
- Les modèles existants de dynamique forestière permettent-il de tester des approches visant à augmenter les volumes de bois mort et de dendromicrohabitats ?
- Quels volumes de bois morts en forêt peut-on imaginer atteindre durant les prochaines décennies ?
- Enfin, à quels coûts est-il possible d’augmenter les volumes de bois mort ainsi que la présence d’arbres à habitats ? Est-ce que cela permet de maintenir une gestion Pro-Silva rentable ?

Ces questions sont étudiées au travers de cinq cas d’étude dans le domaine d’Haugimont. Des inventaires y ont révélé que la gestion Pro-Silva a bien permis de diversifier les espèces d’arbres. Cependant, des observations laissent penser que les quantités de bois morts n’ont pas connu d’augmentation notable comparée à une gestion conventionnelle.

Dans ce contexte, ce projet vise plus particulièrement à comparer des itinéraires sylvicoles permettant d’accroître la quantité de bois mort et de dendromicrohabitats à des seuils favorables pour la diversité des espèces, notamment saproxyliques. Une revue de la littérature a été réalisée sur le bois mort et les dendromicrohabitats en forêt ainsi que sur les modèles permettant de simuler l’évolution des forêts irrégulières. Un inventaire de tous les arbres sur des surfaces de 1 ha (diamètre, essence, dendromicrohabitats, qualité) et un échantillonnage du bois mort a été effectué dans chaque cas d’études. Ensuite, un modèle de simulation forestière, appelé Samsara2, intégrant un algorithme de description de stratégies sylvicoles a été utilisé sur ces données afin de comparer (sur base économique, du volume récolté, des volumes de bois morts. . .) différents scénarios sylvicoles. Ces scénarios

comparent l'impact de la récolte du bois mort, du maintien d'arbres biologiques ainsi que de la surface terrière¹ sur les quantités de bois mort et de dendromicrohabitats.

2 Revue de la littérature

2.1 Le bois mort

2.1.1 Importance pour l'écosystème forestier

Le bois mort joue un rôle fondamental dans l'écosystème forestier, tant pour la conservation de la biodiversité que pour les cycles des nutriments et du carbone (Evans et al., 2013).

Qu'il soit sur pied ou au sol, il constitue un élément clé du cycle de vie de nombreux organismes saproxyliques, c'est-à-dire d'espèces dépendantes des matières ligneuses en décomposition (Stokland et al., 2012). Il sert également de ressource pour d'autres organismes non saproxyliques, offrant nourriture, substrat, abri, sites d'hibernation, de nidification ou de repos. Ces espèces qui utilisent le bois mort incluent des bryophytes, lichens, champignons (Figure 1a), plantes vasculaires, ainsi que des animaux vertébrés (mammifères, reptiles, amphibiens, oiseaux, etc.) et invertébrés (coléoptères (Figure 1b), fourmis, termites, etc.) (Stokland et al., 2012; Dittrich et al., 2014; Preikša et al., 2015; Bütler et al., 2004). Le bois mort est ainsi considéré comme indispensable pour au moins un quart de la biodiversité forestière (Stokland et al., 2012).



FIGURE 1 – (a) Troncs tombés au sol et présentant un grand nombre de fructifications de polypores. (b) Scolyte ridé (*Rhysodes sulcatus*) qui habite les stades avancés de décomposition des arbres de grand diamètre (Thorn et al., 2020).

Les espèces susmentionnées jouent des rôles importants dans la décomposition de la matière organique, l'intégration du carbone dans le sol et le cycle des nutriments (Harmon et al., 1986; Magnússon et al., 2016; Parisi et al., 2018). Ainsi, le bois mort contribue

1. Une mesure de la densité d'un peuplement. Plus précisément, la surface terrière d'un peuplement, correspond à la surface de toutes les sections transversales des troncs, à 1,30 m de hauteur, des arbres présents sur un hectare de forêt. Elle s'exprime en m^2/ha .

de manière significative au cycle des nutriments et du carbone, tout en constituant un important réservoir de carbone (Bujoczek et al., 2018; Evans et al., 2013; Parajuli & Markwith, 2023). Autour de 6 % à 8 % du carbone stocké dans les forêts l'est dans le bois mort (Environmental Protection Agency, 2007 dans Evans et al., 2013; Pan et al., 2011). Les troncs d'arbres morts jouent également un rôle dans la régénération forestière, particulièrement lorsque les conditions climatiques sont difficiles en maintenant une certaine humidité autour d'eux (Zielonka, 2006).

À cause de la spécificité de leur habitat et de leur niche écologique étroite, les espèces saproxyliques, pourtant cruciales pour le fonctionnement des écosystèmes, sont plus susceptibles de risques d'extinction. De plus, certaines espèces déjà menacées par d'autres facteurs risquent d'autant plus l'extinction (Siitonen, 2012). La meilleure stratégie pour leur protection consiste à préserver leurs habitats naturels, notamment en laissant les arbres morts en forêt qui traverseront toutes les phases de décomposition (Gutowski, 2006 dans Bujoczek et al., 2018).

2.1.2 Disparition du bois mort de l'écosystème forestier

Historiquement, les bois morts et les vieux arbres étaient naturellement dispersés dans les forêts (Figure 2). Cependant, les pratiques sylvicoles de l'époque encourageaient leur élimination, car ils étaient perçus comme un gaspillage de ressources économiques et une source de maladies (Hartig, 1808 dans Thorn et al., 2020). Cette perception persiste aujourd'hui, où la crainte de perdre une ressource précieuse, et donc de l'argent, continue de motiver l'exploitation systématique des arbres dépérissants ou morts (Thorn et al., 2020). Cette élimination s'opère notamment à travers la récolte de bois de chauffage, l'extraction de biomasse issue des souches (Jonsell, 2007), et l'abattage sélectif des arbres présentant une haute valeur économique et écologique (Thorn et al., 2020).

Une autre raison invoquée pour éliminer le bois mort, qui est créé par des perturbations naturelles et anthropogéniques, est de réduire le risque de nouvelles perturbations, typiquement pour diminuer la quantité de combustible dans une forêt (Thorn et al., 2020).

La dégradation des forêts se manifeste par la perte de structures écologiques essentielles, telles que le bois mort et les arbres dépérissants. Cette dégradation est largement attribuable à un manque de sensibilisation, tant chez les décideurs que dans le grand public, concernant l'importance de ces éléments pour la biodiversité forestière et les services écosystémiques (Thorn et al., 2020).

Contrairement à la déforestation, cette dégradation reste légale et moins perceptible, car elle ne modifie pas directement la couverture forestière (Stokland et al., 2012; Müller et al., 2015). Cependant, ses conséquences peuvent accélérer la perte de biodiversité à un rythme supérieur à celui de la déforestation elle-même (Barlow et al., 2016).



FIGURE 2 – Exemples d’arbres morts de grandes dimensions. Il s’agit ici de chênes en forêt de Tronçais.

2.1.3 Les quantités et la qualité du bois mort

Actuellement, le volume moyen de bois mort dans les forêts européennes (et wallonnes) est estimé à $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Van Brusselen, 2011 dans Bujoczek et al., 2018 ; Delahaye et al., 2022). Cependant, les volumes de bois mort varient considérablement entre les forêts en raison de nombreux facteurs anthropiques, biotiques et abiotiques qui influencent leur accumulation et leur décomposition. Ces facteurs incluent les conditions écologiques et bioclimatiques, les régimes de perturbations, la gestion forestière, la structure de la forêt, le volume de bois vivant sur pied ou encore le pourcentage d’arbres dépérissants (Van Brusselen, 2011 dans Bujoczek et al., 2018 ; Harmon et al., 1986 dans Parajuli & Markwith, 2023 ; Seibold et al., 2021).

Par exemple, dans les forêts naturelles et protégées de Pologne, le volume moyen de bois mort atteint $170 \text{ m}^3/\text{ha}$, pour un volume moyen vivant sur pied de $525 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Bujoczek et al., 2018), tandis que beaucoup des forêts gérées ont des volumes encore inférieurs à $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Jonsson et al., 2016).

Müller & Bütler (2010) ont mené une revue des valeurs seuils de bois mort nécessaires pour soutenir la majorité des espèces et des communautés saproxyliques dans les forêts européennes. À l’échelle locale, les seuils identifiés varient de 20 à $30 \text{ m}^3/\text{ha}$ pour les forêts boréales, de 30 à $40 \text{ m}^3/\text{ha}$ pour les forêts de montagne et de 30 à $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ pour

les forêts de plaine. Ces volumes représentent le minimum recommandé pour assurer la conservation des communautés saproxyliques, même dans des forêts gérées.

Dans les études réalisées en Europe, majoritairement dans des zones où les forêts sont exploitées, il apparaît que les communautés saproxyliques sont souvent appauvries, même dans les forêts naturelles. Ce constat soulève le risque que les seuils identifiés soient trop bas pour répondre aux besoins de certaines espèces. Par exemple, certaines espèces mentionnées dans la littérature, comme le scarabée *Pytho kolwensis*, n'ont été observées que dans des forêts exemptes d'exploitation forestière, où le volume de bois mort dépasse 70 m³/ha. De plus, pour garantir la viabilité à long terme des communautés saproxyliques, il est essentiel d'intégrer une approche à une échelle spatiale et temporelle plus large, un aspect encore insuffisamment exploré (Müller & Bütler, 2010).

Concernant la question de l'importance relative du volume par rapport à la qualité du bois mort, Müller & Bütler (2010) mettent en évidence une corrélation entre le volume de bois mort et sa diversité. Une grande diversité de bois mort est donc généralement induite par un grand volume de celui-ci.

2.1.4 Bois mort et économie

Quelques articles investiguent les coûts économiques associés au maintien du bois mort, en particulier pour les écosystèmes boréaux (Eyvindson et al., 2018), et notamment sur le plan de la gestion des souches (Snäll et al., 2017; Jönsson et al., 2020).

Deux études se concentrent sur des écosystèmes tempérés plus proches de ceux observés en Belgique. Elles se focalisent spécifiquement sur les coûts engendrés par la rétention d'un volume de bois mort suffisant pour assurer le maintien des communautés saproxyliques.

Dans la première étude, Augustynczyk et al. (2018) ont analysé les implications économiques des pratiques de rétention de bois mort et d'arbres biologiques, visant à créer un réseau d'habitats dans une forêt mixte de montagne située dans le sud-ouest de l'Allemagne. Leur approche repose sur des méthodes de simulation et d'optimisation, permettant d'évaluer les impacts économiques de ces pratiques tout en établissant un réseau d'habitats forestiers comprenant des réserves et des corridors connectés.

L'étude s'est déroulée sur une superficie totale de 2679 ha, principalement en zones de montagne, avec des peuplements dominés par *Picea abies* (62 %). Le scénario de gestion de référence, « business as usual », s'appuyait sur une gestion classique en futaie régulière. Dans ces forêts, la quantité moyenne de bois morts était de 29 m³/ha. Les chercheurs ont initialement décidé d'abandonner au sol 6 m³/ha de bois issu de la première coupe pour atteindre 35 m³/ha. Ils ont ensuite estimé qu'un apport de 9 m³/ha tous les 10 ans permettrait de maintenir ce stock.

Le coût de la rétention d'arbres biologiques (2,5 à 5 arbres/ha selon les espèces dominantes) a été estimé à 267 €/ha sur 50 ans, soit environ 4 % de la valeur actuelle nette (VAN). En revanche, le maintien du bois mort a représenté un coût moyen de 1528 €/ha

sur 50 ans, équivalent à 24 % de la VAN.

Le second article des mêmes auteurs, en 2019, présente une étude similaire portant sur l'impact économique de l'augmentation de la biomasse de bois mort dans les forêts européennes, basée sur des simulations de 80 ans (Augustynczik & Yousefpour, 2019).

Les résultats révèlent que les coûts de gestion varient selon la rentabilité des différentes régions. Dans les zones à faible rentabilité, le coût d'opportunité² pour accroître le volume de bois mort serait relativement faible, tandis que dans les zones à forte rentabilité, il serait plus élevé. Ainsi, dans les pays où le bois est vendu à des prix unitaires relativement faibles, comme l'Estonie et la Finlande, ou à forte croissance forestière, comme la République tchèque et la Roumanie, il serait possible d'augmenter le bois mort sans entraîner de pertes économiques majeures. Cependant, dans les pays d'Europe avec des prix du bois élevés et des taux de croissance des arbres modérés, tels que la France et l'Autriche, un compromis important devrait être fait entre rentabilité et rétention du bois mort. Par ailleurs, dans les zones méditerranéennes, la demande d'un niveau élevé de bois mort peut rendre la gestion forestière économiquement non viable, avec des VAN négatives.

Augustynczik & Yousefpour (2019) concluent que les seuils de bois mort de 20 à 50 m³/ha pourraient être atteints à des coûts modérés dans la plupart des pays européens. Cependant, des exigences plus strictes en matière de volumes de bois mort entraîneraient une réduction de l'intensité de la gestion forestière, générant ainsi des pertes économiques supplémentaires. Ce compromis est particulièrement accentué dans les forêts de chêne, du fait de la croissance lente des arbres et de leurs valeurs individuelles importantes.

2.2 Les dendromicrohabitats

Les dendromicrohabitats représentent une diversité de structures essentielles à de nombreuses espèces. Ce concept peut être relié au bois mort tant les pressions subies et les espèces qui en dépendent sont similaires (Martin et al., 2022).

Larrieu et al. (2018) ont proposé une définition et une typologie homogénéisées des dendromicrohabitats, qui constituent désormais une base de référence pour les études ultérieures. Les dendromicrohabitats sont définis comme des structures distinctes et bien délimitées apparaissant sur les arbres vivants ou morts sur pieds, servant de substrats ou de sites de vie essentiels ou spécifiques pour des espèces ou des communautés d'espèces, au moins à une étape de leur cycle de vie. Ils se classent en sept catégories morphologiques principales : polypores (Figure 3a), blessures et bois de cœur exposé, bois mort dans le houppier, excroissances (Figure 3b), cavités (Figure 3c), structures épiphytiques, épixyliques ou parasitiques (comme les nids), et exsudats (écoulements de sève).

2. Différence de revenus nets par rapport à un scénario de référence.



FIGURE 3 – (a) Coccinelles cherchant abri dans un polypore en décomposition. (b) Loupes, les larves de quelques espèces de papillons se développent dans les fissures de l'écorce créée. (c) Chouettes nichant dans des cavités.

Ce concept est encore relativement récent. À ce jour, il est principalement utilisé en Europe, avec seulement quelques études menées dans d'autres régions du monde (Martin et al., 2022). La typologie proposée vise à accroître la comparabilité des études sur les dendromicrohabitats. Bien qu'elle soit initialement conçue pour les forêts tempérées et méditerranéennes, elle reste néanmoins adaptable pour inclure de nouveaux dendromicrohabitats provenant d'autres types de forêts (Martin et al., 2022).

Certaines caractéristiques favorisent la présence de dendromicrohabitats. À l'échelle de l'arbre, ce sont ceux de grand diamètre, sénescents ou morts, qui présentent généralement une densité et une diversité plus élevées de ces structures (Michel et al., 2011; Paillet et al., 2019; Asbeck et al., 2021; Kõrkjas et al., 2021; Martin et al., 2021). À diamètre équivalent, les feuillus hébergent généralement une plus grande quantité et diversité de dendromicrohabitats (Larrieu et al., 2012; Bouget et al., 2014; Paillet et al., 2019; Asbeck et al., 2021; Marziliano et al., 2021). À l'échelle des peuplements, les forêts anciennes et dites « naturelles » ou « subnaturelles » présentent généralement une plus grande richesse en dendromicrohabitats (Martin et al., 2022).

Dans leur article introduisant “l’indice de biodiversité potentielle”, Larrieu & Gonin (2008) considèrent que les peuplements les plus favorables à la biodiversité comportent au moins cinq très gros arbres vivants et six arbres porteurs de dendromicrohabitats à l’hectare. Dans un article plus récent, Delahaye et al. (2022) proposent des recommandations similaires pour avoir des forêts fonctionnelles et résilientes en Wallonie, en préconisant le maintien de cinq vieux et gros arbres par hectare ainsi que de cinq arbres-habitats par hectare.

Bien que jeune, le concept des dendromicrohabitats connaît une expansion rapide et pourrait servir d’indicateur de naturalité, au moins pour certaines de ses catégories (les blessures, fréquentes en forêt gérée, sont moins discriminantes à cet égard) (Martin et al., 2022). Les dendromicrohabitats présentent également un intérêt en sciences sociales, notamment dans la perception de la naturalité des forêts (Martin et al., 2022).

2.3 Les modèles de simulations forestiers

Faire évoluer les pratiques sylvicoles implique une part d’incertitude quant à l’impact sur les écosystèmes forestiers (Puettmann, 2011). Il est donc essentiel d’évaluer ces impacts avant d’adopter de nouvelles approches, notamment par des expérimentations (Lafond, 2014).

Cependant, en forêt, les expérimentations de terrain, bien que nécessaires, présentent de nombreuses contraintes (Peng, 2000; Pretzsch et al., 2008). La durée des cycles sylvicoles entraîne des coûts élevés pour leur mise en place et leur suivi, ce qui limite le nombre de modalités et de répétitions possibles. Par ailleurs, la maîtrise des conditions expérimentales reste faible, en raison des spécificités écologiques locales, des aléas climatiques et des événements extrêmes (Lafond, 2014).

Dans ce contexte, les modèles de simulation forestiers apparaissent comme des outils prometteurs. Ils permettent de simuler la dynamique forestière à des échelles spatio-temporelles souvent inaccessibles aux études de terrain classiques (Maréchaux et al., 2021). Couplés à des algorithmes de coupe, ces modèles reproduisent l’évolution des peuplements forestiers et permettent de mener des expérimentations sylvicoles sur le long terme (Söderbergh & Ledermann, 2003). Les simulations offrent la possibilité de concevoir et comparer divers itinéraires de gestion forestière, devenant ainsi des outils pour alimenter les discussions autour d’une gestion durable des forêts (Courbaud et al., 2017; Söderbergh & Ledermann, 2003). Le choix du type de modèle et du niveau de détail dépend toutefois des objectifs (Lafond, 2014).

Les modèles les plus simples se limitent à simuler les peuplements. Ces modèles conviennent aux futaies régulières monospécifiques et sont les plus courants, car plus faciles à développer (Courbaud et al., 2017). En revanche, la modélisation des futaies irrégulières mixtes nécessite des modèles plus complexes, capables de représenter la structure hétérogène de ces peuplements et les processus démographiques multiples qui s’y déroulent simultanément. Les modèles adaptés aux futaies irrégulières sont souvent individu-centrés, simu-

lant chaque arbre individuellement, et spatialement explicites, intégrant la localisation des arbres dans le peuplement (Courbaud et al., 2017). Un des principaux atouts de ces modèles réside dans leur capacité à représenter les interactions entre arbres, notamment la compétition pour la lumière, un facteur clé dans la dynamique des peuplements irréguliers (Maréchaux et al., 2021).

En ce qui concerne les algorithmes de coupe, une majorité est relativement simple et basée sur un tirage aléatoire d'arbres jusqu'à atteindre les objectifs de coupe définis à l'échelle du peuplement (par exemple, en termes de surface terrière ou de volume) ou selon des catégories de taille. Ces algorithmes conviennent principalement aux modèles orientés peuplement. Toutefois, leur utilisation avec des modèles individu-centrés et spatialement explicites limite le potentiel de ces derniers, car elle n'exploite pas pleinement les informations disponibles. Pour une gestion adaptée à ces modèles, les algorithmes doivent être plus sophistiqués en permettant de sélectionner plus précisément les tiges à couper en fonction de critères tels que le diamètre, l'essence ou la distance entre arbres (Courbaud et al., 2017; Lafond, 2014).

3 Matériel et méthodes

3.1 Description du domaine d'étude

3.1.1 Localisation et utilisation

Le domaine d'Haugimont appartient à l'Université de Namur depuis 1978. Il est situé dans le Condroz namurois, dans la commune de Gesves, à Faulx-les-Tombes. Aujourd'hui, il s'étend sur 360 hectares répartis en deux blocs : le massif d'Haugimont, au nord qui couvre 241 hectares dont 178 de forêts, et le massif de Gesves, au sud qui s'étend sur 119 hectares (Figure 4).

L'université de Namur privilégie une utilisation pédagogique du domaine tout en exigeant une rentabilité financière. Cette dernière est assurée par diverses activités, telles que l'exploitation forestière, la chasse ou encore la location de locaux. La gestion sylvicole doit ainsi concilier des objectifs culturels, écologiques et économiques. Depuis plus de trois décennies, la sylviculture Pro Silva, adoptée dans le domaine, est la réponse qui a été choisie face à ces trois enjeux (Bille et al., 2013).

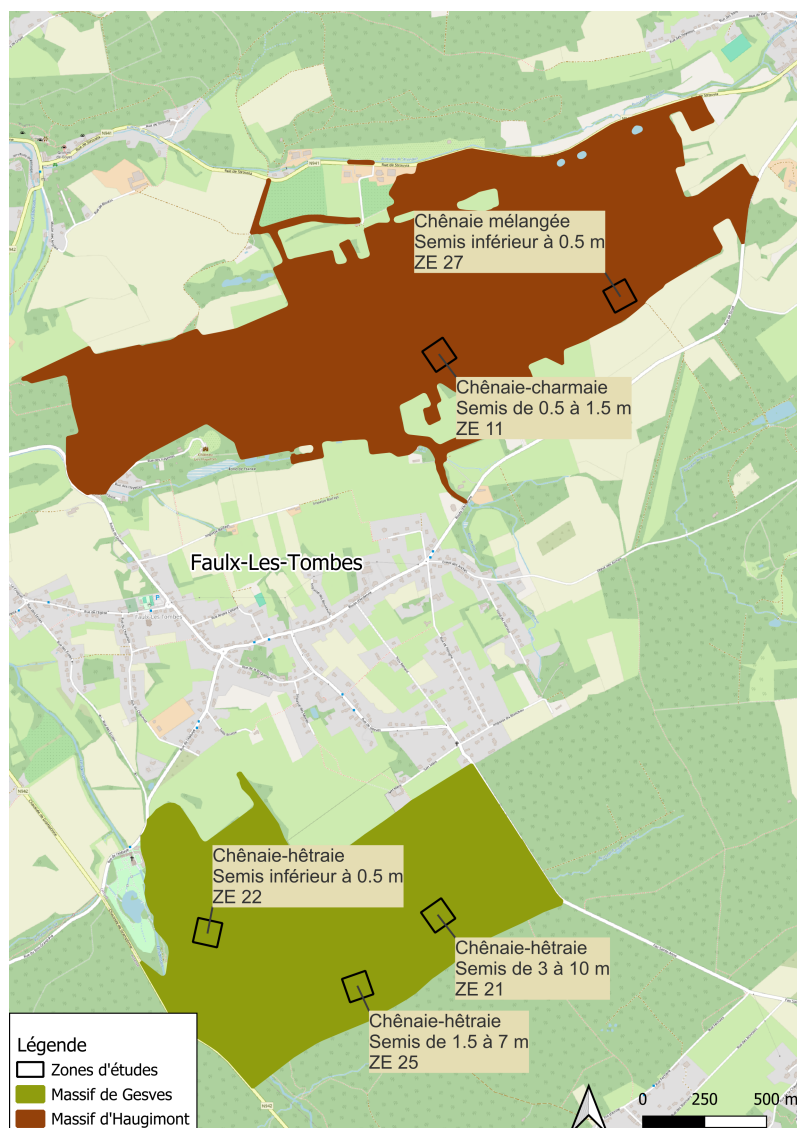


FIGURE 4 – Situation géographique des massifs forestiers du domaine d'Haugimont et des zones d'études de 1 ha inventorié.

3.1.2 Historique et gestion actuelle

Dans leur article, Bille et al. (2013) retracent l'évolution de la gestion du domaine d'Haugimont. Dès 1978, lors de l'élaboration du premier plan d'aménagement, le gestionnaire avait discerné les bénéfices d'un mélange d'essences. Dans ce cadre, des plantations variées (frêne, merisier, érable, chêne pédonculé, chêne d'Amérique, noyer, mélèze hybride, etc.) ont été établies sur plus de 30 hectares entre 1978 et 1990. Cependant, ces efforts ont mis en évidence plusieurs limites comme la destruction de semis naturels lors des travaux de plantation et de dégagement, une mauvaise qualité des plantations et un choix restreint des provenances. Ces constats ont conduit à la réflexion suivante : face au coût élevé des plantations, serait-il possible de privilégier les semis naturels ?

L'association Pro Silva, fondée en Slovénie en 1989 et introduite en Wallonie en 1992, a marqué un tournant. C'est cette même année que le gestionnaire du domaine d'Haugi-

mont a commencé à appliquer ses principes pour répondre aux enjeux du domaine. La régénération naturelle constitue l'un de ses principes prioritaires, éliminant les coûts de plantation même si elle reste une source importante de travaux.

La gestion actuelle vise à irrégulariser et diversifier les peuplements pour assurer un renouvellement continu de la forêt. Pour ce faire, des coupes sont réalisées tous les huit ans ciblant les arbres mûrs ainsi que ceux devant être retirés pour favoriser les arbres d'avenir. L'année après l'exploitation des grumes, le bois de chauffage est exploité, comprenant les houppiers et les arbres du sous-bois qui ont été martelés.

3.1.3 Conditions stationnelles et peuplements en place

Le domaine se situe dans la zone bioclimatique Sambre-et-Meuse et Condroz, une région de transition entre le climat atlantique et l'Ardenne. Cette position confère à la plupart des essences une aptitude bioclimatique proche de l'optimum (Petit S. et al., 2017). Les peuplements forestiers, dominés par le chêne, reflètent une sylviculture orientée en sa faveur. D'autres essences y sont également présentes, telles que l'épicéa, le hêtre, le pin sylvestre et le douglas.

Les informations suivantes ont été récupérées à partir d'une analyse surfacique réalisée dans Forestimator (forestimator.gembloux.ulg.ac.be).

Les sols, majoritairement limono-caillouteux et limoneux, présentent des niveaux trophiques allant de oligotrophe à méso-oligotrophe, avec des indices compris entre -2 et -1. Bien que légèrement contraignants, ces sols permettent à de nombreuses essences d'être à l'optimum. En revanche, les conditions hydriques sont plus variées, oscillant entre des régimes mésiques à secs (+1 à +5) et des régimes hydriques alternatifs localisés (-1 RHA). Ces contraintes hydriques limitent les essences adaptées pour les niveaux les plus élevés, avec seulement quelques espèces à l'optimum. Cette hétérogénéité hydrique résulte de la topographie vallonnée des deux massifs. Le domaine comprend des versants exposés au nord et au sud, ainsi qu'un fond de vallée étroit traversé par un ruisseau dans le massif de Gesves.

3.1.4 Réseau Natura 2000

Une partie du massif de Gesves et du massif d'Haugimont sont repris dans le réseau Natura 2000. Ce réseau impose des mesures spécifiques de gestion forestière, comme le maintien de deux arbres morts par hectare, le maintien d'un arbre de grand intérêt biologique par deux hectares et l'obligation d'îlots de conservation³ sur 3 % de la surface de la propriété en natura 2000 (Natagriwal, 2021).

3.2 Échantillonnage

Les zones d'étude sélectionnées dans le cadre de ce projet ont été définies en s'appuyant sur un projet préexistant sur le domaine d'Haugimont. Elles se composent de cinq parcelles

3. Surfaces sur lesquelles toutes formes d'exploitation ou d'enlèvement d'arbres morts sont interdites.

carrées de 1 hectare, différenciées en fonction du type de peuplement et de la hauteur de régénération du chêne (Figure 4).

Ces zones ont été sélectionnées pour représenter un gradient de composition et de stades de développement de la régénération naturelle du chêne. Elles incluent des chênaies-charmaies, des chênaies-hêtraies et une chênaie mixte composée de charme, frêne, érable, hêtre, entre autres. En raison de l'historique de gestion de ces peuplements, on y observe des semis de chênes présentant une diversité de hauteurs : moins de 0,5 m, entre 0,5 et 1,5 m, entre 1,5 et 7 m, ou entre 3 et 10 m. Ces parcelles ont été disposées de manière à garantir une homogénéité relative sur l'ensemble de leur surface. Elles présentent la caractéristique commune d'être toutes dominées par des chênes, accompagnés de diverses essences secondaires (Delahaye et al., 2024).

3.2.1 Arbres sur pieds

Sur ces zones d'étude, tous les arbres de plus de 7 cm de diamètre à 1.3 m ont été inventoriés. Ce seuil, assez bas, permet d'avoir une caractérisation plus fine du sous-étage tout en établissant une continuité avec les inventaires précédemment réalisés à Haugimont (en 2009 et 2019). Les données qui ont été inventoriées sont :

a. La circonférence

Elle a été mesurée à 1,3 m à l'aide d'un mètre ruban. Le mètre ruban a été préféré au compas forestier pour des raisons d'encombrement. En effet, la majorité des inventaires ayant été réalisés seul, le passage entre la mesure et l'encodage était alors simplifié. Les conventions de mesure utilisées suivent celles formulées dans *“La mesure des arbres et des peuplements forestiers”* (Rondeux, 2021) :

- Mesure du côté amont de l'arbre sur terrain en pente.
- Mesure perpendiculairement à la tige dans le cas d'arbres à tronc penché ou tortueux.
- Choix d'un niveau moyen matérialisant le point inférieur de mesure de la « hauteur d'homme » dans le cas de gros empattements ou d'un sol à surface très irrégulière.
- Mesure individuelle de la tige d'un arbre fourchu si la fourche prend naissance au-dessus de 1,3 m et mesures séparées des éléments de la fourche (ou du taillis) dans le cas inverse.
- Mesure de part et d'autre (résultat moyen) des éventuels dégâts, irrégularités ou défauts présents à 1,3 m.

b. L'essence de l'arbre

La reconnaissance a été réalisée au niveau de l'espèce quand cela était possible cependant plusieurs essences ont été regroupées afin de faciliter la prise de données sur le terrain. Ces groupes ont été réalisés à partir des espèces qui peuvent être complexes à différencier sur le terrain.

Les groupes formés sont :

- Les bouleaux (pubescent et verruqueux)
- Les chênes indigènes (sessile et pédonculé)
- Les mélèzes (d'Europe, du Japon et hybride)
- Les peupliers (tremble, grisard, hybride, etc.)
- Les noyers (commun, noir et hybride)

c. L'état

L'état vivant ou mort de l'arbre a été consigné, en cas de mortalité, son stade de décomposition a été décrit à travers sa résistance au "test du couteau". Ce test consiste à enfoncer un couteau dans le bois suivant deux directions (parallèle ou perpendiculaire aux fibres), en fonction de la profondeur qu'il atteint une classe est attribuée au bois (Table 1) (Robin & Brang, 2009).

TABLE 1 – Classes et critères pour la mesure de la résistance des morceaux de bois mort (Robin & Brang, 2009).

Classe de résistance	Parallèle aux fibres de bois	Perpendiculaire aux fibres du bois
1	Ø (bois mort frais)	Ø (bois mort frais)
2	Le couteau pénètre à peine dans le bois mort (quelques mm au maximum)	Le couteau pénètre à peine dans le bois mort (quelques mm tout au plus)
3	Le couteau pénètre facilement et profondément dans le bois mort (au moins 1 cm)	Le couteau pénètre à peine dans le bois mort (quelques mm tout au plus)
4	Le couteau pénètre facilement et profondément dans le bois mort (au moins 1 cm)	Le couteau pénètre facilement et profondément dans le bois mort (au moins 1 cm)
5	Le bois mort est fortement décomposé, pulvérulent	Le bois mort est fortement décomposé, pulvérulent

d. Les dendromicrohabitats

La typologie des dendromicrohabitats qui a été utilisée suit celle présentée dans Courbaud et al. (2022) et utilisée dans le modèle Samsara2. Pour inventorier les dendromicrohabitats, un tour de l'arbre a été réalisé, en notant le nombre de dendromicrohabitats de chaque type.

Les types de dendromicrohabitats inventoriés sont les suivants (les dimensions minimales pour les comptabiliser sont visibles en Annexe 1) :

- Loges de pic
- Cavités à terreau

- Dendrotelmes
- Concavités à fond dur racinaires
- Zones sans écorces exposant l’aubier
- Casse exposant l’aubier et le bois de cœur
- Fentes
- Bois mort dans le houppier
- Loupes et chancres
- Polypore
- Écoulements de sève

e. La qualité de la grume

La qualité de la grume des arbres a été estimée jusqu’à la première recoupe à l’aide du *“Carnet d’assistance pour l’évaluation qualitative des bois sur pied et abattus”* (Petit et al., 2022). Les arbres présentant un diamètre inférieur à 30 cm n’ont pas été estimés, car les critères de classement ne s’appliquent pas de manière pertinente à de si petits diamètres.

Pour l’estimation un classement qualitatif a été utilisé (en Annexe 2, synthèse des défauts normés pour chaque classe et essence) :

- Classe A : qualité exceptionnelle, menuiserie fine (tranchage, déroulage premier choix, sciage premier choix).
- Classe B : belle qualité, menuiserie fine (déroulage premier et second choix, sciage premier choix).
- Classe C : qualité courante, menuiserie ordinaire (sciage second choix).
- Classe D : toute grume, bille, ou billon ou portion de grume qui n’entre pas dans une des classes précitées (bois de chauffage, trituration, coffrage, bois énergie, etc.).

f. La position à l’aide d’un GPS de précision

Le GPS est constitué d’une unité GPS positionnée sur une tige de 1 m sur un sac à dos. Ce sac à dos a permis de diminuer l’encombrement par rapport à un trépied utilisé habituellement (Figure 5).

Le centroïde de la parcelle, matérialisé par un piquet, a été marqué en premier lieu. La position du centroïde a permis d’avoir un shapefile des limites de la parcelle. Il a permis de vérifier instantanément, lors des déplacements avec le GPS, si un arbre se trouvait dans la zone d’étude ou non.

Les conventions suivantes ont été utilisées pour relever la position GPS des arbres :

- Acquisition des coordonnées en se plaçant au pied de l’arbre du côté sud.
- Prise de la position en instantané afin de limiter le temps de prise de position.

- Dans le cas de tiges fourchues ou de taillis nécessitant plusieurs mesures de diamètre, une prise de position est réalisée par tige.



FIGURE 5 – GPS reach RS+ monté sur un sac à dos.

Le GPS de précision RTK (*Real Time Kinematic*) nécessite une connexion internet permanente pour recevoir les corrections d'erreurs provenant des bases Walcors (réseau permanent de station GNSS de référence couvrant la région wallonne). Dans l'une des zones d'étude, la zone 25, l'accès à internet était interrompu, empêchant l'utilisation du mode RTK avec correction en temps réel. Les relevés GPS ont donc été effectués sans cette correction. Les données collectées ont ensuite été corrigées par un post-traitement à l'aide du logiciel RTKLib Demo 5, une version optimisée de RTKLib pour le type de GPS utilisé.

3.2.2 Bois mort au sol

Le bois mort au sol est défini comme : «L'ensemble des arbres morts couchés, billons ou rémanents d'exploitation se trouvant sur le sol et qui paraissent abandonnés. Sont considérés comme couchés les arbres morts ou chablis dont l'inclinaison par rapport à la verticale est supérieure à 45° . » (Rondeux & Lecomte, 2010).

Il a été inventorié par échantillonnage sur chaque zone d'étude de 1 hectare. Pour ce faire, un échantillonnage par transect a été réalisé avec la méthode du "*line intersect sampling*" (LIS). C'est une méthode simple permettant de quantifier assez rapidement des volumes de bois par hectare (Russell et al., 2015). Les morceaux de bois de plus de 7 cm de diamètre et 1 m de long qui interceptaient le transect ont été inventoriés. Ces dimensions

minimums correspondent à ce qui est choisi dans la majorité des inventaires nationaux (Woodall et al., 2009).

Les données suivantes ont été encodées :

- Le diamètre à l'endroit de rencontre avec le transect.
- L'espèce ou bien une distinction feuillu résineux quand c'était impossible.
- L'angle avec l'horizontale s'il était de plus de 15° , un angle inférieur est négligeable sur la longueur de la pièce (Marshall et al., 2000).
- La classe de décomposition, les classes utilisées sont celles présentées dans Holeksa et al. (2008) et utilisées par le modèle Samsara2 (Annexe 3).
- La position GPS à l'endroit de rencontre avec le transect.

Pour chaque zone d'étude 8 transects de 100 m de long ont été réalisés, placés de manière systématique sous forme de quadrillage 4x4 (Figure 6). Deux orientations ont été choisies afin de limiter de potentiel biais lié à l'orientation du bois mort (Woldendorp et al., 2004).

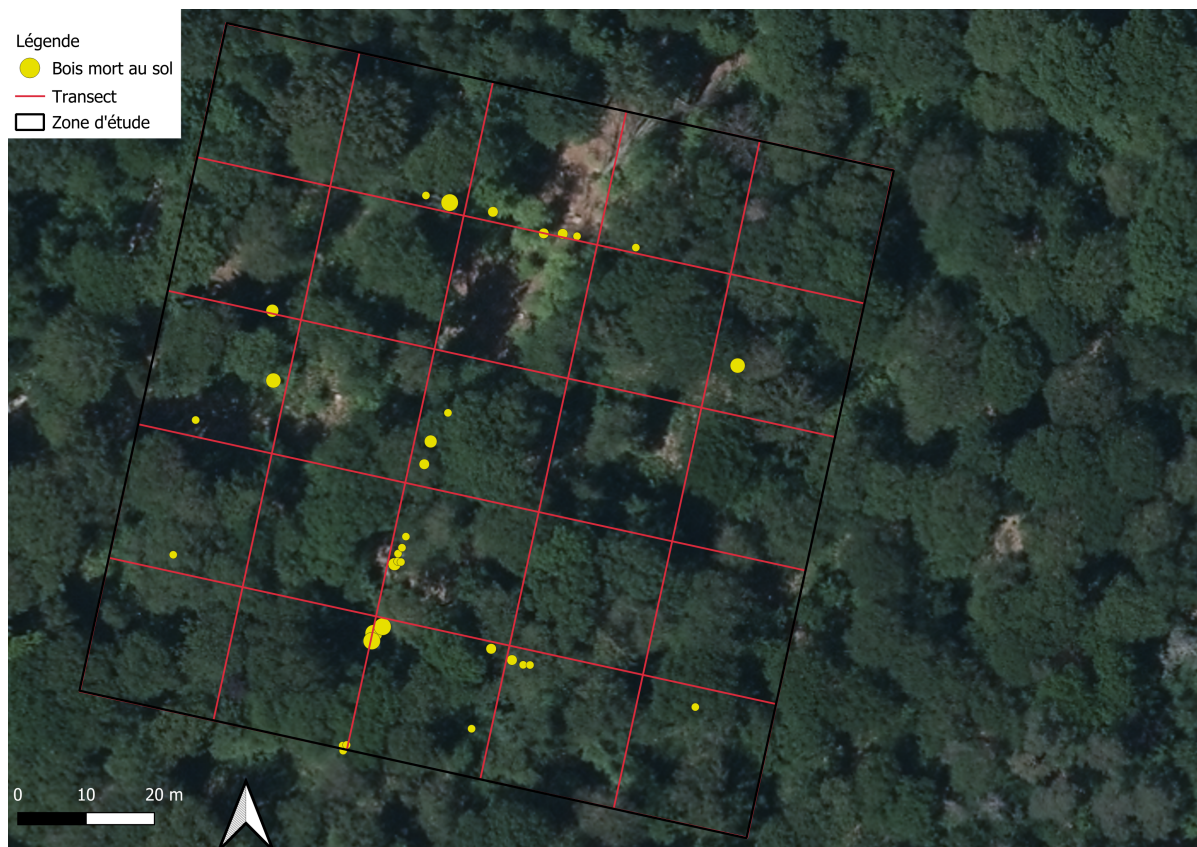


FIGURE 6 – Transects de la zone d'étude 22 et morceaux de bois morts enregistrés.

Avec cette méthode deux cas particuliers peuvent être rencontrés :

- Le transect traverse plusieurs fois une pièce. Chacune des rencontres est encodée indépendamment comme s'il s'agissait d'une nouvelle pièce. Ainsi pour un houppier toutes les ramifications interceptées par le transect et qui respectaient ces dimensions ont été inventoriées.
- Les pièces de bois sont interceptées par plusieurs transects. Elles ont été encodées à chaque fois indépendamment comme s'il s'agissait d'une nouvelle pièce.

Les volumes de bois mort par ha (par classes de diamètre et de décomposition) ont ensuite été calculés avec l'équation présentée dans Marshall et al. (2000) :

$$y_i \text{ (m}^3\text{/ha)} = \frac{\pi^2}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} \frac{d_{ij}^2}{\cos \lambda_{ij}}$$

(L : Longueur totale des transects, d : diamètre en cm des pièces de bois, λ : Angle entre la pièce de bois et l'horizontale)

La moyenne par transect a été calculée par :

$$\bar{y} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{n}$$

(y_i : volume de bois mort calculé pour un transect, n : nombres de transects)

L'écart-type a été calculé par :

$$S_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_i^2 - \frac{(\sum_{i=1}^n y_i)^2}{n}}{n \times (n - 1)}}$$

L'intervalle de confiance a été calculé par :

$$P \left(\bar{y} - t_{n-1, \alpha/2} \times S_{\bar{y}} \leq \mu_y \leq \bar{y} + t_{n-1, \alpha/2} \times S_{\bar{y}} \right) = 1 - \alpha$$

($t_{n-1, \alpha/2}$ la valeur de la distribution t de student avec $n - 1$ degré de liberté, $\alpha = 0.05$)

3.2.3 Matériel utilisé

Les données ont été encodées manuellement dans un projet Qfield, à l'exception des positions GPS. L'inventaire a mobilisé divers équipements, dont un GPS de précision pour localiser les arbres et le bois mort, un mètre ruban pour mesurer la circonférence des arbres, un couteau pour évaluer l'état des arbres morts sur pied, ainsi qu'un compas électronique, une boussole et un clinomètre pour l'échantillonnage des pièces de bois mort au sol.

3.2.4 Précision du GPS

Pour avoir une idée de la précision du GPS dans les conditions de l'inventaire, un test préliminaire a été réalisé sur la première zone d'étude. Pour ce faire, la position du centre de la première zone d'étude inventoriée (matérialisé par un piquet) a été relevée six fois pendant deux jours.

3.3 Simulation

3.3.1 Samsara2

Le modèle Samsara2, hébergé dans la plateforme de simulation Capsis4, permet de simuler la dynamique forestière. Initialement conçu pour les sapinières-pessières irrégulières de montagne, il permet de modéliser les caractéristiques de chacun des arbres du peuplement. Les caractéristiques modélisées sont les processus démographiques, tels que la croissance, la mortalité et le recrutement, ainsi que les relations allométriques, où des variables comme la hauteur de l'arbre et le rayon du houppier dépendent du diamètre (Figure 7). L'apparition et l'évolution de dendromicrohabitats est également modélisée pour chacun des arbres.

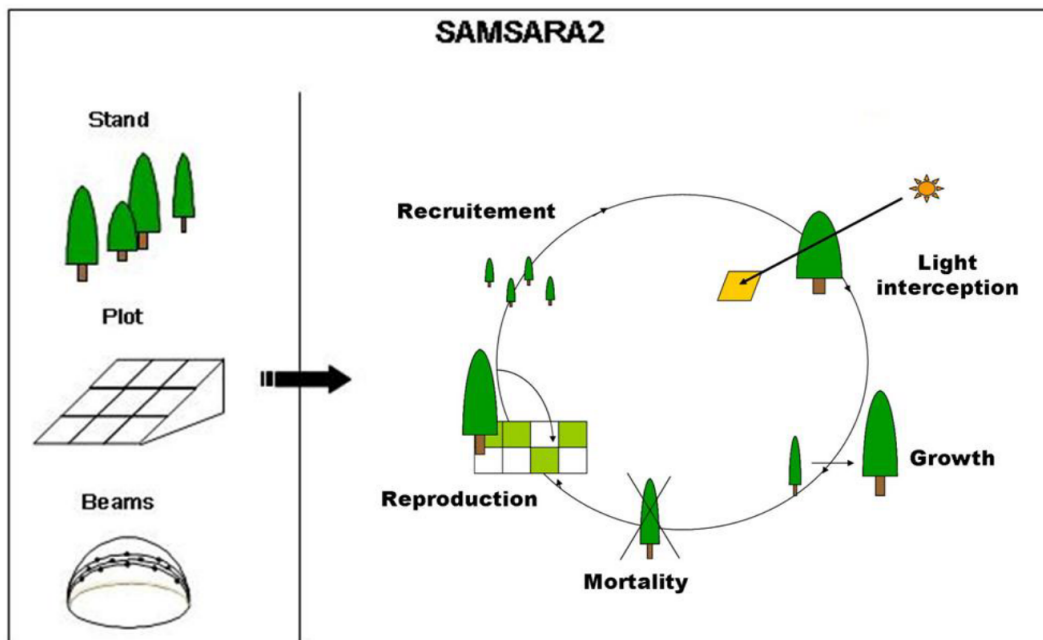


FIGURE 7 – Fonctionnement schématique du modèle Samsara2 (Benoît Courbaud cité dans Lafond, 2014)

Par ailleurs, il intègre les coordonnées spatiales de chaque arbre, permettant de simuler la compétition pour la lumière (Figure 8). Cette approche en fait un outil particulièrement adapté à la modélisation des peuplements irréguliers, notamment pour évaluer les effets de la sylviculture irrégulière (Lafond, 2014).

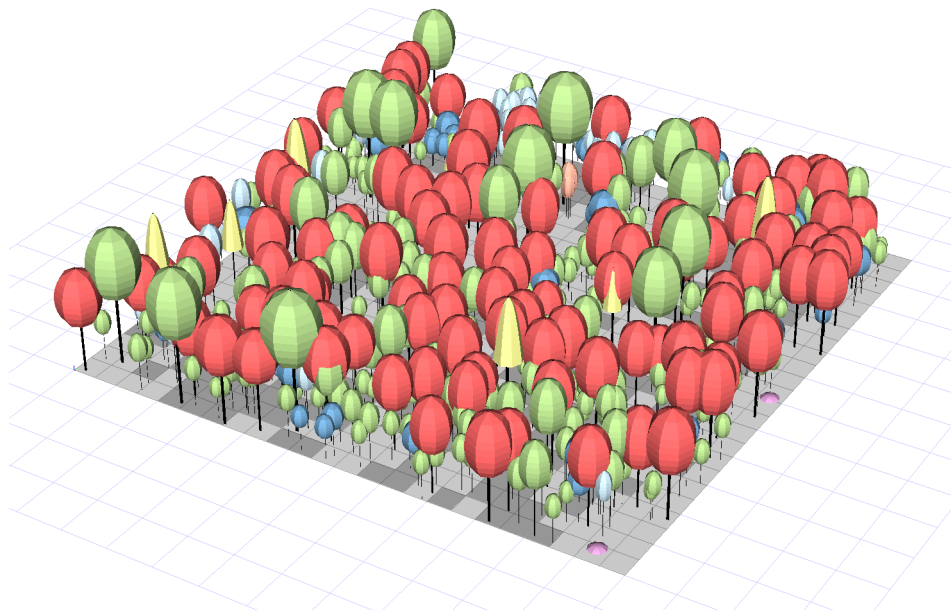


FIGURE 8 – Visuel de Samsara2, où chaque arbre est modélisé individuellement et positionné par rapport aux autres. La teinte des carrés indique la quantité de lumière atteignant le sol : plus un carré est foncé, plus la lumière transmise est faible.

3.3.2 Compartiment bois mort

Un intérêt particulier de Samsara2 est qu’il présente une modélisation du bois mort. Cette gestion est réalisée par un “compartiment” bois mort divisé deux sous-catégories : le bois mort grossier, *coarse woody debris* (CWD) en anglais, et le bois mort fin, *fine woody debris* (FWD) (Figure 9).

Le bois mort grossier regroupe les arbres morts dont le diamètre des troncs dépasse 7 cm. Ces arbres, initialement considérés comme des arbres morts sur pied (*snags*), ont une probabilité annuelle de tomber au sol. Ce sous-compartiment inclut donc les coordonnées (x, y) , ainsi que le volume et la masse de chaque arbre mort sur pied et au sol. Le volume et la masse de chaque pièce de bois mort diminuent au fur et à mesure que la pièce de bois évolue à travers les différents stades de décompositions. Ces passages entre stades de décompositions sont régis par des matrices de transitions décennales.

Le bois mort fin, quant à lui, rassemble deux types d’éléments. Premièrement, les branches et troncs d’arbres morts dont le diamètre est inférieur à 7 cm. Deuxièmement, les rémanents d’exploitation, c’est-à-dire les branches et troncs de diamètre inférieur à 7 cm issus des arbres coupés et récoltés. Ce sous-compartiment est uniquement décrit par un volume total et une masse associée. La décomposition du bois mort y est décrite uniquement par un taux de décomposition annuel.

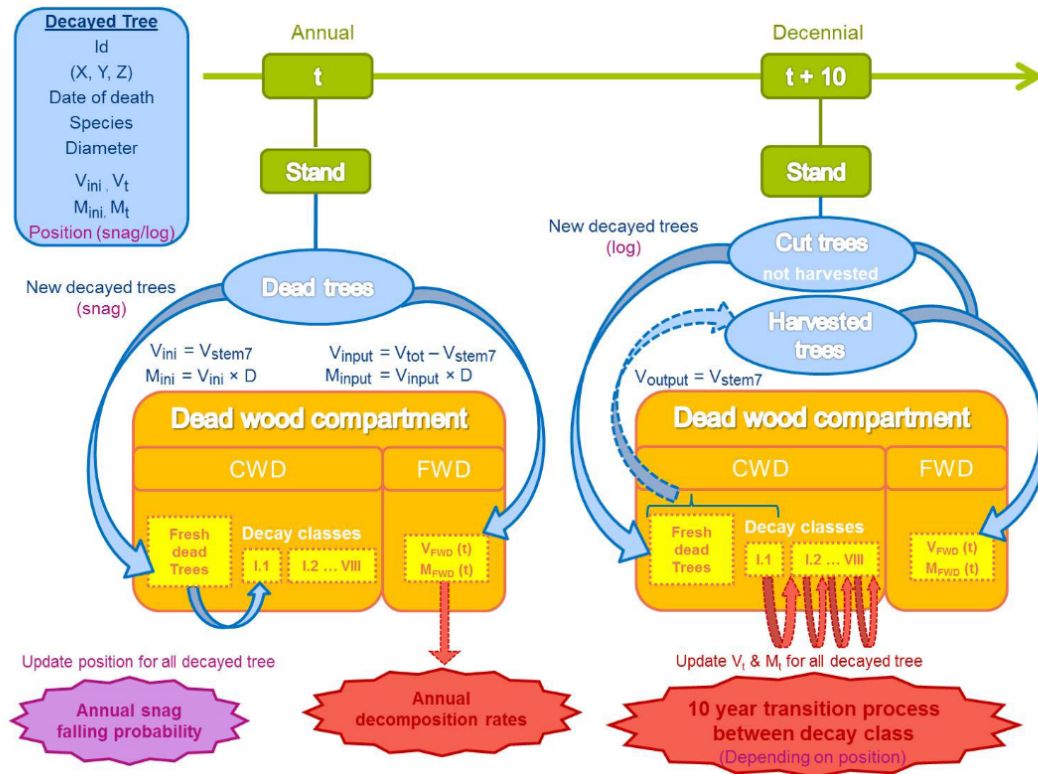


FIGURE 9 – “Ce schéma décrit la structure du compartiment bois mort et de ses deux sous-compartiments. Le compartiment CWD (*Coarse Woody Debris*) contient la tige principale des arbres (jusqu’à 7 cm de diamètre) et le compartiment FWD (*Fine Woody Debris*) contient leurs branches et tiges fines (diamètre < 7 cm). Plusieurs processus affectent le compartiment et son fonctionnement général est illustré avec le suivi des flux de volume et de masse (entrées, sorties et décomposition)” (Lafond, 2014).

3.3.3 Algorithme de coupe multicritère

Les algorithmes de coupe sont utilisés pour simuler les opérations sylvicoles de manière automatique et reproductible. À partir de paramètres définis par le modélisateur, ils permettent de tester différents scénarios sylvicoles. L’algorithme de coupe multicritère est celui qui a été retenu parmi les algorithmes disponibles dans Samsara2. Il est particulièrement adapté dans le cadre de simulations de gestion forestière irrégulière. En effet, il reproduit le raisonnement d’un forestier qui inspecte les arbres, puis qui utilise différents critères pour choisir les arbres à conserver ou à couper (Courbaud, 2022).

L’algorithme s’appuie sur un classement des arbres avec six catégories. Il convient de distinguer :

1. **Arbres de rétention** : Arbres à conserver sur le long terme et protégés de la coupe. Notamment ceux ayant une importance pour la biodiversité.
2. **Arbres focaux** : Arbres ayant une importance commerciale particulière. Les arbres de cette classe sont, par exemple, libérés de la compétition par des éclaircies.
3. **Arbres à couper pour récolte** : Arbres mûrs ou dépérissants.

4. **Arbres à couper pour amélioration** : Arbres coupés pour favoriser la croissance des arbres focaux.
5. **Arbres morts à récolter** : Arbres morts sur pieds et au sol, depuis moins de 10 ans et d'un diamètre supérieur à 7 cm, qui seront récoltés.
6. **Arbres restants** : Arbres ne nécessitant pas d'attention particulière au moment de la coupe (Courbaud et al., 2024; Courbaud, 2022).

Si l'on continue l'analogie de l'algorithme qui fonctionne comme un sylviculteur, après avoir défini une surface terrière cible, un pourcentage maximal de surface terrière pouvant être coupé sans déstabiliser le peuplement, ainsi qu'une proportion des arbres à couper pour la récolte et pour l'amélioration, l'algorithme procède à la sélection des arbres.

Il commence par identifier les arbres de rétention (arbres biologiques) en se basant sur des critères tels que le nombre de dendromicrohabitats et le diamètre des arbres. Ensuite, il sélectionne les arbres focaux (arbres d'avenir), par exemple en prenant en compte leur vigueur et en maintenant une distance entre ceux-ci. Il s'intéresse ensuite aux arbres à couper pour la récolte, typiquement ceux avec un diamètre important et dont la valeur marchande augmente peu. Puis, il choisit les arbres d'amélioration à couper, c'est-à-dire ceux qui exercent la plus forte concurrence sur les arbres focaux. Enfin, il choisit la quantité de bois mort qu'il va récolter.

L'algorithme plus précisément va, successivement pour chacune des quatre premières catégories, calculer un score pour chaque arbre en fonction des critères définis (diamètre, accroissement, essence, etc.) et d'un poids attribué à chacun de ces critères définis par l'utilisateur (un exemple est visible à la Table 2). Ce score correspond à la somme pondérée des valeurs attribuées aux critères de chaque catégorie. Les valeurs V des différents critères sont standardisées pour faciliter les comparaisons.

Avec V_{ij} la valeur du critère j de l'arbre i et w_j le poids du critère j , le score S_i de l'arbre i est :

$$S_i = \sum_{j=1}^K w_j V_{ij}$$

Les arbres disponibles sont ensuite classés par score décroissant pour chacune des catégories. L'algorithme sélectionne les arbres, en commençant par celui dont le score est le plus haut, jusqu'à atteindre la quantité cible, maximisant ainsi le score total de la catégorie (Courbaud, 2022). Un arbre i ne pouvant appartenir qu'à une seule catégorie, les arbres sélectionnés pour une catégorie ne sont plus disponibles pour les suivantes.

La catégorie des arbres morts récoltés, quant à elle, est gérée de manière plus simple car le seul critère disponible est le pourcentage du volume à récolter. Un tirage aléatoire des pièces de bois sur pied et au sol est alors réalisé jusqu'à atteindre le pourcentage cible.

L'utilisation de critères basés sur les distances entre les arbres nécessite un processus d'optimisation un peu plus complexe. Ces critères sont par exemple utilisés pour assurer une répartition homogène des arbres focaux dans la zone d'étude. L'algorithme commence

par établir une matrice des distances entre tous les arbres du peuplement. Ensuite, un ensemble de N arbres candidats est sélectionné de manière aléatoire, et pour chaque arbre, la distance à l'arbre candidat le plus proche est calculée. Ces distances sont ensuite additionnées pour obtenir un score global pour le groupe d'arbres. Puis, l'algorithme procède à un échange aléatoire entre l'un des arbres candidats et un autre arbre restant dans le peuplement, et calcule un nouveau score pour le groupe ainsi formé. Si le score du nouveau groupe est supérieur à celui du groupe précédent, celui-ci est gardé. Si le score est inférieur, l'échange est rejeté avec une probabilité de $(1-p)$, et accepté avec une probabilité p , dans le but d'explorer les alentours des optima locaux. Cette probabilité d'acceptation, p , décroît progressivement au fur et à mesure des itérations, afin de guider le processus vers une stabilisation. L'algorithme répète ce processus de manière itérative jusqu'à ce que le groupe d'arbres candidats se stabilise. Le groupe final d'arbres sélectionnés est celui ayant généré le meilleur score tout au long de cette série d'itérations (Courbaud et al., 2024).

3.3.4 Simulations

Huit scénarios sylvicoles ont été créés à l'aide de l'algorithme de coupe multicritère puis ont été simulés sur les cinq zones d'étude. Toutes les simulations avaient une durée de 32 ans. Une première coupe était réalisée la première année suivie de 4 coupes espacées de 8 ans, soit en appliquant la même rotation que celle réellement exercée à Haugimont.

Premièrement, un scénario de référence "*Business as usual*", a été élaboré (Table 2). Ce scénario vise à reproduire une gestion proche de celle pratiquée aujourd'hui dans le domaine d'Haugimont, favorisant le chêne par le biais d'éclaircies. Ce scénario ne conserve aucun arbre biologique et récolte 100 % du bois mort récent⁴. La surface terrière cible après coupe est fixée à 14 m²/ha, une valeur relativement basse permettant un apport en lumière suffisant pour assurer le bon développement de la régénération du chêne. Afin de préserver la stabilité du peuplement, un maximum de 25 % de la surface terrière peut être récolté au cours d'une intervention.

Ce scénario a pour objectif principal la production de chêne. Les arbres focaux, autour desquels sont réalisées les éclaircies, sont donc exclusivement des chênes. Ils sont sélectionnés en nombre important (30 arbres/ha). Le choix des arbres focaux repose sur leur vigueur (capacité à convertir la lumière en volume), le maintien d'une certaine distance entre ceux-ci et leurs diamètres. Les arbres récoltés présentent un diamètre important et un accroissement relatif en valeur faible. Les coupes d'amélioration, quant à elles, visent principalement les arbres situés à proximité des arbres focaux, en commençant par les plus gros. Les chênes ne sont pas concernés par ces coupes d'amélioration. L'effet d'une coupe est illustré en Figure 10.

4. Le bois mort récent correspond aux arbres, de la sous-catégorie bois mort grossier, morts depuis moins de 10 ans.

TABLE 2 – Critères et poids utilisés, dans l’algorithme de coupe multicritère, pour la simulation “*Business as usual*” de la zone d’étude 22 (les poids modifiés entre les différentes simulations sont indiqués en orange).

Critère (j)	Valeur du poids (w)
Arbres de rétention	
Nombre d’arbres (/ha)	0
Diamètre	5
Score écologique	5
Arbres focaux	
Nombre d’arbres (/ha)	30
L’arbre est un chêne	100
Diamètre	2
Efficience de conversion de la lumière en volume	5
Distance à l’arbre focal le plus proche	3
Arbres à couper	
Cible après coupe (m ² /ha)	14
Pourcentage maximal coupé	25
Pourcentage d’amélioration	50
Récolte	
Diamètre	5
Accroissement relatif en valeur (taux de fonctionnement)	-5
Amélioration	
L’arbre est un chêne	-100
Diamètre	3
Distance à l’arbre focal le plus proche	-7
Morts récents	
Pourcentage de récolte des arbres morts récemment	100

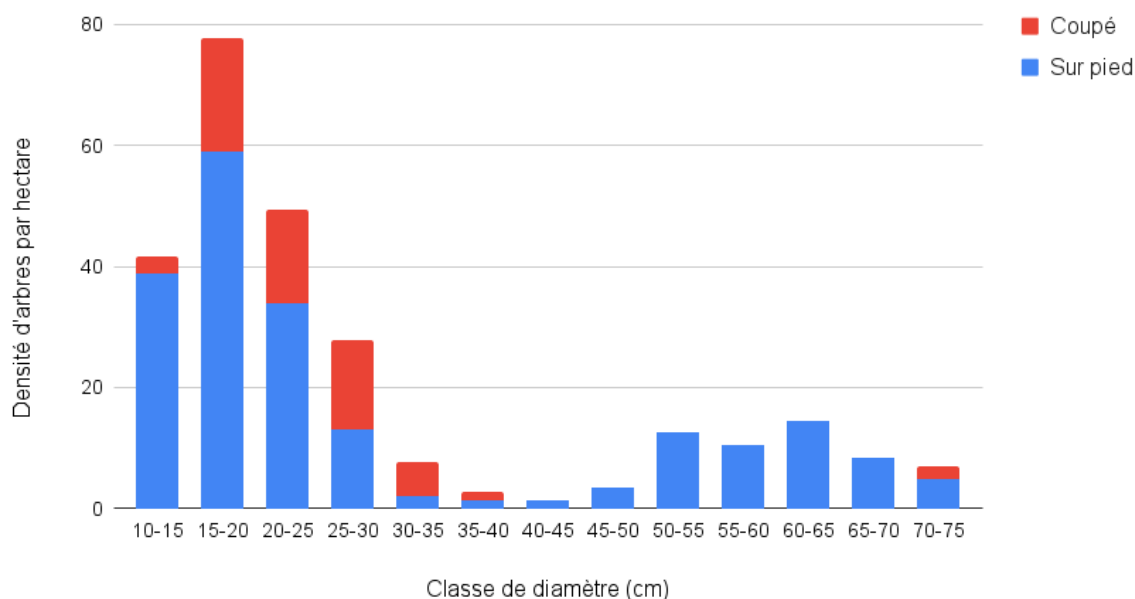


FIGURE 10 – Exemple de l’histogramme de la densité d’arbres par hectare d’une simulation, montrant l’effet d’une coupe sur un peuplement selon le scénario “*Business as usual*”. La coupe est constituée d’une majorité d’arbres du sous-étage de faible diamètre (coupe d’amélioration) et de peu d’arbres de gros diamètres (récolte).

À partir de ce scénario de référence, sept autres scénarios ont été créés en faisant varier :

- **La surface terrière cible après coupe** (14 ou 20 m²/ha), ce qui permet de comparer l’impact du volume de bois vivant sur pied sur les volumes de bois mort. La surface terrière cible de 14 m²/ha est celle fixée par le gestionnaire, privilégiant la régénération du chêne grâce à un meilleur apport de lumière au sol et la surface terrière cible de 20 m²/ha maintient un plus grand volume de bois vivant sur pied.
- **Le pourcentage de bois mort récolté** (100, 50 ou 0 %).
- **Le nombre d’arbres biologiques retenus** (0 ou 5), ils sont sélectionnés en fonction de leur diamètre et de leur score écologique (un score lié aux dendromicrohabitats sur l’arbre).

Les différents scénarios sont nommés en fonction de leur surface terrière cible et de leur modalité de gestion du bois mort et des arbres biologiques. Par exemple, la simulation avec une surface terrière cible de 20 m²/ha (G20) et avec un taux de prélèvement du bois mort récent de 50 % (50BM) sera nommé G20-50BM.

Les scénarios utilisés pour les simulations sont les suivants :

G14-100BM

Correspond au scénario “Business as usual” décrit ci-dessus ; la surface terrière cible est de 14 m²/ha, 100 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G14-50BM

La surface terrière cible est de 14 m²/ha, 50 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G14-0BM

La surface terrière cible est de 14 m²/ha, 0 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G14-5BIO

La surface terrière cible est de 14 m²/ha, 0 % du bois mort récent est récolté et 5 arbres biologiques sont préservés.

G20-100BM

La surface terrière cible est de 20 m²/ha, 100 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G20-50BM

La surface terrière cible est de 20 m²/ha, 50 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G20-0BM

La surface terrière cible est de 20 m²/ha, 0 % du bois mort récent est récolté et 0 arbre biologique est préservé.

G20-5BIO

La surface terrière cible est de 20 m²/ha, 0 % du bois mort récent est récolté et 5 arbres biologiques sont préservés.

Les critères et leurs poids associés, dans l'algorithme multicritère, ont été définis de manière empirique, en s'appuyant sur des simulations préalablement réalisées par Benoit Courbaud, créateur de cet algorithme, ainsi que sur ses recommandations. Ces conseils incluaient notamment de limiter le nombre de critères par catégorie à 3 ou 4 et de raisonner en pourcentages, avec une somme des valeurs absolues égale à 100 %. Les poids définis pour les différents critères ont ensuite été soumis à Benoit Courbaud, qui a proposé de légers ajustements basés sur son expertise. Les critères et poids utilisés pour chaque simulation sont détaillés en Annexe 4.

Enfin, afin de faciliter la comparaison entre les différentes simulations, il a été choisi de maintenir la composition en essence des peuplements initiaux (Figure 11). Pour ce faire, la proportion entre les arbres coupés pour la récolte et ceux coupés pour l'amélioration a été adaptée en fonction des différentes zones d'étude et des surfaces terrière cible. Dans l'algorithme multicritère, ceci passe par la modification du pourcentage d'amélioration, de la section "arbres à couper".

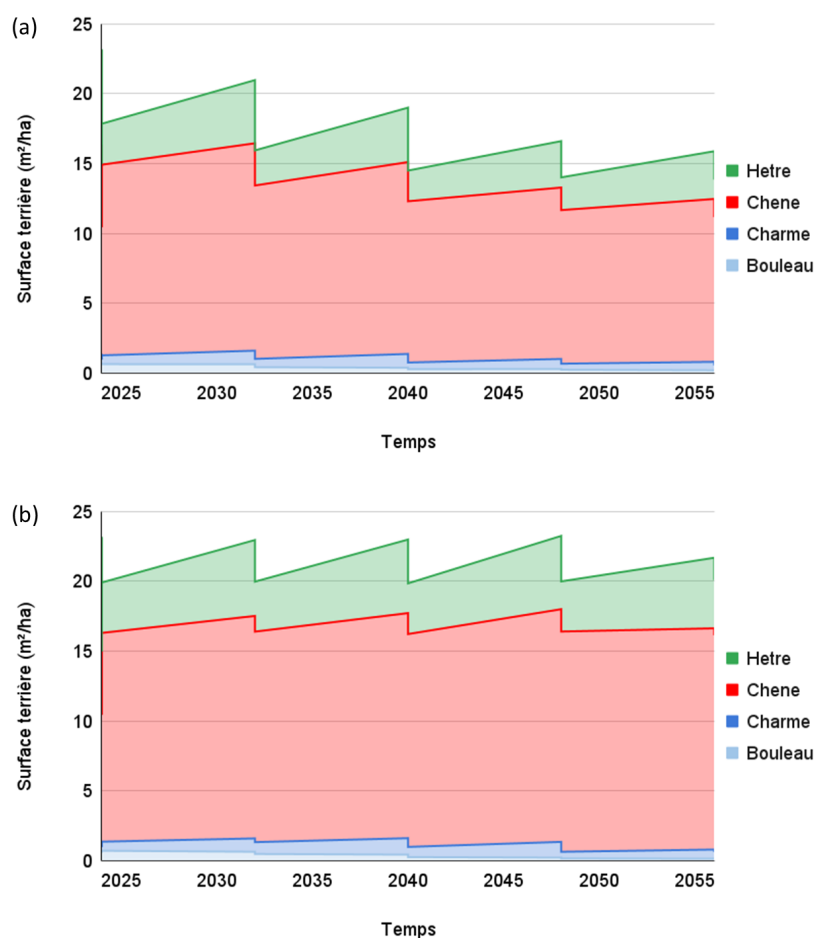


FIGURE 11 – Surfaces terrières cumulées des différentes essences dans deux simulations de la zone d’étude 22. (a) G14-100BM, (b) G20-100BM. La composition en surface terrière est maintenue pour une surface terrière cible de 14 ou 20 m²/ha. La composition est maintenue en faisant varier la proportion entre les arbres coupés pour la récolte et ceux pour l’amélioration.

3.3.5 Initialisation

Des fichiers d’initialisation ont été produits à partir des données d’inventaire pour initialiser les simulations sur les cinq zones d’étude. Pour ce faire, les inventaires ont été encodés dans un fichier Excel standardisé. Puis un script R a été utilisé pour transformer ces fichiers en un format lisible par le modèle.

Ces fichiers comprennent les informations suivantes :

- Position, diamètre, essence, qualité, présence de dendromicrohabitats, état (mort ou vivant) de chaque arbre sur pied.
- Tarifs de cubage pour chaque essence (Dagnelie et al., 2013).
- Caractéristiques de la parcelle : altitude et capacité de rétention en eau.
- Coordonnées des sommets de la parcelle.

- Liste de prix par qualité, classe de diamètre et essence (Mercuriale des experts forestiers, 2024).
- Volumes de bois mort au sol par classe de décomposition et de diamètre.

Pour ces fichiers d'initialisation, tous les individus enregistrés doivent disposer d'une qualité de grume. La qualité a été attribuée sur le terrain pour les arbres de plus de 30 cm de diamètre, tandis que pour les arbres plus petits, elle a été attribuée selon les règles suivantes :

- Qualité "D" pour les essences du sous-étage ou en présence de dendromicrohabitats de tronc.
- Pour les essences comptant plus de 20 individus dont le diamètre dépasse 30 cm (chênes et hêtres), la qualité a été attribuée en fonction de la répartition des qualités observées parmi ces individus.
- Les essences ayant moins de 20 individus de diamètre supérieur à 30 cm ont reçu une qualité "T" (qualité moyenne).

Une fois les différentes zones d'étude définies dans le modèle, des arbres périphériques ont été créés pour chaque zone d'étude. Le modèle nécessite en effet d'avoir une placette rectangulaire dont les bords sont orientés selon les quatre directions cardinales. Les placettes ayant été orientées différemment sur le terrain, il est indispensable de compléter de manière virtuelle les coins de la placette simulée (Figure 12).

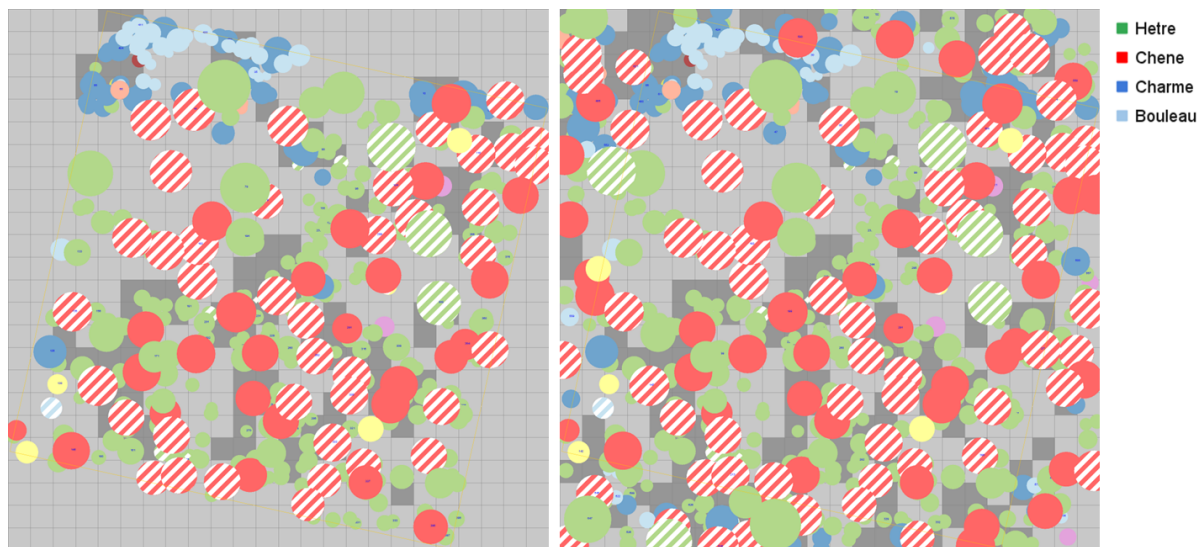


FIGURE 12 – Création des arbres périphériques avec Samsara2 pour la zone d'étude 22. Les arbres hachurés ont des dendromicrohabitats. La teinte des carrés indique la quantité de lumière atteignant le sol : plus un carré est foncé, plus la lumière transmise est faible.

3.3.6 Indicateurs d'évaluation des scénarios sylvicoles

Les indicateurs qui ont été utilisés pour comparer les simulations sont :

- **Le volume de bois mort grossier**, volume des tiges de plus de 7 cm de diamètre des arbres morts sur pied et au sol.
- **Les volumes récoltés de bois morts et bois frais.**
- **Les recettes**, somme des volumes de chaque arbre récolté multiplié par leur prix (en fonction de l'essence, du diamètre et de la qualité de la grume). Une erreur dans le modèle empêche l'intégration du bois mort récolté dans le calcul des revenus. Cette lacune a été corrigée manuellement en additionnant aux recettes les volumes de bois morts récoltés multipliés par le prix du bois de chauffage (40 €/m³) dans chaque simulation.
- **Le score écologique**, il permet d'estimer l'importance écologique d'un arbre à travers ses dendromicrohabitats. Ce score, attribué à chaque type de dendromicrohabitat présent sur un arbre, repose sur plusieurs critères : la vitesse de remplacement du dendromicrohabitat, sa rareté dans les forêts exploitées, son abondance relative dans la forêt étudiée, ainsi que son abondance spécifique sur l'arbre. Le score d'un dendromicrohabitat est obtenu par la somme de ces quatre notes. Pour un arbre, le score écologique correspond à la somme des scores de ses dendromicrohabitats. Enfin, pour un peuplement forestier, il s'agit de l'addition des scores des arbres qui le composent.

3.3.7 Calculs des volumes de houppier

Pour chaque simulation, les volumes de houppiers des arbres abattus ont été estimés. Cette analyse a permis d'évaluer les volumes de bois morts supplémentaires qui résulteraient de leurs abandons en forêt.

Pour quantifier la contribution des houppiers aux recettes totales, le calcul a été effectué en estimant le volume des houppiers (volume des branches bois fort) à l'aide des équations de Dagnelies (Dagnelie et al., 2013). À partir de ces volumes, les recettes potentielles ont été déterminées en les multipliant par le prix du bois de chauffage (40 €/m³).

Pour tenir compte de la dégradation des houppiers s'ils étaient laissés en forêt, un taux de réduction de volume annuel de 0,033 (Lafond, 2014) a été appliqué.

4 Résultats

4.1 Inventaire des zone d'études

4.1.1 Précision du GPS

Le test préliminaire, réalisé pour évaluer la précision du GPS, a révélé des écarts entre deux relevés variant de 1,4 m à 6,9 m, avec une moyenne de 3,6 m sur six relevés effectués au même emplacement sur deux jours. Cette précision a été jugée suffisante pour les besoins de l'étude, les données GPS étant principalement utilisées pour l'initialisation du peuplement dans le modèle de simulation forestière. Néanmoins, cette précision est importante à connaître pour l'utilisation ultérieure des données : travaux de télédétection et acquisition avec du LiDAR terrestre.

4.1.2 Résultats des inventaires

À partir des inventaires, une fiche a été réalisée pour chacune des zones d'études (Annexe 5). Elle reprend une carte de la zone d'étude ainsi que les diagrammes par classes de diamètres suivants :

- Nombre d'arbres par hectare
- Surface terrière par hectare
- Volume par hectare
- Valeurs marchandes
- Dendromicrohabitats par essence et type
- Nombre d'arbres mort sur pieds

Les cinq zones d'étude présentent des structures assez similaires. L'étage dominant se compose de chênes parfois avec du hêtre accompagnés de diverses essences secondaires en sous-étage.

TABLE 3 – Données dendrométriques relevées des cinq zones d'études inventoriées

Zone d'étude	11	21	22	25	27
Données dendrométriques					
Nombre d'arbres par hectare	324	633	433	232	704
Surface terrière (m ² /ha)	23	23	22	20	25
Volume sur pieds (m ³ /ha)	243	235	225	213	238
Valeur marchande (€)	53 578	32 234	28 767	40 900	38 080
Dendromicrohabitats					
Somme	59	35	53	38	108
Perte d'écorce	14	7	7	3	81
Loges de pic	2	3	0	1	1
Loupes et chancres	0	2	0	0	0
Fente	2	3	0	0	0
Bois mort dans le houppier	34	18	41	33	22
Dendrotelme	0	0	0	0	0
Bois de cœur exposé	1	1	1	1	1
Polypore	0	0	0	0	2
Concavités à fond dur racinaires	2	0	1	0	0
Cavités à terreau	3	1	3	0	1
Écoulements de sève	1	0	0	0	0
Arbres morts sur pieds					
Nombre d'arbres par hectare [de plus de 37.5 cm de diamètre]	7 [0]	9 [2]	13 [2]	3 [1]	18 [1]
Surface terrière (m ² /ha)	0.2	0.4	0.6	0.5	0.5
Volume sur pieds (m ³ /ha)	1.6	5	5.9	5.7	4.8
Bois mort au sol					
Volume (m ³ /ha)	3.1	15.2	5.2	3.9	3.6
Erreur standard (m ³ /ha)	0.8	4.3	1.6	1.5	0.9
Intervalle de confiance à 95% (m ³ /ha)	1,24 - 4,96	4,99 - 25,47	1,5 - 8,89	0,4 - 7,35	1,49 - 5,75

Les zones d'étude présentent des densité d'arbres très variables, allant de 232 à 704 arbres/ha. Cette disparité s'explique principalement par des états de sous-étages différents. Par exemple, la zone d'étude 27 affiche une densité élevée, en raison de la présence d'un ancien taillis de noisetier abandonné (chaque tige ayant été inventoriée). En revanche, la zone d'étude 25 présente une régénération abondante de hêtres et de chênes, mais ces jeunes arbres n'atteignent pas encore le seuil d'inventaire (Table 3).

Malgré ces variations dans les sous-étages, la structure est caractérisée par : une proportion élevée d'arbres de petit diamètre appartenant à diverses essences (comme le hêtre, le charme ou le noisetier), et des chênes parfois accompagnés de hêtres dans les classes de diamètres plus élevés (Figure 13).

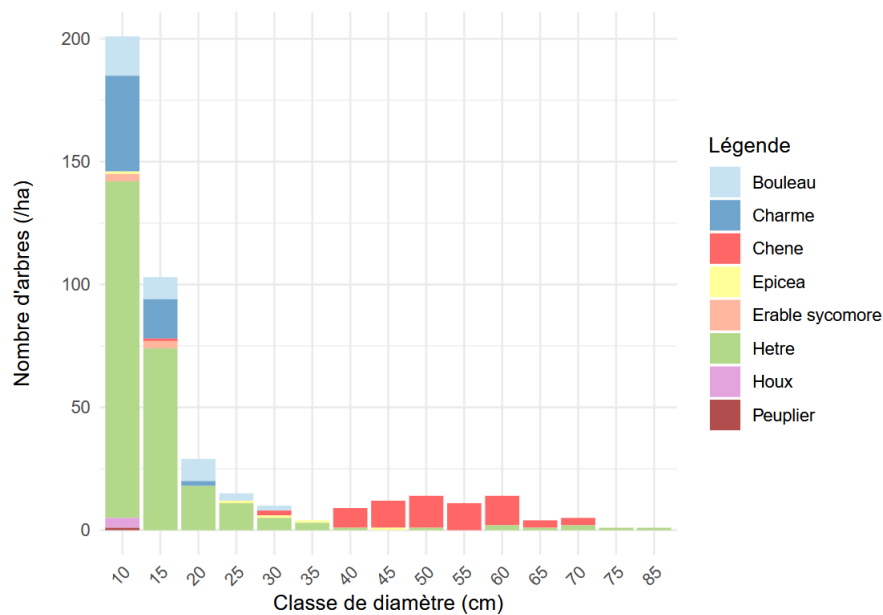


FIGURE 13 – Répartition de la densité de tige par classe de diamètre et essence pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

Contrairement à la densité, les arbres de gros diamètres représentent la plus grande proportion de la surface terrière (Figure 14) et du volume sur pied (Figure 15). Ceci illustre le rôle central du chêne dans la composition et la structure de ces peuplements. L'importance du chêne est encore plus évidente lorsqu'on examine la valeur marchande : dans toutes les zones d'étude, les chênes de grandes dimensions dominent largement en termes de valeur économique par rapport au reste du peuplement (Figure 16).

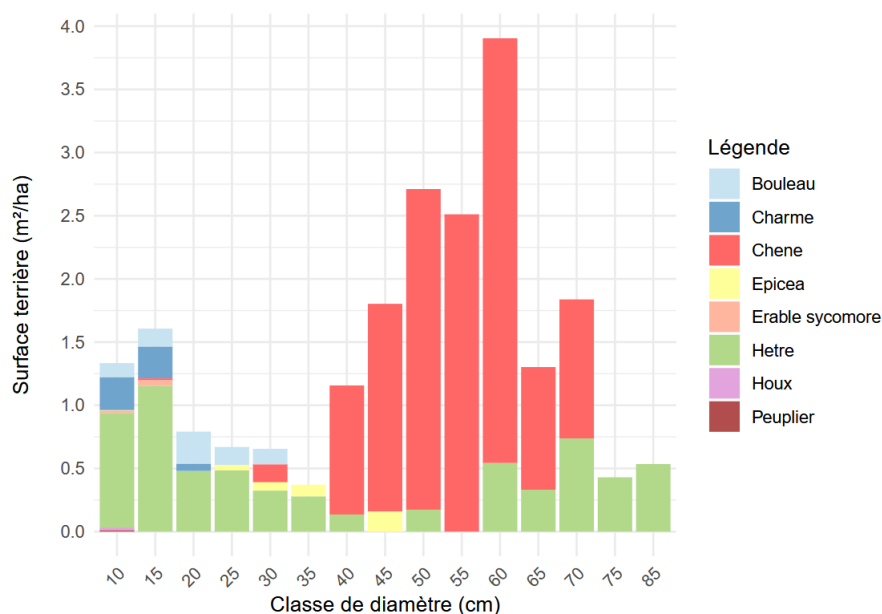


FIGURE 14 – Répartition de la surface terrière par classe de diamètre et essence pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

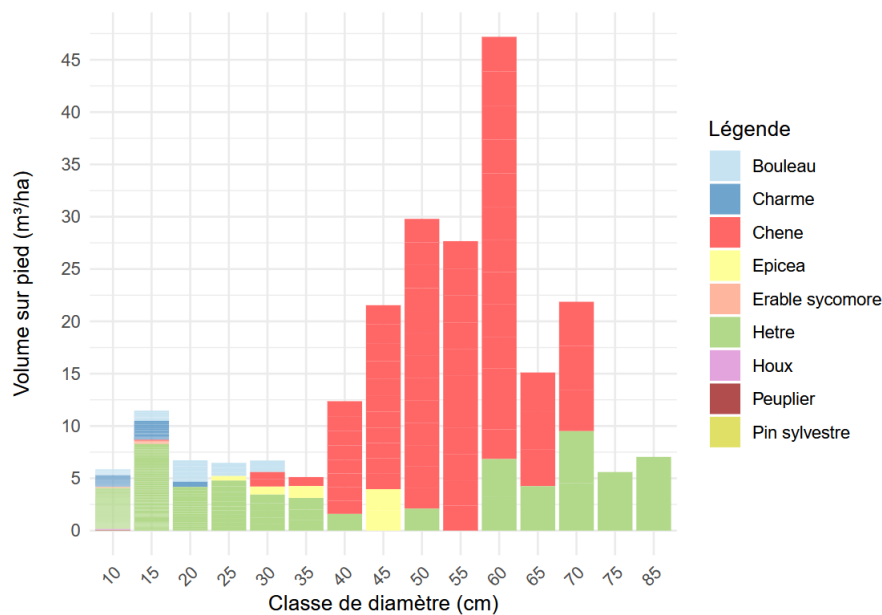


FIGURE 15 – Répartition du volume sur pieds (à droite) par classe de diamètre et essence pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

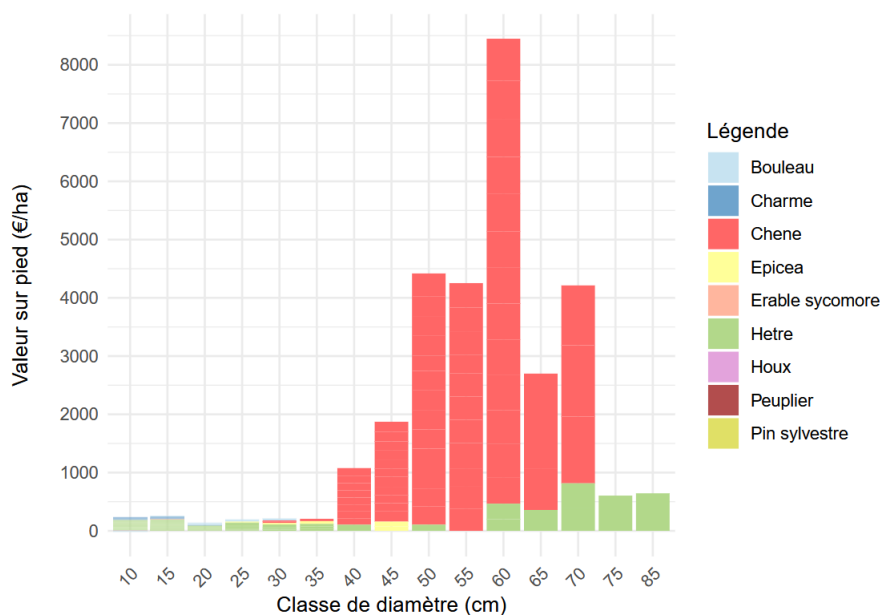


FIGURE 16 – Répartition de la valeur marchande par classe de diamètre et essence pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

Les dendromicrohabitats les plus abondamment retrouvés sont : la perte d'écorce sur les arbres de faible diamètre et le bois mort dans le houppier, particulièrement sur les chênes de gros diamètre (Figure 17 et 18). Les autres types de dendromicrohabitats sont plus rares et présentent une répartition plus aléatoire selon les zones d'étude (Table 3).

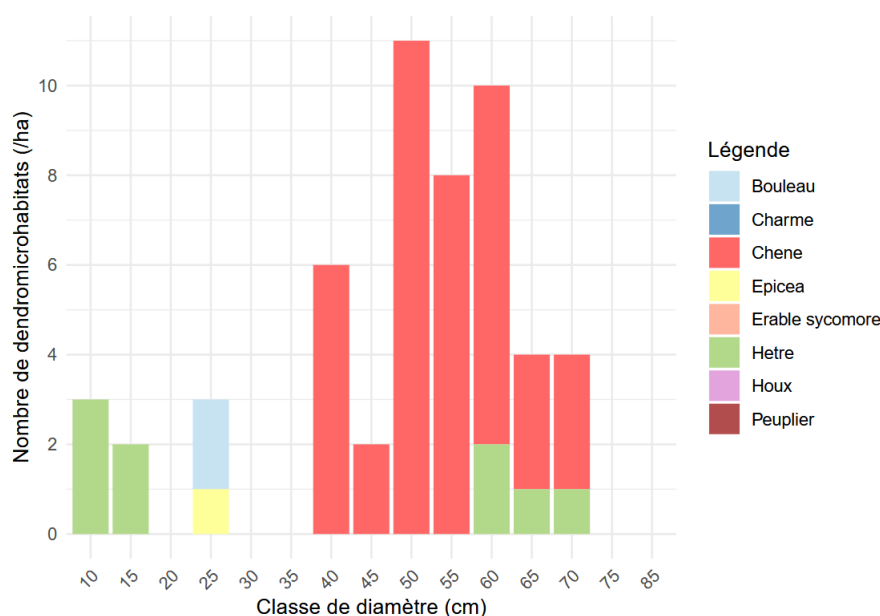


FIGURE 17 – Répartition de la densité de dendromicrohabitats par essence par classe de diamètre pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

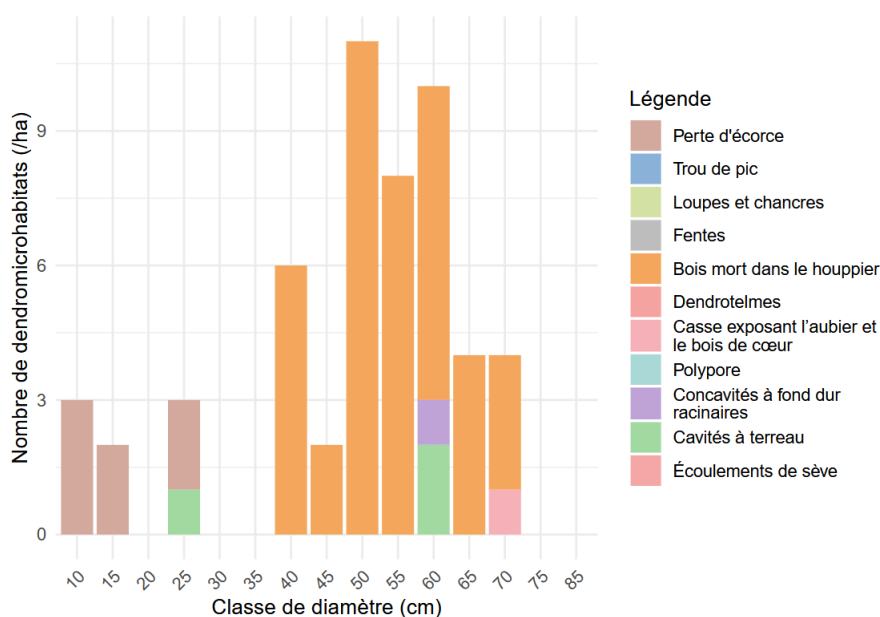


FIGURE 18 – Répartition de la densité de dendromicrohabitats et par type par classe de diamètre pour une des cinq zones d'étude (zone d'étude numéro 22).

Le volume de bois mort sur pied est en moyenne de 5 m³/ha (Table 3). Le nombre d'arbres morts sur pied est variable entre les zones. Cependant, pour ceux de plus de 37,5 cm de diamètre la densité est comprise entre 0 et 2 arbres par hectare. Le volume de bois mort au sol est de l'ordre de 4 m³/ha pour la majorité des zones d'étude. Ce volume relativement faible pourrait s'expliquer par une exploitation forestière visant une production de bois

de chauffage, impliquant la coupe de tiges du sous-bois et la récolte des houppiers.

La zone d'étude 21 constitue une exception avec un volume de bois mort au sol de $15 \text{ m}^3/\text{ha}$. Cela s'explique principalement par l'abandon de plusieurs chablis d'arbres de gros diamètres.

4.2 Simulations

Cette section présente les résultats des 40 simulations réalisées afin d'évaluer l'impact des différentes modalités de gestion forestière.

Comme l'on pouvait s'y attendre, le volume de bois mort total augmente à mesure que les coupes d'arbres morts sur pied et au sol diminuent (Figure 19). Par ailleurs, le volume de bois mort est systématiquement plus élevé pour les scénarios maintenant une surface terrière élevée (de $20 \text{ m}^2/\text{ha}$, G20). Cette tendance s'explique par le fait qu'en laissant davantage d'arbres vivants sur pied, un plus grand nombre d'entre eux meurt, ce qui génère davantage de bois mort. Cette différence est particulièrement marquée dans les scénarios où une plus grande quantité de bois morts est conservée (0BM et 5BIO).

Si l'on compare ces deux derniers scénarios, 0BM et 5BIO, pour une surface terrière de $14 \text{ m}^2/\text{ha}$ (G14) la conservation des arbres biologiques (5BIO) augmente, en moyenne, le volume de bois mort total. Pour G20, le maintien d'arbres biologiques n'influence plus le volume de bois mort. Ceci s'explique par un plus grand nombre d'arbres récoltés dans le scénario à $14 \text{ m}^2/\text{ha}$ (G14), en particulier parmi les dépérissants. La conservation d'arbres biologiques permet alors de maintenir des arbres qui finiront par mourir sur pied. Dans un scénario sans arbres biologiques, ces arbres auraient été coupés avant leur mort naturelle. En revanche, avec G20, le peuplement contient un plus grand nombre d'arbres, y compris des dépérissants. En conservant des arbres biologiques, on protège des arbres dépérissants qui, de toute façon, n'auraient pas été exploités. Ainsi, avec ou sans conservation des arbres biologiques, environ le même nombre d'arbres meurt sur pied.

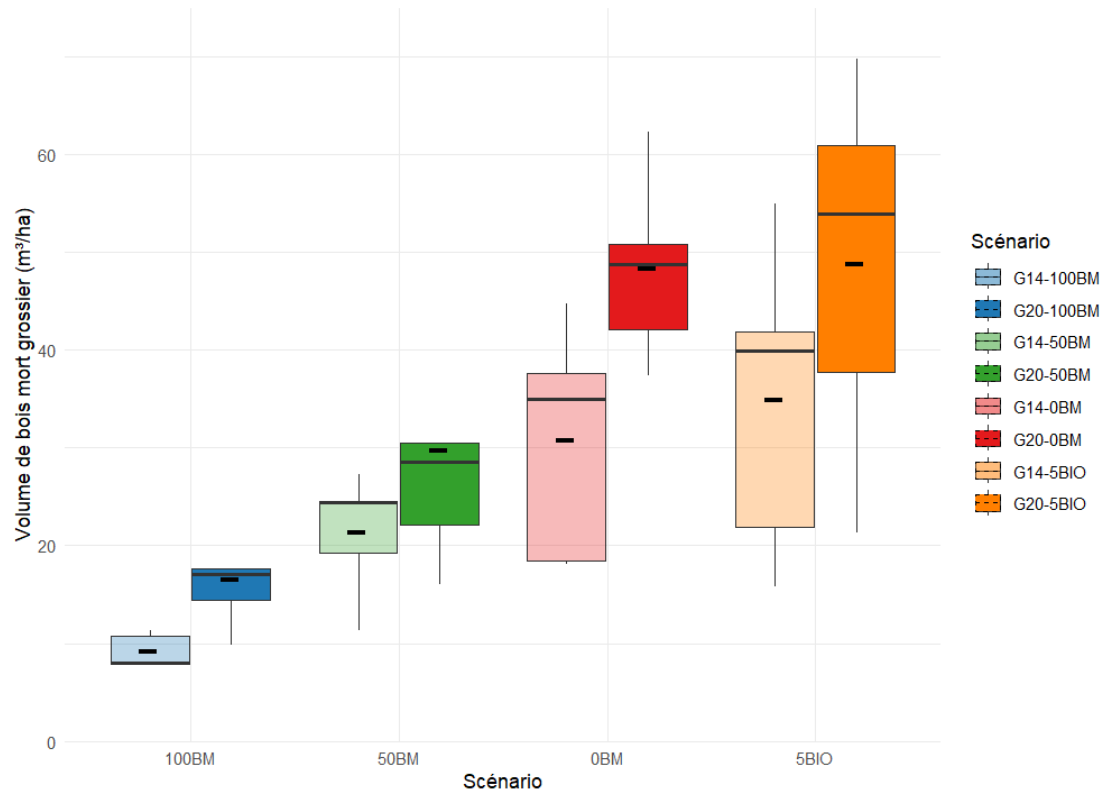


FIGURE 19 – Boxplots des volumes de bois mort grossier (CWD), au sol et sur pied, en fin de chaque simulation (32 années). La ligne représente la médiane et le tiret la moyenne.

L'accumulation des volumes de bois morts augmente relativement linéairement avec le temps. Cette tendance ne s'applique pas totalement aux scénarios où 100 % du bois mort est récolté (100BM) (Figure 20).

Les scénarios 0BM et 5BIO, avec une surface terrière de 20 m²/ha (G20), atteignent des volumes significatifs plus rapidement. Notamment, le seuil de 30 m³/ha est atteint environ 16 ans plus tôt qu'avec le scénario G14-0BM (Figure 20).

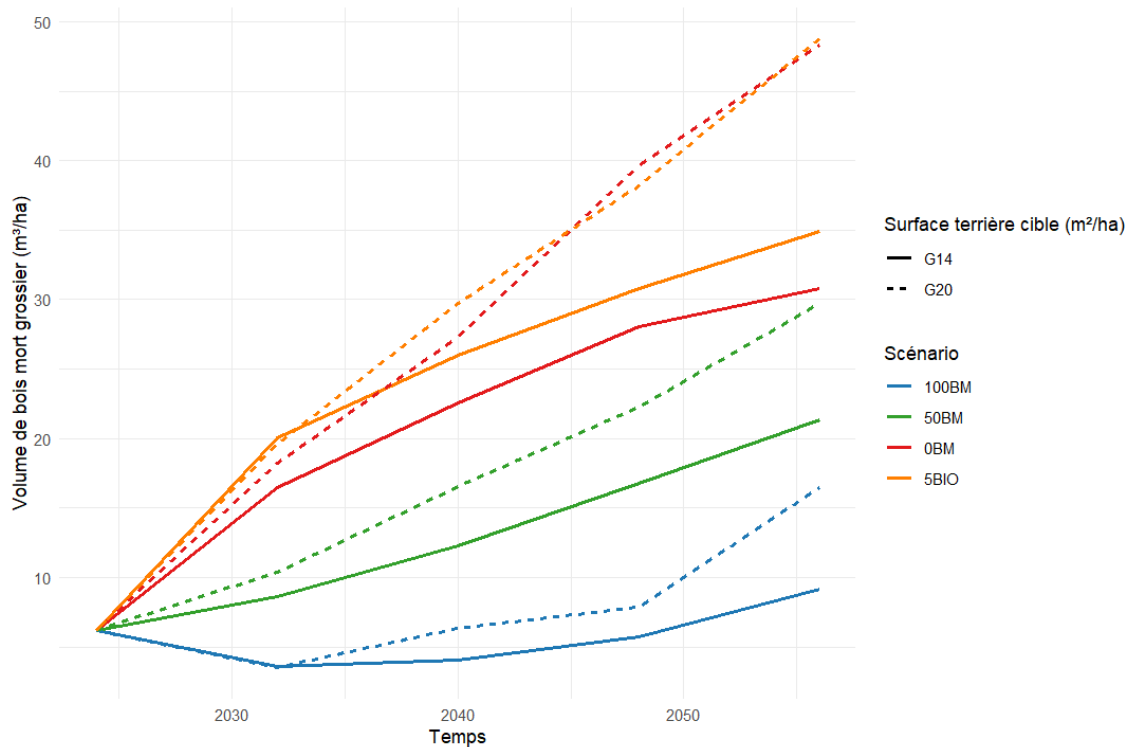


FIGURE 20 – Volumes moyens de bois morts grossier, au sol et sur pied, en fonction du temps par scénarios.

Les volumes de bois frais prélevés dépendent de la surface terrière cible. Ils sont, comme attendu, plus faibles avec le scénario G20 par rapport au scénario G14. Une surface terrière plus faible laisse davantage d'espace et de lumière aux arbres, favorisant leur croissance et donc la production de bois. De plus, le maintien d'une surface terrière de 14 m²/ha induit une décapitalisation (Figure 21, les volumes de bois prélevés pour chaque zone d'étude sont présentés en Annexe 6).

Les volumes de bois frais récoltés ne dépendent pas de la proportion de bois morts prélevés. Ils sont cependant plus faibles lorsque cinq arbres biologiques par hectare sont conservés (5BIO), tant pour G20 que pour G14. Cette réduction peut s'expliquer par la conservation de vieux arbres de grand diamètre, qui présentent des volumes importants en raison de leur coefficient de forme et de leur hauteur supérieure à ceux des jeunes arbres. Ainsi, pour une même surface terrière, davantage de petits arbres doivent être récoltés. Pour une surface terrière de 14 m²/ha, cette réduction de volume prélevé est plus marquée, due au plus grand nombre d'arbres récoltés.

Les quantités de bois mort prélevées sont plus importantes pour G20 que pour G14. En effet, un plus grand nombre d'arbres meurt dans le scénario G20, ce qui entraîne une augmentation du bois mort prélevé. Ceci explique pourquoi les volumes de bois mort totaux (Figure 19) diffèrent peu entre G20 et G14 pour les scénarios avec récolte du bois mort.

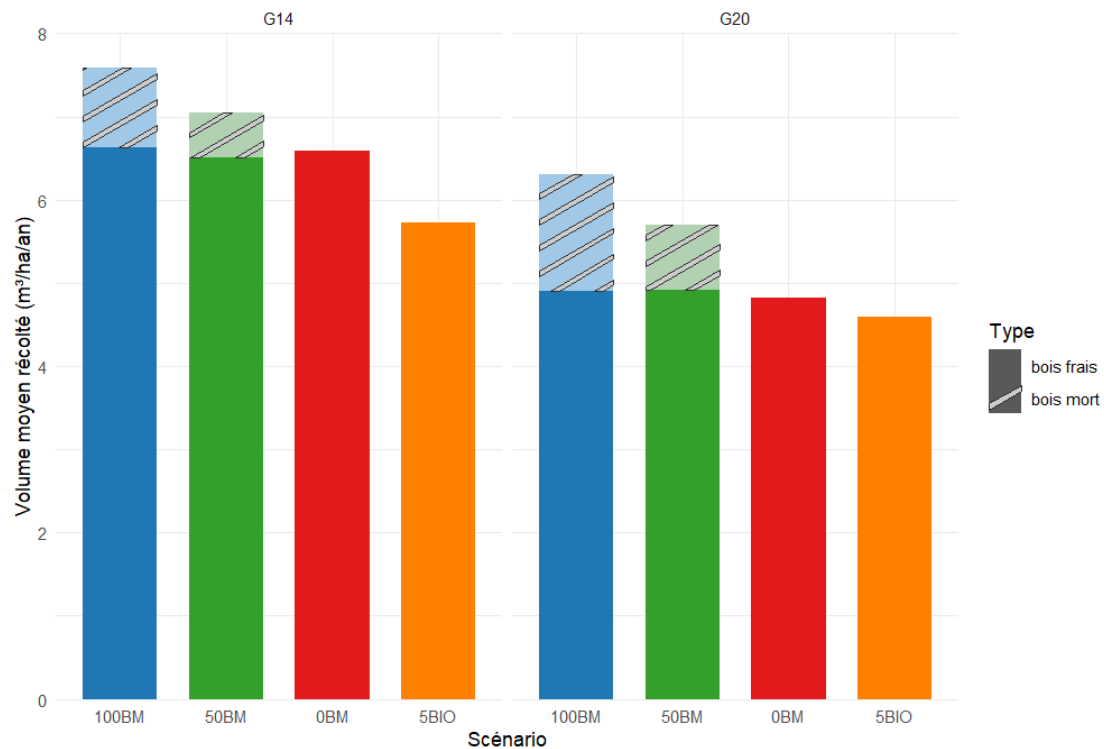


FIGURE 21 – Moyenne annuelle du volume récolté (bois mort et bois frais) pour chaque scénario.

Les recettes augmentent avec l'augmentation des prélèvements de bois mort, vendu en bois de chauffage (Figure 22). Elles sont plus élevées pour une surface terrière cible de 14 m²/ha (G14) que de 20 m²/ha (G20) dû aux volumes de bois prélevés plus importants.

Lorsque cinq arbres biologiques sont conservés (5BIO), les recettes sont inférieures aux autres scénarios. Cela s'explique principalement par un volume prélevé plus faible, ainsi que par la diminution de la récolte des gros arbres concentrant la plus grande partie de la valeur du peuplement. La différence de recettes de ce scénario avec les autres est plus marquée pour G14 que pour G20. Ceci s'explique car les arbres biologiques sont pour la plupart des gros chênes qui engendrent des recettes élevées. Dans le scénario G14, qui conserve moins d'arbres à l'hectare, ces chênes auraient été coupés alors que dans le scénario G20, avec une plus grande densité d'arbres, une partie de ces arbres auraient été maintenus.

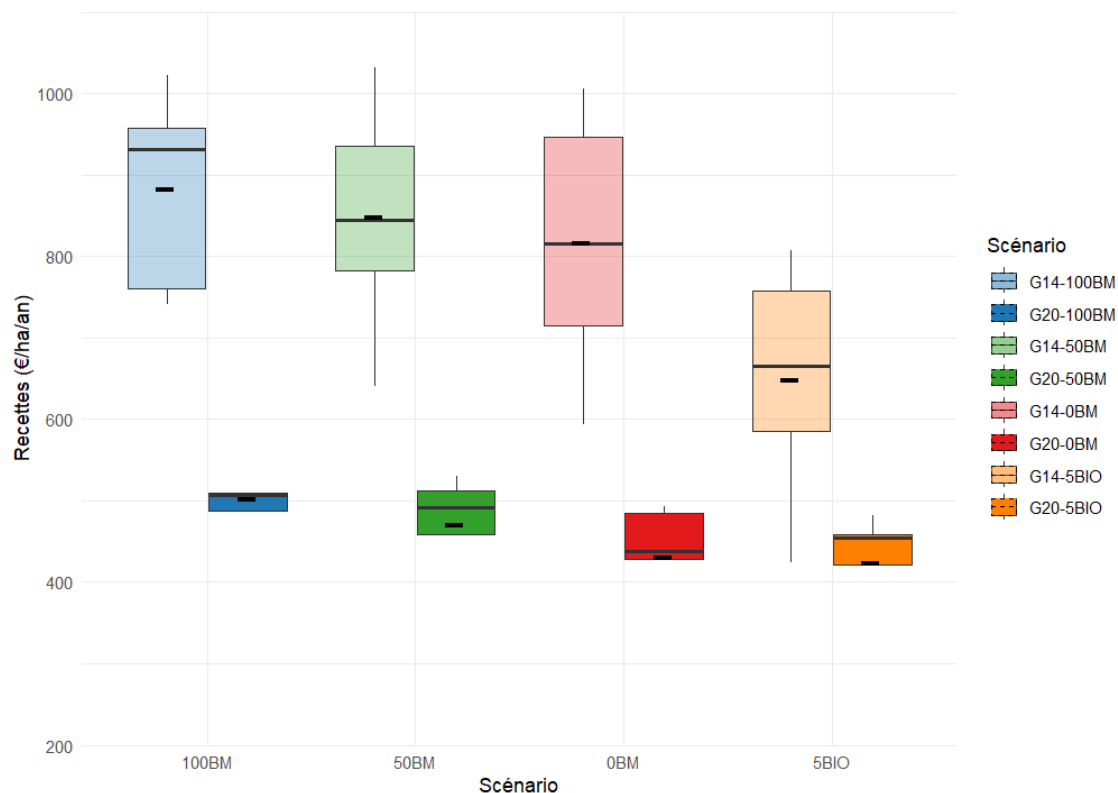


FIGURE 22 – Boxplots des recettes annuelles par scénario, de chaque simulation (32 années). La ligne représente la médiane et le tiret la moyenne.

Les différents scénarios montrent des variabilités assez importantes de recettes par rapport au scénario “*Business as usual*” en fonction du volume de bois mort total atteint à l’année finale. Le scénario “*Business as usual*” (G14-100BM) a maintenu des volumes de bois mort autour de 9 m³/ha et cinq scénarios permettent, en moyenne, d’atteindre un volume de 30 m³/ha de bois mort. Dans le cas du scénario G14-0BM, une diminution de recette en moyenne de 70 €/ha/an est nécessaire pour atteindre ce seuil. Les scénarios G14-5BIO et G20-50BM atteignent également des volumes proches de 30-35 m³/ha, mais avec des diminutions de recettes nettement plus élevées, s’élevant respectivement à 235 €/ha/an et 415 €/ha/an (Figure 23).

Les scénarios G20-0BM et G20-5BIO se distinguent par des volumes de bois mort encore plus importants, avoisinant 50 m³/ha. Toutefois, cette augmentation est accompagnée d’une diminution de recette atteignant 450 €/ha/an.

Si l’on regarde les variations entre zones d’études pour un même scénario, elles sont plus importantes dans les scénarios G20 aussi bien au niveau de la différence de recette que de volume de bois morts. Les scénarios G14 ont une variabilité entre zones d’étude principalement au niveau des volumes de bois morts. Cependant, le scénario 5BIO a également une forte variabilité au niveau de la différence de recette.

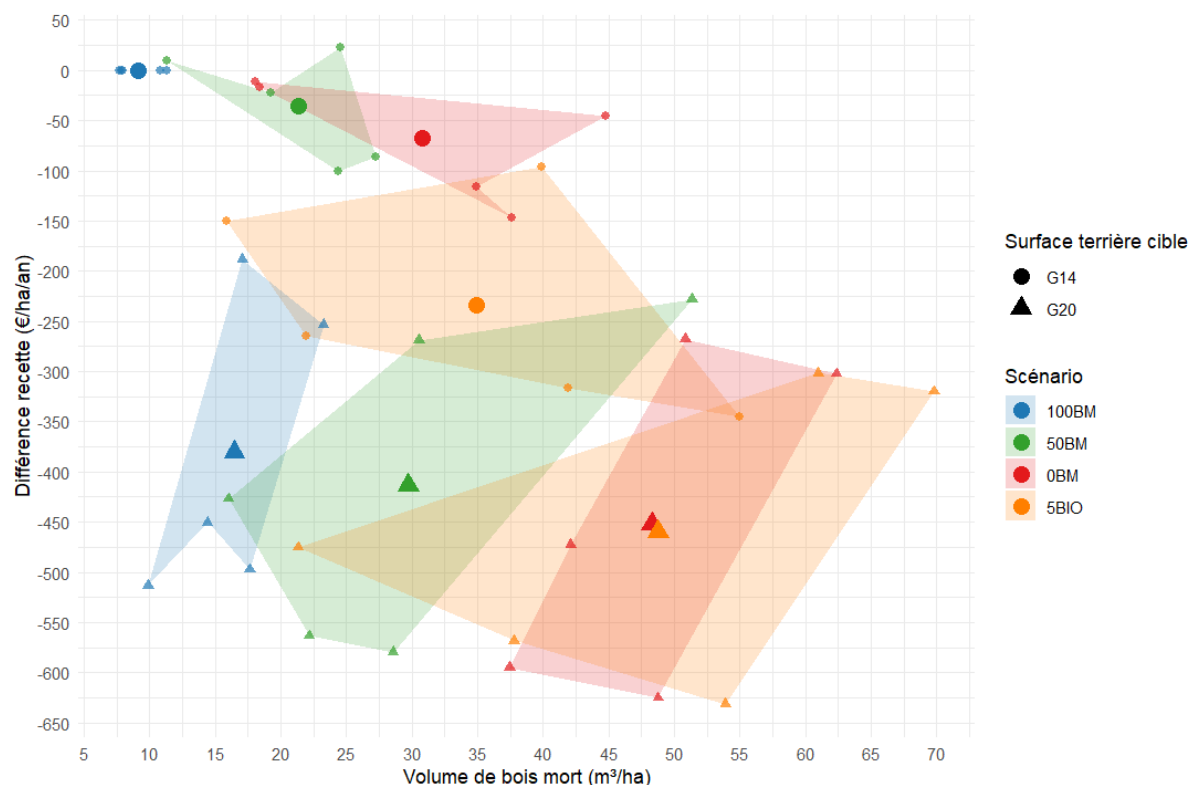


FIGURE 23 – Différences de recettes par rapport au scénario “*Business as usual*” (G14-100BM) en fonction du volume de bois mort, sur pied et au sol, atteint à l’année finale. Chaque point représente une simulation, les points plus gros représentent les moyennes des scénarios.

Le maintien des houppiers en forêt, après l’exploitation des grumes, permettrait de conserver en moyenne 20 m³/ha de bois mort sur une période de 32 ans (figure 24). Cette pratique engendrerait un coût moyen de 50 €/ha/an.

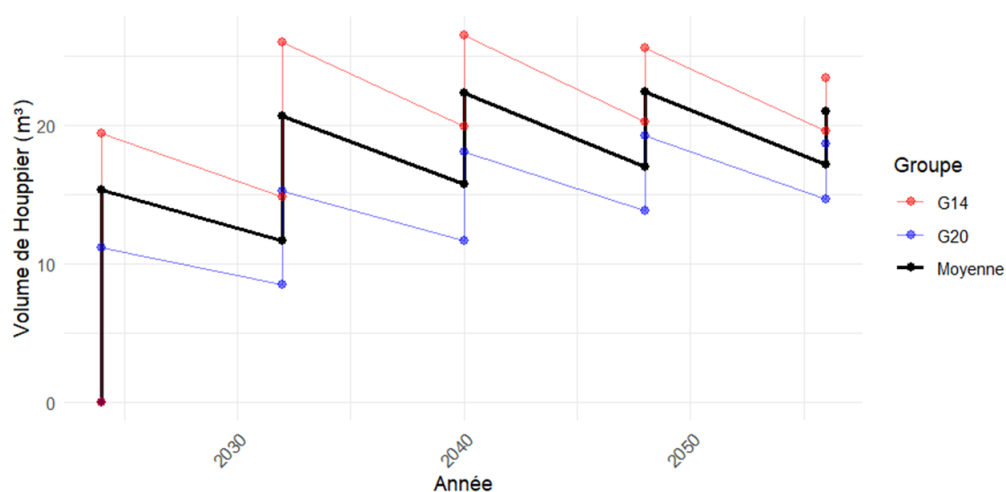


FIGURE 24 – Évolution des volumes de houppier laissés en forêt avec coefficient de réduction du volume de 0,033 par an.

Les résultats relatifs au score écologique du peuplement apparaissent contrastés, bien que l'on observe, comme attendu, un score supérieur pour une surface terrière de 20 m²/ha (G20) par rapport à 14 m²/ha (G14), en raison d'un plus grand nombre d'arbres. Toutefois, pour une surface terrière de 20 m²/ha, aucune différence significative n'apparaît entre les scénarios étudiés. En revanche, pour une surface terrière de 14 m²/ha, le scénario préservant des arbres biologiques présente, de manière inattendue, le score le plus faible (figure 25).

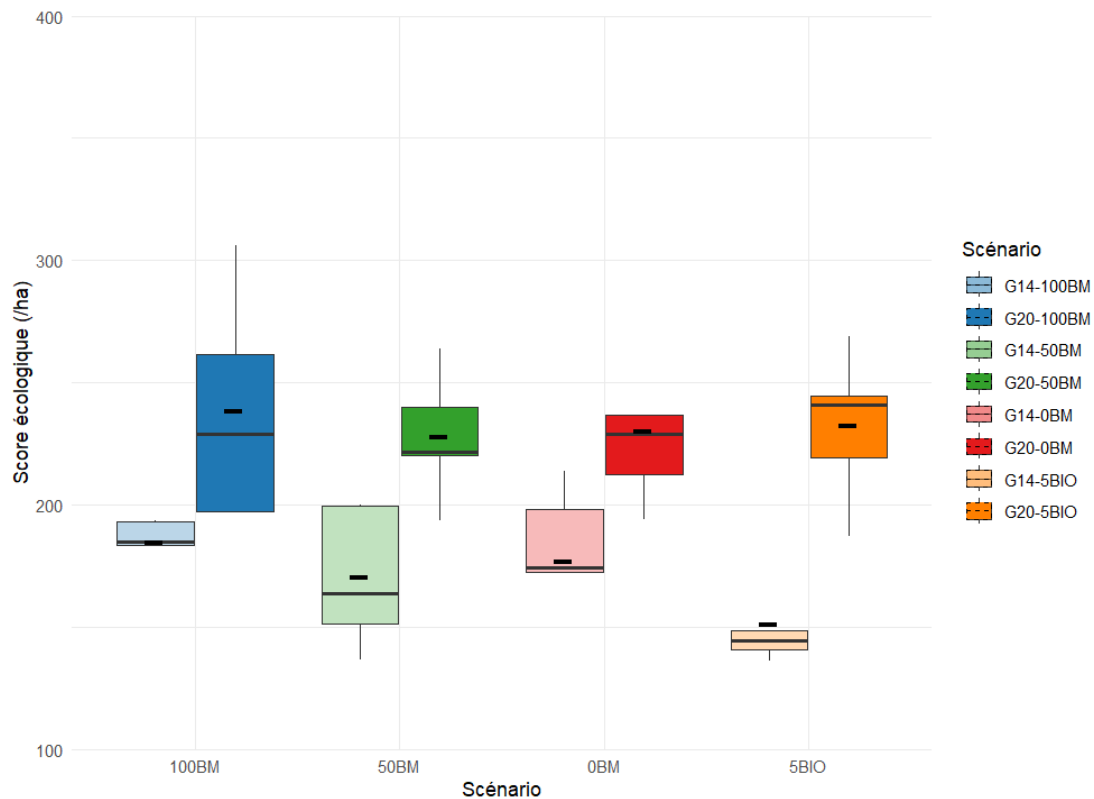


FIGURE 25 – Boxplots des scores écologiques par scénarios, en fin de chaque simulation (32 années). La ligne représente la médiane et le tiret la moyenne.

5 Discussion

Un inventaire de tous les arbres sur cinq zones d'étude de 1 ha (diamètre, essence, dendromicrohabitats, qualité) et un échantillonnage du bois mort a été réalisé. Ensuite, un modèle de simulation forestière intégrant un algorithme de description de stratégies sylvicoles a été utilisé sur ces données afin de comparer différents scénarios sylvicoles. Ces scénarios ont comparé l'impact de la récolte du bois mort, du maintien d'arbres biologiques ainsi que de la surface terrière sur les quantités de bois mort et de dendromicrohabitats.

5.1 Volume de bois mort avec une gestion Pro silva

La gestion Pro Silva ne mène pas automatiquement à des volumes de bois mort suffisant pour soutenir les communautés saproxyliques. Selon les seuils identifiés par Müller & Büt-

ler (2010), entre 30 et 50 m³/ha de bois mort, sur pied et au sol, sont nécessaires pour préserver la majorité des espèces associées au bois mort. Or, aucun des échantillonnages réalisés sur les cinq zones d'un hectare n'ont atteint ces niveaux.

De plus, dans les zones étudiées, la sylviculture Pro Silva n'a pas conduit pas à des volumes de bois mort supérieurs à ceux en gestion conventionnelle. En effet, les volumes, sur pied et au sol, varient de 4,7 à 20,2 m³/ha, avec une moyenne de 11 m³/ha. Cette valeur moyenne est similaire à celle observée dans les forêts wallonnes (Delahaye et al., 2022).

5.2 Création d'itinéraires sylvicoles à l'aide des modèles existants de dynamique forestière

Comme le montre cette étude, les simulations permettent de tester des approches visant à augmenter les volumes de bois mort et dendromicrohabitats. Cependant, il est nécessaire que le modèle utilisé intègre des compartiments spécifiques dédiés, ce qui n'est pas le cas de la majorité des modèles. Les modèles "individu centré", tels que Samsara2, sont particulièrement adaptés pour inclure ces éléments. En effet, les dendromicrohabitats peuvent y être modélisés au niveau de chaque arbre à partir d'une probabilité d'apparition, tandis que les pièces de bois mort peuvent être simulées individuellement, avec des probabilités de chute des arbres et des taux de décomposition calculés en fonction du diamètre.

Pour tester différentes stratégies de gestion des bois morts et des dendromicrohabitats, il est également nécessaire que l'algorithme de coupe intègre ces paramètres dans sa configuration. L'algorithme multicritère s'est révélé intéressant dans ce contexte, car il permet de sélectionner des arbres biologiques sur base de différents critères et de gérer la récolte du bois mort. Toutefois, la gestion de cette dernière reste encore simple de par son unique critère, la proportion du bois mort à récolter.

5.3 Volumes de bois mort atteint et coûts de l'augmentation des volumes de bois mort et du nombre d'arbres à habitats

Différentes adaptations de gestion, comparées à un scénario "*Business as usual*", ont été testées afin d'augmenter les volumes de bois mort et les dendromicrohabitats.

5.3.1 Augmentation de la surface terrière cible après coupe

L'augmentation de la surface terrière cible après coupe, de 14 à 20 m²/ha, entraîne une hausse des volumes de bois mort sur pied et au sol, indiquant que le volume de bois vivant influence celui du bois mort. Cependant, cette mesure à elle seule ne permet pas d'atteindre le seuil de 30 m³/ha. En moyenne, elle s'est traduite par un gain de 7 m³/ha, portant les volumes de bois mort à 16 m³/ha. En revanche, elle réduit les volumes de bois vivants prélevés, impactant négativement les recettes. Comparée au scénario "*Business as usual*", cette adaptation a engendré une perte de 380 €/ha/an.

De plus, dans le cadre de la gestion Pro Silva à Haugimont, un accent particulier est mis sur le chêne et la régénération naturelle. Le passage à une surface terrière de 20 m²/ha

après coupe peut compromettre la capacité de régénération naturelle du chêne.

Par ailleurs, c'est la seule adaptation qui permettrait d'augmenter le score écologique du peuplement. En effet, il s'améliore grâce à l'augmentation du nombre d'arbres, ce qui induit un plus grand nombre de dendromicrohabitats par hectare.

5.3.2 Abandon des arbres morts

Ne récolter aucun arbre mort augmente les volumes de bois mort totaux de 20 m³/ha permettant d'atteindre un volume de 30 m³/ha. Cette approche impliquerait un coût d'environ 70 €/ha/an.

La relation entre la récolte de bois mort et les volumes de bois morts semble être proportionnelle. En effet, l'alternative consistant à récolter 50 % des arbres morts augmente de 10 m³/ha le volume pour un coût de 35 €/ha/an.

Il convient de noter que les arbres morts ont été considérés au prix du bois de chauffage. Cependant, selon l'essence et la durée écoulée depuis leur mort, les grumes pourraient être vendues à des tarifs plus élevés, ce qui pourrait en partie accroître le coût de cette approche.

5.3.3 Rétention d'arbres biologiques associée à l'abandon des arbres morts

Le maintien d'arbres biologiques contribue à augmenter davantage le volume de bois mort total. Les simulations combinant la rétention d'arbres biologiques avec l'abandon du bois mort ont un gain de volume de bois mort par rapport au scénario "*Business as usual*" de 25 m³/ha. Toutefois, cette augmentation a un coût de 235 €/ha/an. Au niveau économique, elle est donc moins intéressante que l'abandon du bois mort.

Concernant le score écologique, il diminue dû au maintien d'arbres biologiques. Cette baisse pourrait s'expliquer par la présence de dendromicrohabitats sur les petits arbres, observés lors des inventaires de terrain (Figure 18). Les arbres biologiques sont sélectionnés non seulement en fonction de leur score écologique, mais aussi selon leur diamètre, ce qui favorise la conservation d'arbres de gros diamètre avec un score écologique élevé. Cependant, ce processus entraîne également la coupe d'un plus grand nombre de petits arbres à score écologique élevé. En conséquence, le score écologique global du peuplement diminue. Cette situation met en lumière une incompatibilité entre l'utilisation du score écologique selon sa définition actuelle et l'évaluation de la conservation d'arbres biologiques de gros diamètre.

5.3.4 Abandon des houppiers

L'abandon des houppiers en forêt induirait une augmentation des volumes de bois morts estimée à 20 m³/ha sur une période de 32 ans. Cette option offrirait ainsi une alternative compatible avec le maintien des pratiques actuelles entraînant un coût de 50 €/ha/an.

Cependant, il convient de souligner que ces résidus, souvent utilisés comme bois de chauffage au niveau local, remplissent une fonction socio-économique. Une évaluation des besoins des populations locales est donc importante afin de ne pas compromettre cet usage.

5.3.5 Combinaison des adaptations précédentes

D’après les simulations combinant l’augmentation de la surface terrière et l’abandon des arbres morts, cette combinaison permettrait d’augmenter les volumes de bois mort totaux de 40 m³/ha. Le volume de 30 m³/ha serait ainsi atteint après seulement 16 ans. Cependant cette adaptation aurait un coût de 452 €/ha/an principalement du fait de l’augmentation de la surface terrière. Cette combinaison d’adaptation est donc difficilement imaginable dans une forêt ayant pour but la rentabilité économique, les revenus nets à Haugimont sur l’ensemble des peuplements sont estimés entre 90 et 293 €/ha/an (Ligot et al., 2024). Elle pourrait cependant être réalisée dans des îlots de conservations.

Une deuxième combinaison d’adaptation serait l’abandon des houppiers associé à l’abandon des arbres morts. Une telle gestion permettrait d’atteindre des niveaux élevés de bois mort à des coûts contenus, 120 €/ha/an, tout en atteignant des volumes de 50 m³/ha en 32 ans, ou de 30 m³/ha après 16 ans. Pour atteindre 30 m³/ha en 32 ans, il serait également possible de récolter la moitié des houppiers et la moitié des arbres morts permettant alors une production de bois de chauffage.

5.3.6 Adaptations les plus intéressantes

Parmi les adaptations envisagées, l’abandon des arbres morts et des houppiers semblent donc être les solutions les plus intéressantes économiquement. Elles pourraient être utilisées de manière individuelle ou combinée dépendant des volumes de bois mort souhaités en forêt et de la perte de recette acceptée par le gestionnaire.

Cependant, il faut noter que le maintien d’arbres biologiques ou l’augmentation de la surface terrière occasionnent des coûts élevés, notamment en raison de la forte valeur économique des chênes, nettement supérieure à celle des autres essences. Augustynczik & Yousefpour (2019) ont également souligné cette contrainte spécifique au chêne. Cependant, dans des peuplements dépourvus de chênes, le maintien d’arbres biologiques ou, dans des peuplements de chênes, le choix d’autres essences comme arbres biologiques, le hêtre par exemple, représentent des alternatives plus économiques. Malgré cela, il reste crucial de conserver une proportion de chênes comme arbres biologiques afin de garantir une diversité d’essences dans les arbres biologiques.

5.3.7 Implication à d’autres échelles

Les mesures visant à promouvoir la quantité de bois morts doivent en outre s’envisager à l’échelle du massif forestier et pas seulement à l’échelle du peuplement. En effet, l’atteinte de seuils de bois mort favorables aux communautés saproxyliques entraînerait des coûts représentant entre 10 % et 60 % des recettes forestières. Même une perte limitée à 10 % demeure difficilement acceptable pour la majorité des gestionnaires. Une solution pour moduler ces coûts pourrait résider dans une approche par maillage, consistant à créer des

zones spécifiques où les volumes de bois mort sont suffisants pour soutenir les communautés saproxyliques, tout en laissant aux gestionnaires la possibilité de choisir des niveaux de perte de recettes adaptés à leurs contraintes.

À l'échelle sociétale, la valorisation de la biodiversité pourrait passer par des mesures législatives. Par exemple, le réseau Natura 2000, qui couvre un maillage important de forêts en Wallonie, pourrait imposer une interdiction de récolte de bois mort dans les zones n'ayant pas encore atteint le seuil de 30 m³/ha. Cette réglementation pourrait s'accompagner de subventions supplémentaires, par exemple à hauteur de 10 % des recettes forestières, pour soutenir les propriétaires dans cette transition.

Finalement, à une échelle temporelle plus grande, les coûts liés à l'augmentation et au maintien des volumes de bois mort sont voués à se maintenir. En prenant comme référence un volume cible de 30 à 50 m³/ha et un taux de réduction annuel de 0,033, il sera nécessaire d'abandonner 1 à 1,7 m³/ha/an de bois mort pour maintenir ces volumes. En considérant un prix du bois de chauffage de 40 €/m³, cela représentera une perte de recette annuelle de 40 à 68 €/ha. Cependant, les bénéfices économiques liés à la préservation des communautés saproxyliques restent inestimables. À long terme, la préservation de la biodiversité, qui constitue un moteur de la résilience et de la productivité des écosystèmes forestiers, devrait compenser les pertes économiques.

5.4 Limites de l'étude et pistes d'amélioration

Cette étude a permis de tester l'effet de différentes gestions forestières à long terme par de la modélisation. Néanmoins, ces conclusions doivent être considérées avec précaution.

Premièrement, cette étude repose sur un nombre limité de zones d'étude. De plus, ces cinq cas d'étude présentent des caractéristiques relativement similaires : peuplements avec des surfaces terrière élevées dominés par le chêne, bénéficiant donc d'une valeur marchande importante, soumis à des modes de gestion comparables depuis au moins 30 ans, et structurés en peuplements irréguliers. Cette homogénéité restreint la portée des conclusions, il convient alors de rester prudents lorsque l'on s'éloigne de ces cas d'études.

Deuxièmement, les scénarios sylvicoles sont volontairement simplifiés. Ceci facilite l'analyse de la sensibilité de la dynamique forestière aux différentes adaptations, mais entraîne des scénarios sylvicoles moins élaborés. Ainsi, toutes les actions sylvicoles n'ont pas été systématiquement détaillées ni budgétisées, limitant la précision des évaluations économiques et opérationnelles.

Concernant les simulations, une limite réside dans le faible nombre de répétitions. Afin de renforcer la robustesse des résultats, il serait nécessaire de concevoir un plan de simulation structuré et d'augmenter le nombre de simulations pour chaque scénario. Une telle approche permettrait de mieux cerner la variabilité des résultats et d'affiner les conclusions.

Le modèle utilisé s'est révélé pertinent, mais comportait encore certaines lacunes qui ont

nécessité du temps pour être résolues, notamment pour des applications originales comme celles réalisées dans ce travail. Elles concernaient le bois mort qui n'avait pas été précédemment utilisé de manière approfondie, et les scénarios impliquant des surfaces terrières faibles, caractéristiques de la sylviculture dynamique du chêne, qui restaient peu explorés.

Enfin, le modèle ne prend pas en compte les scénarios de changement climatique, alors même que les prévisions climatiques actuelles sont préoccupantes. Notamment, la multiplication des événements climatiques extrêmes à l'avenir pourrait intensifier les dépérissements forestiers. Ces phénomènes pourraient accélérer l'accumulation de bois mort dans les forêts, rendant ainsi les projections issues des simulations sous-estimées, tout en impactant négativement les recettes.

5.5 Perspectives

La recherche sur ce sujet pourrait être approfondie par la mise en place d'expérimentations en conditions réelles. Ces dispositifs permettraient d'évaluer concrètement la vitesse d'accumulation du bois mort dans les forêts gérées ainsi que son impact sur l'augmentation de la biodiversité.

À l'échelle du domaine d'Haugimont voire à l'échelle régionale, il serait pertinent d'explorer la création d'un maillage de bois mort formant un réseau écologique, comme Augustynczyk et al. (2018) l'ont fait dans leur article. Ce maillage pourrait faciliter les déplacements et la dispersion des espèces dépendantes du bois mort.

Concernant le modèle Samsara2, il serait pertinent d'envisager la création d'un guide utilisateur complet afin d'en faciliter la prise en main. Ce guide pourrait rassembler une description détaillée des fonctionnalités disponibles, des indicateurs exploitables et des exemples concrets d'application.

Pour l'algorithme de coupe multicritère, bien qu'il se soit révélé performant et riche en possibilités, certaines pistes d'amélioration mériteraient d'être explorées. Notamment, renforcer la section dédiée au bois mort pour qu'elle atteigne un niveau de détail comparable à celle des bois vivants. Cela pourrait inclure l'introduction d'un volume cible de bois mort, une gestion plus différenciée selon la position des bois morts (sur pied ou au sol), du diamètre ou de l'essence des arbres. La possibilité de maintenir un nombre défini d'arbres morts sur pied d'un diamètre donné ainsi qu'une option permettant de laisser les houppiers en forêt constituent également des leviers pour affiner les scénarios. Enfin, un meilleur suivi de l'évolution du bois mort au fil du temps serait intéressant, par exemple via des graphiques illustrant les dynamiques d'arbres qui meurent sur pied ou tombent en fonction des diamètres.

Pour finir, ce travail offre un potentiel pour de futurs travaux de télédétection et d'analyse par Lidar terrestre. En effet, un inventaire de 5 hectares, incluant la position GPS de chaque arbre ainsi que diverses caractéristiques (diamètre, essence, qualité, dendromicrohabitats), constitue un ensemble de données relativement rare.

6 Conclusion

L'effondrement de la vie sur terre constitue l'un des défis cruciaux de notre époque. Les forêts, par leur nature même, s'inscrivent dans une temporalité longue qui nous relie aux générations futures. Cela nous impose une gestion durable qui leur permettront de pouvoir bénéficier des différents services écosystémiques des forêts.

Les résultats, de cette étude, mettent en évidence que, sans une attention spécifique portée aux volumes de bois mort, ceux-ci restent faibles, y compris dans une gestion Pro Silva. Les modèles de simulation forestière permettent d'explorer différentes adaptations de gestion susceptibles d'accroître les volumes de bois mort et le nombre d'arbres à habitats. Ils montrent qu'il serait possible d'atteindre des volumes suffisants pour soutenir les communautés saproxyliques grâce à différentes adaptations. Néanmoins, l'augmentation des volumes de bois mort engendre un coût d'opportunité, estimé dans les conditions de cette étude entre 35 €/ha/an et 450 €/ha/an selon les stratégies adoptées. Ces résultats sont cependant à prendre avec précaution puisqu'ils portent sur un nombre de zones d'études limitées présentant des caractéristiques similaires.

Ce type d'étude s'intéressant au compromis entre finances du propriétaire forestier et volumes de bois mort pour la biodiversité a le mérite d'être novateur. Les études sur ce sujet devraient se multiplier, car elles présentent un réel intérêt pour alimenter les discussions et orienter les décisions.

Cependant l'enjeu dépasse le cadre technique : il exige un changement de paradigme, tant au niveau individuel que sociétal. Maintenir des écosystèmes sains et diversifiés ne doit plus être perçu comme une contrainte, mais comme le fondement de toutes nos réflexions. Redéfinir notre relation aux vivants, en intégrant la biodiversité et la résilience des écosystèmes dans nos choix, est une nécessité pour garantir un avenir désirable.

Contribution personnelle

J'ai élaboré le protocole d'inventaire et mené l'ensemble des inventaires nécessaires au projet. Ces travaux de terrain se sont déroulés sur 18 jours. Je les ai réalisés seul excepté trois journées où j'ai été accompagné par Florentin Rogister, Gauthier Ligot ou Jonathan Lisein.

Le modèle, Samsara2, utilisé pour les simulations a été développé par Benoît Courbaud, tout comme le script R permettant de convertir les données d'inventaire formatées dans un fichier Excel en un fichier compatible avec le modèle.

Après avoir pris en main cet outil, j'ai réalisé plusieurs essais afin d'optimiser les critères et poids à utiliser dans l'algorithme multicritère.

J'ai effectué les simulations à l'aide de l'interface graphique de Capsis, avant d'agréger et d'analyser les résultats obtenus. Ces analyses ont nécessité la création de plusieurs scripts R que j'ai développés spécifiquement pour ce travail. L'utilisation de l'intelligence artificielle ChatGPT a été utilisée dans le cadre de l'écriture des codes R et pour reformuler des paragraphes de ce travail de fin d'étude.

Plusieurs contributions personnelles n'ont pas été directement utilisées.

J'ai notamment participé à l'identification et à la résolution d'un bug affectant l'évolution automatique des simulations dans Samsara2. Par ailleurs, j'ai identifié et signalé un problème dans la gestion du bois mort par l'algorithme multicritère.

J'ai également mené un inventaire du bois mort et des arbres sur pied dans une zone d'étude supplémentaire. Bien que cette zone, caractérisée par une mise à blanc, n'ait pas été incluse dans les simulations, elle a été exploitée dans le cadre du projet PRW108 "30 années de sylviculture Pro Silva à Haugimont (UNamur) : bilan écologique et économique".

En parallèle, j'ai participé à l'élaboration des fiches descriptives des zones d'étude, en analysant les résultats issus de mes inventaires qui figuraient parmi les livrables du projet PRW108.

Références

- Asbeck T. et al., 2021. The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7(1) :59–68. doi :10.1007/s40725-020-00132-5.
- Augustynczyk A.L.D. & Yousefpour R., 2019. Balancing forest profitability and deadwood maintenance in European commercial forests : a robust optimization approach. *European Journal of Forest Research*, 138(1) :53–64. doi :10.1007/s10342-018-1153-9.
- Augustynczyk A.L.D., Yousefpour R., Rodriguez L.C.E. & Hanewinkel M., 2018. Conservation Costs of Retention Forestry and Optimal Habitat Network Selection in Southwestern Germany. *Ecological Economics*, 148 :92–102. doi :10.1016/j.ecolecon.2018.02.013.
- Barlow J. et al., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610) :144–147. doi :10.1038/nature18326.
- Bille F., Claessens H. & Debois C., 2013. Deux décennies de sylviculture Pro Silva au domaine d’Haugimont : Bilan sur l’évolution de la forêt. *Forêt Wallonne*, 127.
- Bouget C., Larrieu L. & Brin A., 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36 :656–664. doi :10.1016/j.ecolind.2013.09.031.
- Bujoczek L., Szewczyk J. & Bujoczek M., 2018. Deadwood volume in strictly protected, natural, and primeval forests in Poland. *European Journal of Forest Research*, 137(4) :401–418. doi :10.1007/s10342-018-1124-1.
- Bütler R., Angelstam P., Ekelund P. & Schlaepfer R., 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119(3) :305–318. doi :10.1016/j.biocon.2003.11.014.
- Ceballos G., Ehrlich P.R. & Dirzo R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30) :E6089–E6096. doi :10.1073/pnas.1704949114.
- Ceballos G. et al., 2015. Accelerated modern human-induced species losses : Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5) :e1400253. doi :10.1126/sciadv.1400253.
- Courbaud B., 2022. Documentation éclaircie multicritères.
- Courbaud B. et al., 2017. Utilisation du modèle individu centré Samsara2 pour analyser les sylvicultures en peuplement irrégulier. *Rendez-Vous Techniques de l’Office National des Forêts*, 53.
- Courbaud B. et al., 2022. Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59(2) :492–503. doi :10.1111/1365-2664.14068.
- Courbaud B. et al., 2024. A framework to characterize and simulate a diversity of selective cutting practices in forest stands. Article en préparation.

- Crowther T.W. et al., 2015. Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525(7568) :201–205. doi :10.1038/nature14967.
- Dagnelie P., Palm R. & Rondeux J., 2013. Cubage des arbres et des peuplements forestiers : tables et équations. Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux.
- Delahaye L., Fraiture A., de Meise J.B. & Sanchez C., 2024. Synthèse biodiversité et habitats - Evaluation bilogique de 30 années d’application des principes de gestion Pro Silva dans les forêts du domaine d’Haugimont. Technical report.
- Delahaye L., Lezaca-Rojas S., Drapier C. & Breyne J., 2022. Plus de bois mort en forêt - Enjeu majeur pour la résilience et la biodiversité. *Forêt & Naturalité*, Opinion(5).
- Dittrich S. et al., 2014. The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecology*, 215(10) :1123–1137. doi :10.1007/s11258-014-0371-6.
- Evans A., Perschel R. & Kittler B., 2013. Overview of Forest Biomass Harvesting Guidelines. *Journal of Sustainable Forestry*, 32(1-2) :89–107. doi :10.1080/10549811.2011.651786.
- Eyvindson K., Repo A. & Mönkkönen M., 2018. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. *Forest Policy and Economics*, 92 :119–127. doi :10.1016/j.forpol.2018.04.009.
- Forêt.Nature, 2022. Pourquoi se lancer dans la sylviculture mélangée à couvert continu ? Pour les propriétaires forestiers. Technical report, Forêt.Nature.
- Geng A., Yang H., Chen J. & Hong Y., 2017. Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. *Forest Policy and Economics*, 85 :192–200. doi :10.1016/j.forpol.2017.08.007.
- GIEC, 2021. Résumé à l’intention des décideurs. In : Changement climatique 2021 : les bases scientifiques physiques. Contribution du Groupe de travail I au sixième Rapport d’évaluation du Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat [publié sous la direction de Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, et B. Zhou]. Technical report, Cambridge University Press.
- Gunderson L., 2000. Ecological resilience - In theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31 :425–439. doi :10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425.
- Hallmann C.A. et al., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10) :e0185809. doi :10.1371/journal.pone.0185809.
- Harmon M.E. et al., 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. In A. MacFadyen & E.D. Ford, editors, *Advances in Ecological Research*, Academic Press, volume 15. 133–302. doi :10.1016/S0065-2504(08)60121-X.

- Himpens S. et al., 2017. Le changement climatique et ses impacts sur les forêts wallonnes. Recommandations aux décideurs, propriétaires et gestionnaires. Technical report.
- Holeksa J., Zielonka T. & Żywiec M., 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(3) :415–428. doi :10.1139/X07-139.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). Technical report, IPBES secretariat, Bonn, Germany. doi : 10.5281/zenodo.3553579.
- IPCC, 2023. Climate Change 2023 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. Technical report, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). doi :10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Jonsell M., 2007. Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass and Bioenergy*, 31(10) :726–732. doi :10.1016/j.biombioe.2007.06.018.
- Jonsson B. et al., 2016. Dead wood availability in managed Swedish forests - Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 376 :174–182. doi :10.1016/j.foreco.2016.06.017.
- Jönsson M. et al., 2020. A spatially explicit decision support system for assessment of tree stump harvest using biodiversity and economic criteria. *Sustainability (Switzerland)*, 12(21) :1–21. doi :10.3390/su12218900.
- Kõrkjas M., Remm L. & Lõhmus A., 2021. Tree-related microhabitats on live *Populus tremula* and *Picea abies* in relation to tree age, diameter, and stand factors in Estonia. *European Journal of Forest Research*, 140(5) :1227–1241. doi :10.1007/s10342-021-01396-7.
- Lafond V., 2014. Sylviculture des forêts hétérogènes de montagne et compromis production-biodiversité : une approche simulation. Ph.D. thesis, Université de Grenoble.
- Larrieu L., Cabanettes A. & Delarue A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3) :773–786. doi :10.1007/s10342-011-0551-z.

- Larrieu L. & Gonin P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, (6). doi :10.4267/2042/28373.
- Larrieu L. et al., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests : A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84 :194–207. doi :10.1016/j.ecolind.2017.08.051.
- Ligot G., Hauser S., Debois C. & Claessens H., 2024. Evaluation financière de 30 années d'applications des principes de gestion Pro Silva dans les forêt du domaine d'Haugimont. Technical report.
- Magnússon R. et al., 2016. Tamm Review : Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 377 :1–15. doi :10.1016/j.foreco.2016.06.033.
- Marshall P., Davis G. & LeMay V., 2000. Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris. Technical Report, British Columbia forest service.
- Martin M., Raymond P. & Boucher Y., 2021. Influence of individual tree characteristics, spatial structure and logging history on tree-related microhabitat occurrence in North American hardwood forests. *Forest Ecosystems*, 8(1) :27. doi : 10.1186/s40663-021-00305-z.
- Martin M. et al., 2022. Tree-Related Microhabitats Are Promising Yet Underused Tools for Biodiversity and Nature Conservation : A Systematic Review for International Perspectives. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. doi :10.3389/ffgc.2022.818474.
- Marziliano P.A. et al., 2021. Factors affecting the quantity and type of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests of high nature value. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 14(3) :250. doi :10.3832/ifor3568-014.
- Maréchaux I. et al., 2021. Tackling unresolved questions in forest ecology : The past and future role of simulation models. *Ecology and Evolution*, 11(9) :3746–3770. doi : 10.1002/ece3.7391.
- Mercuriale des experts forestiers, 2024. URL : [https ://www.experts-forestiers.be/Tableauprixbois.pdf](https://www.experts-forestiers.be/Tableauprixbois.pdf) (consulté le 02-08-2024).
- Michel A.K., Winter S. & Linde A., 2011. The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). *Canadian Journal of Forest Research*, 41(2) :300–308. doi :10.1139/X10-207.
- Müller et al., 2015. Protecting the Forests While Allowing Removal of Damaged Trees may Imperil Saproxylic Insect Biodiversity in the Hyrcanian Beech Forests of Iran. *Conservation Letters*, 9(2) :106–113. doi :10.1111/conl.12187.
- Müller J. & Bütler R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood : a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6) :981–992. doi :10.1007/s10342-010-0400-5.

- Natagriwal, 2021. Mesures de gestion dans le réseau Natura 2000 - En zones agricoles et forestières.
- Paillet Y. et al., 2019. Nothing else matters ? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence : An analysis in French forest reserves. *PLoS ONE*, 14(5). doi :10.1371/journal.pone.0216500.
- Pan Y. et al., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045) :988–993. doi :10.1126/science.1201609.
- Parajuli R. & Markwith S., 2023. Quantity is foremost but quality matters : A global meta-analysis of correlations of dead wood volume and biodiversity in forest ecosystems. *Biological Conservation*, 283. doi :10.1016/j.biocon.2023.110100.
- Parisi F. et al., 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests - a review. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 11(3) :423. doi : 10.3832/for2670-011.
- Peng C., 2000. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(4) :481–501. doi :10.1016/S0195-9255(99)00044-X.
- Petit S. et al., 2022. Carnet d'assistance pour l'évaluation qualitative des bois sur pied et abattus : conséquence, tolérance, mesure, normes. Forêt Nature, Marche-en-Famenne, 3e édition.
- Petit S. et al., 2017. Fichier écologique des essences. Forêt.Nature, UCLouvain-ELIe, ULiège-GxABT, SPWARNE-DNF. URL : fichierecologique.be. (consulté le 27-06-2024).
- Preikša Z., Brazaitis G., Marozas V. & Jaroszewicz B., 2015. Dead wood quality influences species diversity of rare cryptogams in temperate broadleaved forests. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(2) :276. doi :10.3832/for1483-008.
- Pretzsch H. et al., 2008. Models for Forest Ecosystem Management : A European Perspective. *Annals of Botany*, 101(8) :1065–1087. doi :10.1093/aob/mcm246.
- Puettmann K.J., 2011. Silvicultural Challenges and Options in the Context of Global Change : “Simple” Fixes and Opportunities for New Management Approaches. *Journal of Forestry*, 109(6) :321–331. doi :10.1093/jof/109.6.321.
- Robin & Brang, 2009. Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten. Technical report, Irmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft.
- Rondeux J., 2021. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Uliège Library, Gembloux.
- Rondeux J. & Lecomte H., 2010. Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (IPRFW) Guide méthodologique. Technical report, Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement Département de la Nature et des Forêts.

- Russell M.B. et al., 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood : A review. *Forest Ecology and Management*, 350 :107–128. doi :10.1016/j.foreco.2015.04.033.
- Sanchez C., 2013. La sylviculture Pro Silva en Wallonie : mesures et recommandations du DNF.
- Sanchez C., 2022. La sylviculture mélangée à couvert continu en pratique. Exemple de la circulaire n° 2718 du DNF en Wallonie (Belgique). *Forêt Nature*.
- Seibold S. et al., 2021. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*, 597(7874) :77–81. doi :10.1038/s41586-021-03740-8.
- Siitonen J., 2012. Threatened saproxylic species. In J. Siitonen, J.N. Stokland & B.G. Jonsson, editors, *Biodiversity in Dead Wood*, Cambridge University Press, Cambridge, Ecology, Biodiversity and Conservation. 356–379. doi :10.1017/CBO9781139025843.016.
- Snäll T. et al., 2017. Transient trade-off between climate benefit and biodiversity loss of harvesting stumps for bioenergy. *GCB Bioenergy*, 9(12) :1751–1763. doi :10.1111/gcbb.12467.
- SPW, 2023. Ressources forestières - État de l'environnement wallon. URL : <https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/RESS%204.eewGeneratePdf.do?CSRFTOKEN=8CAT-4G10-1O56-GO75-03IV-LPJJC-QYW1-AD6T> (consulté le 27-06-2024).
- Stokland J., Siitonen J. & Jonsson B., 2012. Biodiversity in dead wood. *Biodiversity in Dead Wood*. doi :10.1017/CBO9781139025843.
- Söderbergh I. & Ledermann T., 2003. Algorithms for simulating thinning and harvesting in five European individual-tree growth simulators : a review. *Computers and Electronics in Agriculture*, 39(2) :115–140. doi :10.1016/S0168-1699(03)00022-X.
- Thorn S. et al., 2020. The living dead : acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(9) :505–512. doi : 10.1002/fee.2252.
- Woldendorp G., Keenan R.J., Barry S. & Spencer R.D., 2004. Analysis of sampling methods for coarse woody debris. *Forest Ecology and Management*, 198(1) :133–148. doi :10.1016/j.foreco.2004.03.042.
- Woodall C., Rondeux J., Verkerk P. & Ståhl G., 2009. Estimating dead wood during national forest inventories : A review of inventory methodologies and suggestions for harmonization. *Environmental Management*, 44(4) :624–631. doi :10.1007/s00267-009-9358-9.
- WWF, 2020. Living Planet Report 2020 Bending the curve of biodiversity loss. Number 2020 in Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Zielonka T., 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement ? *Journal of Vegetation Science*, 17(6) :739–746. doi :10.1111/j.1654-1103.2006.tb02497.x.