

**INTEGRATION DES ENJEUX ECOLOGIQUES, SANITAIRES ET
ECONOMIQUES DANS LA GESTION DE LA HETRAIE
ARDENNAISE : LE CAS DE LA FORET COMMUNALE DE BIEVRE**

DEBEN TIMOTHY

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORETS ET ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2025-2026

CO-PROMOTEURS : HUGUES CLAESSENS & MARIE-PIERRE TASSEROUL

© 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.

**INTEGRATION DES ENJEUX ECOLOGIQUES, SANITAIRES ET
ECONOMIQUES DANS LA GESTION DE LA HETRAIE
ARDENNAISE : LE CAS DE LA FORET COMMUNALE DE BIEVRE**

DEBEN TIMOTHY

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2025-2026

CO-PROMOTEURS : HUGUES CLAESSENS & MARIE-PIERRE TASSEROU

Ce travail de fin d'étude a été réalisé au sein de l'axe de Gestion des Ressources Forestières de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège) et en étroite collaboration avec le cantonnement de Bièvre du Département de la Nature et des Forêts (SPW Agriculture, Ressources naturelles et Environnement).

Remerciements

Je tiens tout d'abord à adresser mes plus sincères remerciements à Monsieur le Professeur Claessens, qui m'a accompagné et soutenu dès le début de mon master. Sa bienveillance m'a permis de surmonter les difficultés rencontrées et de me convaincre que j'avais pleinement ma place au sein de notre université. Il m'a accompagné jusqu'à la concrétisation de ce travail de fin d'études en tant que co-promoteur.

Je remercie également Ir. Tasseroul, co-promotrice de ce travail, pour son expertise des hêtraies ardennaises, son accompagnement constant et son soutien tout au long de ce projet. Sa présence sur le terrain, sa volonté de transmettre des savoirs et de partager une expérience riche et concrète ont été d'une grande aide pour la réalisation de ce travail.

Je vous remercie tous les deux pour votre disponibilité, vos conseils avisés et vos relectures attentives tout au long de ce travail.

Je tiens aussi à remercier Monsieur le Professeur Lejeune pour ses conseils précieux concernant la mise en place de l'inventaire et l'utilisation des données LiDAR, ainsi que Monsieur Cédric Geerts pour ses conseils techniques, le prêt de matériel et son accompagnement sur le terrain lors du marquage au GPS de précision. Je remercie également l'ensemble de l'axe Gestion des ressources forestières pour leur accueil chaleureux au sein de leur service durant ces quelques mois.

Mes remerciements s'adressent aussi à Monsieur Ir. Adent, ingénieur du cantonnement de Bièvre, pour son accueil et son accompagnement, ainsi qu'aux agents de triage Monsieur Merny et Monsieur Cassart, pour leur disponibilité, leur accompagnement sur le terrain et le partage de leur expérience et de leurs connaissances de la forêt communale.

Je remercie également Clémence Pauly, Rémy Drissen et Nathan Bouly pour leur aide et leur accompagnement sur le terrain, mais aussi pour les moments partagés sur les bancs des auditoriums de notre faculté.

Je souhaite enfin remercier l'ensemble des professeurs qui m'ont transmis leurs connaissances et leur passion, qui ont rendu possible la réalisation de ce travail. Je garde également un souvenir précieux de toutes les rencontres humaines faites au sein de nos vieux murs, notamment avec les huit collègues du comité AG 2023, où l'apprentissage des soft-skills a été d'une grande richesse.

Enfin, je remercie tout particulièrement Clémence Degols, présente à mes côtés depuis le début de mes études. Son soutien moral quotidien m'a permis de garder le cap. Elle a suffisamment cru en moi pour m'autoriser à y croire moi-même. Merci pour ta présence, ton soutien, ton accompagnement, ainsi que pour tes relectures attentives de ce travail et de tant d'autres.

Résumé

Face au changement climatique, les hêtraies d'Europe occidentale présentent des signes croissants de dépérissement, posant la question de l'avenir du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) et des modalités de gestion à adopter. L'Ardenne belge est particulièrement concernée par ce phénomène, amenant les forestiers à s'interroger sur la gestion des peuplements. Dans ce contexte, les hêtraies de Bièvre constituent un terrain d'étude pertinent. En effet, les principaux massifs de hêtres y sont situés sur des plateaux représentatifs des hêtraies de la Basse et de la Moyenne Ardenne. De plus, leurs plans d'aménagement doivent faire l'objet d'une révision.

Ce travail vise à établir l'état actuel des hêtraies de Bièvre. Pour ce faire, un inventaire forestier d'aménagement (IFA) a été réalisé afin de caractériser la structure et les paramètres dendrométriques des peuplements. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) a permis d'évaluer leur capacité d'accueil de la biodiversité. L'état sanitaire a été analysé à l'aide de la méthode DEPERIS et par l'étude de l'évolution des coupes sanitaires. Ces analyses sont complétées par une recherche documentaire.

Les résultats permettent de caractériser la situation actuelle des hêtraies. Cette analyse porte à la fois sur les aspects spatiaux, structurels et dendrométriques, ainsi que sur les dimensions écologiques et sanitaires. Sur la base de ces constats, et en tenant compte des recommandations actuelles en matière d'adaptation des forêts au changement climatique, des contraintes légales ainsi que des enjeux économiques, ce travail propose des recommandations de gestion adaptées aux hêtraies de plateau de la Basse et de la Moyenne Ardenne. Ces recommandations visent à orienter les choix de gestion à court et moyen termes, tout en inscrivant l'action forestière dans une vision durable et multifonctionnelle à long terme.

Mots-clés : *Fagus sylvatica*, dépérissement forestier, Ardenne, gestion forestière, adaptation au changement climatique, recommandations.

Abstract

In the context of climate change, beech forests in Western Europe are increasingly affected by decline, raising concerns about the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and the management strategies to be adopted. The Belgian Ardennes are particularly impacted, prompting forest managers to reconsider current practices. In this regard, the beech stands of Bièvre provide a relevant study case, as they are located on plateaus representative of the Lower and Middle Ardennes, and are currently subject to management plan revisions.

The objective of this study is to assess the current condition of these beech forests. A forest management inventory (IFA) was conducted to characterize stand structure and dendrometric parameters. The Potential Biodiversity Index (IBP) was used to evaluate biodiversity potential, while forest health was assessed using the DEPERIS method and by analysing trends in sanitary fellings. These approaches were complemented by a review of the scientific literature.

The results provide a comprehensive characterization of the current state of the beech stands from spatial, structural, ecological and sanitary perspectives. Based on these findings, and considering current recommendations for climate change adaptation, legal constraints and economic considerations, this work proposes management guidelines adapted to plateau beech forests in the Belgians Ardennes. These recommendations aim to support decision-making in the short and medium term, while promoting a long-term sustainable and multifunctional management approach.

Keywords: *Fagus sylvatica*, forest decline, Ardennes, forest management, climate change adaptation, recommendations.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	CONTEXTE SANITAIRE DES HETRAIES ARDENNAISES	1
1.2	OBJECTIF	1
1.3	ORGANISATION GÉNÉRALE DU DOCUMENT	1
2	ÉTAT DE L'ART	2
2.1	LA HÊTRAIE EN BELGIQUE	2
2.2	LE CHANGEMENT CLIMATIQUE ET SES EFFETS SUR LES FORÊTS.....	4
2.3	DEPERISSEMENT	6
2.3.1	<i>Notion de dépérissement forestier.....</i>	<i>6</i>
2.3.2	<i>Dépérissement du hêtre.....</i>	<i>7</i>
3	MATERIEL ET METHODES	9
3.1	ZONE D'ETUDE	10
3.1.1	<i>La forêt Communale de Bièvre.....</i>	<i>10</i>
3.1.2	<i>Présentation des massifs</i>	<i>12</i>
3.2	RECOLTE DES DONNEES	14
3.2.1	<i>Plan d'échantillonnage.....</i>	<i>14</i>
3.2.2	<i>Organisation générale</i>	<i>17</i>
4	RÉSULTATS.....	19
4.1	DYNAMIQUE TEMPORELLE ET ÉVOLUTION DES CLASSES DE HAUTEUR DE LA VÉGÉTATION	19
4.1.1	<i>Analyse par massif.....</i>	<i>20</i>
4.1.2	<i>Dynamique des trouées</i>	<i>21</i>
4.2	INVENTAIRE FORESTIER D'AMENAGEMENT (IFA)	22
4.3	INDICE DE BIODIVERSITE POTENTIELLE	24
4.4	EVALUATION DU DEPERISSEMENT	26
4.4.1	<i>DEPERIS.....</i>	<i>26</i>
4.4.2	<i>Evolution des coupes exceptionnelles.....</i>	<i>28</i>
4.4.3	<i>Facteurs influençant le dépérissement</i>	<i>30</i>

5	DISCUSSION	32
5.1	FONCTIONNEMENT ET STRUCTURE ACTUELLE DES PEUPEMENTS	32
5.1.1	<i>Inventaire forestier d'aménagement.....</i>	32
5.1.2	<i>Dynamique temporelle des peuplements.....</i>	34
5.2	BIODIVERSITÉ POTENTIELLE DES MASSIFS	35
5.2.1	<i>Indice Potentiel de Biodiversité.....</i>	35
5.2.2	<i>Piste d'amélioration de la biodiversité potentielle dans les peuplements.....</i>	36
5.3	ANALYSE DU DÉPÉRISSEMENT DU HÊTRE	37
5.3.1	<i>Facteurs prédisposants.....</i>	37
5.3.2	<i>Facteurs aggravants et symptômes observés</i>	39
5.3.3	<i>Coupes exceptionnelles et situation de crise</i>	43
5.3.4	<i>DEPERIS et hétérogénéité spatiale</i>	44
5.3.5	<i>Mise en perspective géographique</i>	46
6	RECOMMANDATIONS	47
6.1	GÉNÉRALITÉS SUR L'ADAPTATION DES FORÊTS AU CHANGEMENT CLIMATIQUE	47
6.2	GESTION DE CRISE.....	48
6.3	SYLVICULTURE DYNAMIQUE DU HÊTRE	50
6.4	TROUÉES ET OPPORTUNITÉS	51
6.4.1	<i>Taille des trouées et disponibilité lumineuse.....</i>	52
6.4.2	<i>Identification et quantification des trouées</i>	53
6.4.3	<i>Adéquation stationnelle</i>	53
6.4.4	<i>Points d'appui et plantations de diversification</i>	54
6.4.5	<i>Potentialité des trouées en 2021</i>	55
6.5	CLOISONNEMENT D'EXPLOITATION	56
6.6	LECTURE INTÉGRÉE ET ORIENTATIONS DE GESTION	58
7	LIMITES ET PERSPECTIVES	59
7.1	UN REGARD CRITIQUE SUR LE TRAVAIL	59
7.2	PERSPECTIVE	60
8	CONTRIBUTION PERSONNELLE.....	61
9	CONCLUSION	62
10	BIBLIOGRAPHIE	63

Tableaux et figures

FIGURE 1 : CROISSANCE EN HAUTEUR DU HÊTRE ET TEMPÉRAMENT	2
FIGURE 2 : RÉPARTITION DU HÊTRE SUR PIED EN WALLONIE.....	2
FIGURE 3 : ECOGRAMME DU HÊTRE	3
FIGURE 4 : ÉVOLUTION DE TROIS INDICES CLIMATIQUES EN WALLONIE	4
FIGURE 5 : CARTE DES COMPATIBILITÉS CLIMATIQUES DU HÊTRE EU EUROPE SELON DIFFÉRENTS SCÉNARIOS D'ÉVOLUTION CLIMATIQUE	6
FIGURE 6 : SPIRALE DE MANION	6
FIGURE 7 : ÉVOLUTION DE LA LARGEUR DE CERNE MOYENNE	7
FIGURE 8 : DÉFOLIATION DES PLACETTES ICP-FOREST.....	8
FIGURE 9 : LOCALISATION DE BIÈVRE ET RÉGION BIO-CLIMATIQUE DE WALLONIE (GAUCHE), LA FÔRET COMMUNALE (DROITE).....	10
FIGURE 10 : DIAGRAMME OMBROTHERMIQUE DE BIÈVRE	11
FIGURE 11 : ECOGRAMME EUROPÉEN DU HÊTRE	11
FIGURE 12 : PROPORTIONS DES DIFFERENTS TYPES DE STATIONS PRESENTS AU SEIN DES MASSIFS ETUDIES	12
FIGURE 13 : LOCALISATION DES MASSIFS ÉTUDIÉS	13
FIGURE 14 : SCHÉMA DE RÉALISATION DU PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE	15
FIGURE 15 : SCHÉMA D'UNITÉ D'ÉCHANTILLONNAGE	16
FIGURE 16 : ÉVOLUTION DES PROPORTIONS DES CLASSES DE HAUTEUR POUR LES MASSIFS ENTRE 2014 ET 2021	19
FIGURE 17 : ILLUSTRATION DES DIFFÉRENCES DE CLASSES DE HAUTEUR POUR GRINCHI ENTRE 2014 ET 2021	21
FIGURE 18 : RÉSULTATS DE L'IFA PAR UE POUR TOUS LES MASSIFS	22
FIGURE 19 : NHA PAR CLASSE DE CIRCONFÉRENCE.....	23
FIGURE 20 : GHA PAR CLASSE DE CIRCONFÉRENCE.....	23
FIGURE 21 : RADAR DES SOMMES DES SCORES PAR FACTEUR DIVISÉ PAR LA VALEUR MAXIMALE POSSIBLE POUR L'ENSEMBLE DES MASSIFS ...	ERREUR !
SIGNET NON DEFINI.	
FIGURE 22 : GRAPHIQUE DES PROPORTIONS DE SCORE IBP PAR FACTEUR ET PAR MASSIF	25
FIGURE 23 : SCORE IBP GESTION PAR COMPARTIMENT POUR CHAQUE MASSIF ET PAR MASSIF	25
FIGURE 24 : GRAPHIQUES DE RÉPARTITION DES PROPORTIONS DES NOTES DEPERIS PAR MASSIF.	26
FIGURE 25 : CARTES DES RÉSULTATS DEPERIS PAR MASSIF FORESTIER	27
FIGURE 26 : GRAPHIQUES DE RÉPARTITION DES PROPORTIONS DES NOTES DEPERIS PAR COMPARTIMENT	27
FIGURE 27 : COMPARAISON DE LA PROPORTION DES TYPES DE COUPES, EXPRIMÉE EN SURFACE TERRIÈRE PAR HECTARE, POUR LE HÊTRE.	28
FIGURE 28 : INTENSITÉ DU DÉPÉRISSEMENT (%) EN FONCTION DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES.	30
FIGURE 29 : IBP DENDROMICROHABITAT	36
FIGURE 30 : IBP DENDROMICROHABITAT	36
FIGURE 31: IBP DENDROMICROHABITAT.....	36
FIGURE 32 : IBP DENDROMICROHABITAT	36
FIGURE 33 : DIFFERENTS STADES DE DÉPÉRISSEMENT.....	38
FIGURE 34 : CYCLE DE DÉVELOPPEMENT DE L'AMADOUVIER.....	40
FIGURE 35: TRONC COLONISÉ PAR DE L'AMADOUVIER	40
FIGURE 36 : DÉCOLLEMENT D'ÉCORCE	41
FIGURE 37: COUP DE SOLEIL (FLORENVILLE)	41
FIGURE 38 : ZOOM SUR UN DÉCOLLEMENT D'ÉCORCE	41
FIGURE 39 : TROU DE SCOLYTES	41

FIGURE 40 : ZOOM SUR UN DISPOSITIF DU CRA-W	42
FIGURE 41 : DISPOSITIF DU	42
FIGURE 42 : HÊTRE ATTEINT PAR DES « TACHES NOIRES »	42
FIGURE 43 : ZOOM SUR UNE « TACHE NOIRE »	42
FIGURE 44 : CYCLE DE VIE DU SCOLYTE.....	43
FIGURE 45 : DIFFÉRENTS STADES DE DÉPÉRISSEMENT.....	45
FIGURE 46 : DESCENTE DE CIME.....	45
FIGURE 47 : ÉVOLUTION DES CLASSES DEPEFEU EN ARDENNE	46
FIGURE 48 : ÉVOLUTION DE LA RÉPARTITION DES ARBRES SELON LEUR ÉTAT DE SANTÉ GÉNÉRAL	46
FIGURE 49 : SCHÉMA DU DÉROULEMENT D’UNE CRISE SANITAIRE	48
FIGURE 50 : TEMPS DES PHASES QD PAR ESSENCE	51
FIGURE 51 : TAILLE DES TROUÉES ET DISPONIBILITÉ LUMINEUSE.....	52
FIGURE 52 : CARTE DES TROUÉES EN 2021 (GRINCHI)	53
FIGURE 53 : POINT D’APPUI À HERBEUMONT.....	54
FIGURE 54 : SCHÉMA DE RÉALISATION DES RECOMMANDATIONS D’ESSENCES PAR TROUÉE	55
FIGURE 55 : LE TASSEMENT	56
FIGURE 56 : LE CLOISONNEMENT D’EXPLOITATION (TOTIENNE)	56
TABLEAU 1 : CARACTÉRISTIQUES CLIMATIQUES DE LA BASSE ET MOYENNE ARDENNE	11
TABLEAU 2 : UNITÉ D’ÉCHANTILLONNAGE PAR MASSIF	16
TABLEAU 3 : RÉGÉNÉRATION (TOUS LES MASSIFS)	23
TABLEAU 4 : PARAMÈTRES DENDROMÉTRIQUES.....	23
TABLEAU 5 : RÉPARTITION DES TROUÉES PAR CATÉGORIE DE TAILLE ET PAR MASSIF FORESTIER.	53
TABLEAU 6 : ESSENCES RECOMMANDÉES PAR LE GUIDE DES STATIONS EN FONCTION DE LA LUMIÈRE DISPONIBLE.....	54
TABLEAU 7 : NOMBRE DE TROUÉES PAR MASSIF PROPICE AU DÉVELOPPEMENT DE CHAQUE ESSENCE	55
TABLEAU 8 : LONGEUR DES LAYONS (GRINCHI ET TOTIENNE)	58

Liste des abréviations

- BO → Bouleau
- CLH → Classe de hauteur
- CRA-W → Centre wallon de Recherches agronomiques
- CS → Chêne sessile
- DNF → Département de la Nature et des Forêts
- ER → Érable sycomore
- GHA → Surface terrière à l'hectare
- HE → Hêtre
- HX → Houx
- IA → Intelligence Artificielle
- IBP → Indice de Biodiversité Potentielle
- IFA → Inventaire Forestier d'Aménagement
- NHA → Nombre de tiges à l'hectare
- PT → Peuplier tremble
- SO → Sorbier des oiseleurs
- SPW → Service Public de Wallonie
- TI → Tilleul à petites feuilles
- UE → Unité d'échantillonnage
- VHA → Volume à l'hectare

1 Introduction

1.1 Contexte sanitaire des hêtraies ardennaises

Depuis quelques années, les hêtraies ardennaises montrent des signes marquant de dépérissement, se manifestant principalement par des dégradations de la cime, mais également par l'apparition de carpophores d'amadouvier (*Fomes fomentarius*) sur les troncs de hêtre (Leroy et al., 2022) et par des cassures soudaines des troncs .

À l'échelle nationale, depuis les années 1990, une synchronisation du déclin de la croissance radiale du hêtre a été observée, dont la cause principale est l'influence du climat (Latte, 2017).

Face à ces constats, les gestionnaires forestiers s'inquiètent de l'avenir du hêtre, particulièrement dans le sud-ouest de l'Ardenne, où cette essence est fortement représentée. C'est dans ce contexte que ce travail a été mené, à la suite d'une demande du cantonnement de Bièvre.

1.2 Objectif

Ce travail de fin d'étude a pour objectif de formuler des recommandations de gestion pour les hêtraies de la commune de Bièvre, dans le cadre de la mise à jour du plan d'aménagement des forêts communales. Il s'appuie sur des analyses de données dendrométriques, écologiques et sanitaires récoltées par nos soins au moyen d'un inventaire forestier d'aménagement (IFA), d'un indice de biodiversité potentielle (IBP), d'une évaluation du dépérissement selon la méthode DEPERIS ainsi que sur des données cartographiques et divers documents descriptifs.

Ces recommandations s'inscrivent dans une approche de gestion multifonctionnelle et durable visant à proposer des orientations à court et moyen terme, afin de garantir une vision à long terme et adaptée à l'état sanitaire des peuplements, tout en tenant compte des enjeux liés au changement climatique, à la politique communale et au mode de gestion du Département de la Nature et des Forêts (DNF).

1.3 Organisation générale du document

Afin d'atteindre cet objectif, ce travail s'articule en plusieurs étapes.

Dans un premier temps, l'état de l'art pose les bases du travail en présentant l'essence forestière qu'est le hêtre (*Fagus sylvatica* L.) ainsi que son importance en Wallonie. Un point synthétique sur le changement climatique et ses impacts attendus en Belgique, notamment sur les écosystèmes forestiers, y est également développé. La notion de dépérissement forestier est ensuite définie, en se focalisant sur l'essence au centre de ce travail, à savoir le hêtre. La section « Matériel et Méthodes » décrit ensuite la zone d'étude, c'est-à-dire la forêt communale de Bièvre, avec un focus particulier sur les quatre massifs étudiés. La méthodologie appliquée sur le terrain ainsi que la constitution du plan d'échantillonnage y sont détaillées.

Une section est ensuite dédiée à la présentation des résultats issus des données de terrain, complétée par des analyses telles que des relations statistiques et des analyses cartographiques. La section « Discussion » interprète ces résultats à la lumière du contexte écologique et climatique. Enfin, une section « Recommandations » propose, sur la base des analyses réalisées et du contexte établi, des recommandations de gestion applicables aux hêtraies de Bièvre.

2 État de l'art

2.1 La hêtraie en Belgique

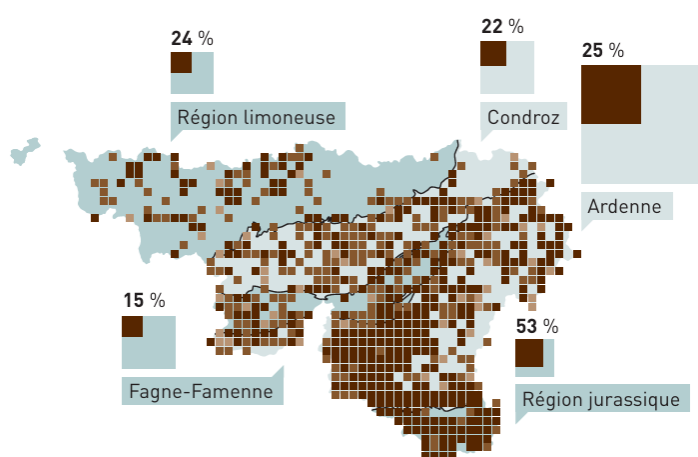


Figure 2 : Répartition du hêtre sur pied en Wallonie
Source : <https://www.fichierecologique.be/#/>, (18/11/2025).

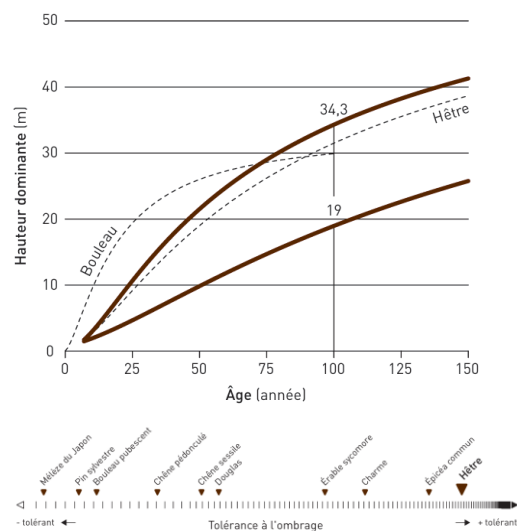


Figure 1 : Croissance en hauteur du Hêtre et tempérament
Source : <https://www.fichierecologique.be/#/>, (18/11/2025).

Depuis les hêtraies cathédrales aux abords de la capitale, jusqu'aux hêtraies à luzule des plateaux ardennais, le hêtre est largement répandu sur le plat pays qui est le sien. Il constitue, à ce titre, une essence forestière majeure en Belgique.

En Wallonie, il est présent sur environ 25 % des surfaces forestières inventoriées et constitue la troisième essence forestière en termes de volume sur pied et de surface forestière, derrière l'épicéa (*Picea abies* L.) et les chênes (*Quercus robur* L., *Quercus Petraea* L.). Avec un volume sur pied de l'ordre de 15 millions de m³ et une récolte annuelle d'environ 300 000 m³ en Wallonie (*Panora Bois Wallonie*, 2024), le hêtre occupe une place prépondérante dans les forêts wallonnes. Sa densité est particulièrement marquée au sud-ouest de la Wallonie, principalement en Ardenne et en Gaume (figure 1) ("Fichier écologique des essences," November-18-2025). Environ 9,3 % de la surface forestière wallonne sont des hêtraies, végétation climacique de nos régions pour une superficie totale de 43 600 ha, dont 75 % sont des forêts publiques (*Panora Bois Wallonie*, 2024).

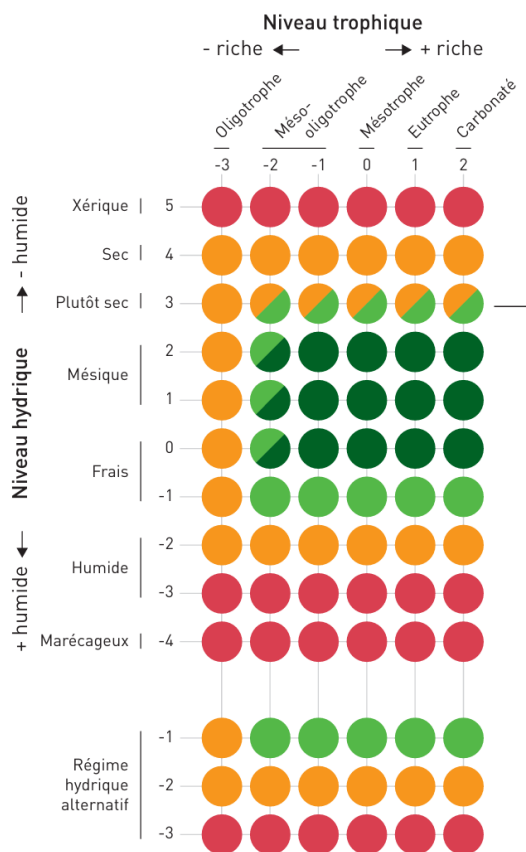


Figure 3 : Ecogramme du hêtre
source : [\(https://www.fichierecologique.be/#!/\)](https://www.fichierecologique.be/#!/)
(18/11/2025).

Toutefois, le hêtre, qui semblait s'être remis des crises passées, présente depuis une dizaine d'années une sensibilité accrue aux changements climatiques (Claessens, Claessens, et al., 2017).

D'un point de vue stationnel, le hêtre présente une large amplitude trophique (Figure 3). Sa principale contrainte est d'ordre hydrique, car il tolère mal tant les sécheresses que les sols engorgés (Figure 3).

Sur le plan bioclimatique, l'aire de compatibilité de l'essence se situe entre 3 et 12 °C pour la température annuelle moyenne, avec des températures extrêmes allant d'un minimum de -28 °C à un maximum de 41 °C, et un minimum de 750 mm de précipitations annuelles totales, étant sensible au déficit hydrique. Le régime de précipitations est particulièrement important.

Dans nos régions, la contrainte principale pour le hêtre est hydrique. Le fichier écologique des essences le classe en « tolérance », en dessous de 100 m d'altitude, où des températures plus élevées, combinées à un déficit de précipitations, entraînent un stress hydrique défavorable à l'espèce. (Petit et al., 2024).

D'un point de vue sylvicole, le hêtre est un arbre forestier typique de nos régions, au tempérament sciaphile (figure 2), et peut être considéré comme l'essence climacique des forêts d'Europe de l'Ouest. Cela signifie que la hêtraie correspond au stade final de la succession écologique, constituant un état stable en l'absence de perturbation (Noirfalise, 1984) . L'espèce se caractérise par une croissance lente mais soutenue et domine généralement les peuplements âgés (Figure 1). Sa hauteur dominante est comprise entre 25 et 40 m, et son feuillage dense contribue fortement à la fermeture du couvert. En Wallonie, sa longévité peut atteindre environ 200 ans, bien qu'il soit le plus souvent exploité autour de 120 ans.

Le hêtre atteint sa maturité sexuelle entre 60 et 80 ans et fructifie généralement tous les 3 à 7 ans, avec des fructifications partielles observées tous les 2 à 5 ans. Essence monoïque et anémogame, ses fruits, appelés faînes, sont disséminés par barochorie ou par zoochorie (Petit et al., 2024).

2.2 Le changement climatique et ses effets sur les forêts

Selon les experts du GIEC, les activités humaines, principalement par le biais des émissions de gaz à effet de serre, ont indéniablement provoqué un réchauffement climatique global.

Ce dérèglement climatique entraîne des effets qui diffèrent en fonction des régions du globe. Toutefois, des grandes tendances sont attendues comme l'augmentation générale des températures moyennes et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements extrêmes (IPCC, 2023).

Afin de mieux appréhender ces impacts potentiels, le GIEC propose plusieurs scénarios socio-économiques, appelés Shared Socioeconomic Pathways (SSP), décrivant l'évolution future du climat en fonction des trajectoires d'émissions de gaz à effet de serre. Ces scénarios s'échelonnent du plus pessimiste (SSP5) au plus optimiste (SSP1) (IPCC, 2023). Le Modèle Astrométrique Régional (MAR) (Figure 4) permet, sur base des différents scénarios du GIEC, d'obtenir des projections des différentes variables climatiques pour le territoire belge.

À l'horizon 2100, le climat belge pourrait ainsi devenir globalement plus chaud avec des températures annuelles moyennes de 2,2°C à 4,3°C plus chaude en Ardenne. Les hivers seraient moins froids, tandis que les étés deviendraient plus chauds. Les saisons intermédiaires seraient plus douces et s'accompagneraient d'un allongement de la période de végétation. Le régime des précipitations pourrait également être modifié, avec des hivers plus humides et des étés plus secs. Parallèlement, une augmentation de la fréquence et de l'intensité des précipitations intenses et brutales, notamment sous forme d'orages estivaux, est attendue. De manière générale, la fréquence et l'intensité des événements climatiques extrêmes, tels que les canicules estivales, les pluies intenses ou les tempêtes, pourraient augmenter (Tossens et al., 2024).

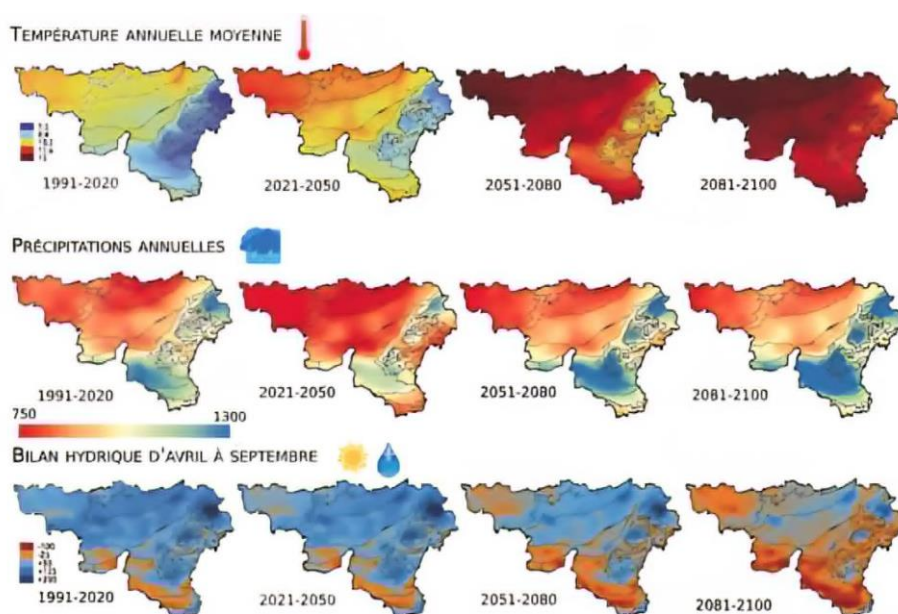


Figure 4 : Evolution de trois indices climatiques en Wallonie selon le scénario SSP5-8.5 du GIEC
Source : Tossens S. & Claessens H., 2024. Guide des stations forestières de Wallonie. Tome I. L'Ardenne, Ediwal. Département de la Nature et des Forêts. Ressources naturelles et Environnement, Namur, Belgium.

Dans le cas de l'Ardenne, une augmentation de la quantité totale de précipitations est attendue. Cependant, le régime de ces précipitations devrait évoluer, entraînant une diminution du bilan hydrique d'avril à septembre. Alors que la valeur actuelle est estimée à 52 mm, celle-ci pourrait évoluer vers 37 mm, voire jusqu'à -15 mm, selon les scénarios climatiques envisagés. Ce déficit hydrique risque d'être particulièrement marqué dans le sud-ouest du pays (Figure 4) (Tossens et al., 2024).

Bièvre étant située dans cette région et le hêtre étant sensible aux stress hydriques estivaux et printaniers, cette évolution climatique risque de constituer un facteur défavorable au maintien de l'essence en tant qu'essence majoritaire des peuplements.

Ces projections climatiques demeurent toutefois entachées d'incertitudes. Celles-ci sont liées, d'une part, à la complexité des systèmes climatiques et aux limites inhérentes aux modèles utilisés et d'autre part, à la dépendance des scénarios aux trajectoires futures des émissions de gaz à effet de serre.

Du point de vue des écosystèmes forestiers, des évolutions notables et rapides sont attendues. Comme lors des changements climatiques naturels passés, les espèces forestières pourraient être amenées à modifier leur aire de répartition (Claessens, 2016).

Les cartes de compatibilité climatique développées par CLIMESSENCES présentent les aires où les conditions climatiques, selon différents scénarios similaires à ceux du GIEC, sont favorables au développement d'une essence, en tenant compte notamment du déficit hydrique, de la température minimale annuelle et de la somme annuelle de degrés-jours, notamment pour le hêtre (Figure 5) ("Cartes de compatibilité climatique | ClimEssences," May-21-2026) .

À l'échelle continentale, la Wallonie semble rester relativement propice au développement du hêtre, y compris dans le pire scénario climatique envisagé. Ces projections doivent toutefois être interprétées avec prudence, en raison de la lenteur et de la complexité des processus naturels, ainsi que de l'influence déterminante des choix sylvicoles (Claessens, 2016).

À l'échelle de l'arbre, les effets directs du changement climatique observés au cours du XX^e siècle montrent que la légère augmentation des températures, combinée à l'allongement de la période de végétation, a globalement été favorable à la croissance des arbres, notamment dans les hêtraies belges (Latte, 2017). Toutefois, cette tendance positive a été progressivement contrebalancée par une augmentation du stress hydrique. En effet, les régimes de précipitations n'ont pas suivi la hausse des températures, tandis que la fréquence et l'intensité des canicules et des sécheresses ont augmenté. Cette évolution a conduit à une diminution de la croissance chez de nombreuses espèces sensibles (Claessens, 2016), telles que le hêtre (Latte, 2017).

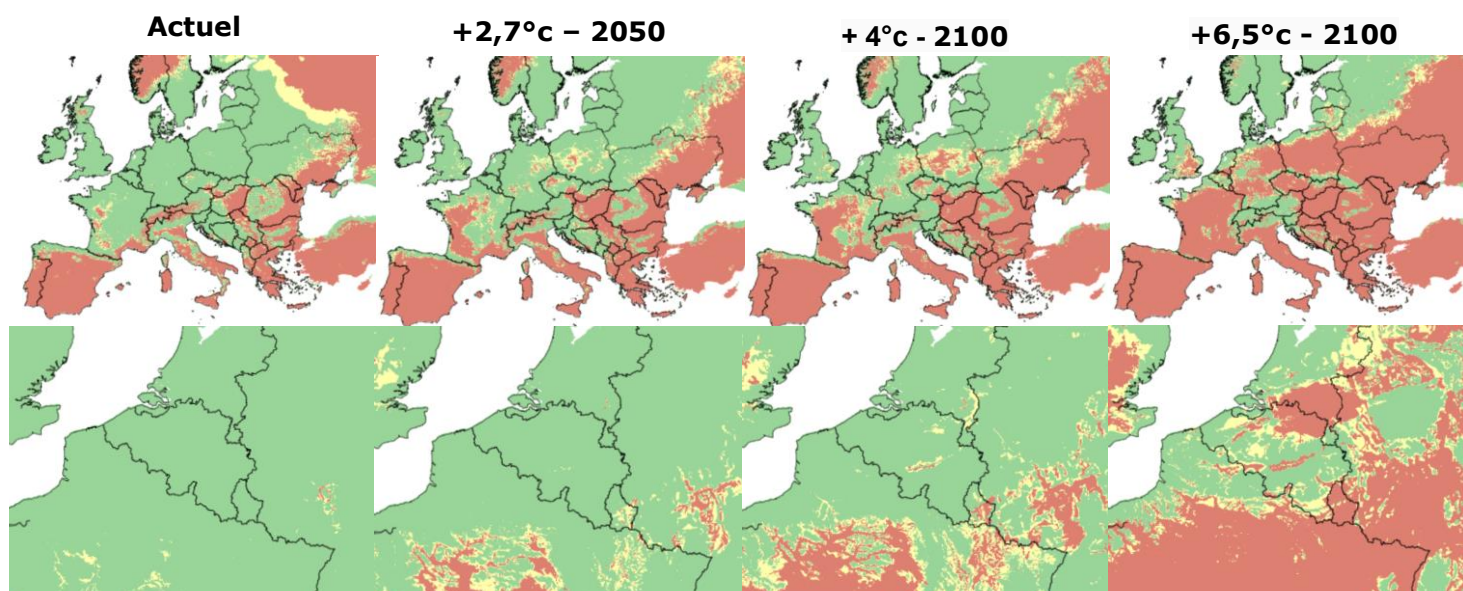


Figure 5 : Carte des compatibilités climatiques du hêtre en Europe selon différents scénarios d'évolution climatique
Source : Cartes de compatibilité climatique | ClimEssences, May-21-2026. <https://climessences.fr/compatibilites-climatiques/cartes-de-compatibilite-climatique>, (21/05/2026).

2.3 Dépérissement

2.3.1 Notion de dépérissement forestier

Selon Manion, le dépérissement est un phénomène complexe résultant de l'interaction et de la succession de multiples facteurs, entraînant une détérioration progressive et généralisée de l'arbre, aboutissant fréquemment à sa mort (Manion, 1981).

Ce phénomène se manifeste notamment par une perte de vigueur et un déclin de l'état sanitaire des peuplements, se traduisant par des symptômes visibles, notamment la dégradation du houppier via la mortalité des branches ou tout autre organe pérenne. Par ailleurs, le dépérissement s'accompagne souvent d'une augmentation de la mortalité des tiges (Institut pour le développement forestier, 2023) et d'une évolution de la proportion de récoltes exceptionnelles pour raisons sanitaires, qui constituent des indicateurs précieux pour évaluer le niveau de la crise sanitaire (Brunier et al., 2020).

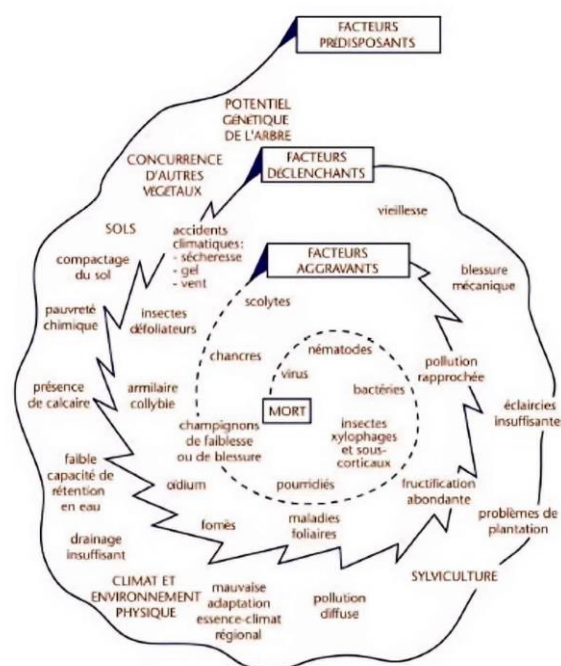


Figure 6 : Spirale de Manion

Source: https://www.filiereboiswallonie.be/sites/default/files/contribue/daverdisse_06072016_final_compresse_0.pdf

Le dépérissement se caractérise également par l'intervention de facteurs multiples, tant biotiques qu'abiotiques, qui interagissent de manière synergique, rendant le phénomène particulièrement

complexe. Ces facteurs peuvent être hiérarchisés en facteurs prédisposants, tels que l'adéquation stationnelle, l'âge ou la génétique, en facteurs déclenchants, entre autres liés aux événements climatiques extrêmes et en facteurs aggravants, tels que les parasites de faiblesse (Institut pour le développement forestier, 2023).

Les facteurs prédisposants sont ceux sur lesquels le forestier peut exercer une influence. En effet, les facteurs déclenchants, tels que les canicules et les sécheresses estivales, sont hors de portée d'action. De même, les facteurs aggravants, comme les parasites de faiblesse, ne constituent que les conséquences d'une situation préalable : les arbres en perte de vitalité y sont plus sensibles. Cependant, par ses choix de gestion, le forestier peut limiter cette sensibilité via les facteurs prédisposants. Au vu de leur importance, ceux-ci font l'objet d'une section dédiée.

2.3.2 Dépérissement du hêtre

À l'aube du deuxième millénaire, les hêtraies wallonnes ont subi un épisode de gel précoce et brutal. L'exposition à de faibles températures (-15°C) survenue en automne, une période où la physiologie de l'arbre n'était pas préparée à endurer de telles contraintes, a entraîné des nécroses du cambium.

L'émission d'éthanol par les tissus nécrosés a attiré des scolytes, qui, en creusant leurs galeries dans les troncs de hêtre, ont favorisé l'entrée des spores de champignons lignivores, tels que l'amadouvier (Huart et al., 2003).

Cet événement a provoqué la perte de plus de 1,3 million de mètres cubes entre 2000 et 2002 (Claessens, Claessens, et al., 2017). Bien que la situation de crise liée à cet événement soit désormais passée, ses effets se font peut-être encore ressentir. De plus, depuis les années 1970, la croissance radiale du hêtre diminue en Belgique (Latte, 2017) et les hêtraies montrent des signes de dépérissement depuis 3 décennies (Leroy et al., 2022) avec une accélération du phénomène depuis 2018 (Tasseroul et al., in review).

Ce phénomène est principalement lié au changement climatique, qui joue un rôle majeur dans le ralentissement de la croissance du hêtre. En Belgique, il a été démontré que la relation entre l'accroissement du hêtre et le climat a évolué au cours du temps. La croissance du hêtre diminue depuis les années 1970 (Figure 7) et, à partir des

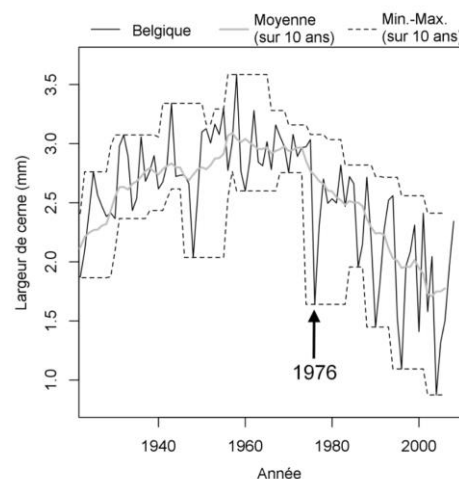


Figure 7 : Evolution de la largeur de cerne moyenne de 149 arbres

Source : Latte N., 2017. Comment le Changement Climatique Influence-T-Il la Croissance du Hêtre (*Fagus Sylvatica* L.) le Long du Gradient Bioclimatique de la Belgique? : Une Approche Dendroécologique (Ph.D.). PQDT - Global.

années 1990, l'influence du climat est devenue si marquée qu'une synchronisation du déclin a été observée à l'échelle des hêtraies du pays (Latte et al., 2016, 2017).

D'un point de vue physiologique, deux périodes météorologiques de sensibilité accrue ont été identifiées. La première correspond au printemps, période principale de croissance et d'activité photosynthétique intense, durant laquelle le hêtre présente des besoins élevés en eau. Si la recharge des nappes phréatiques durant l'hiver est insuffisante ou si les précipitations printanières sont trop faibles, l'arbre subit un déficit de croissance pour l'année en cours. La seconde période sensible concerne la fin de l'été et le début de l'automne, lorsque le hêtre constitue ses réserves pour l'hiver et la saison de végétation suivante. Des conditions climatiques défavorables, telles que la sécheresse ou les canicules peuvent alors entraîner un déficit de croissance pour la saison de végétation suivante (Latte, 2017).

À l'échelle des hêtraies ardennaises, une étude menée par le CRA-W sur le dépérissement du hêtre en Ardenne belge a suivi l'évolution de l'état des houppiers selon la méthode DEPEFEU entre 2019 et 2022. Sur les 22 placettes du dispositif, le pourcentage d'arbres dépérissants est passé de 28 % en 2019 à 54 % en 2022 (Figure 47) (Leroy et al., 2022).

Au niveau régional, la défoliation du hêtre augmente également au fil du temps, avec une valeur moyenne de 31 % en 2010 et de 47 % en 2025 (Figure 48) (Leroy et al., 2023, 2025). Le changement climatique est identifié comme la cause principale de ce phénomène, davantage que les agents pathogènes (Leroy et al., 2022), en particulier en lien avec la période climatiquement stressante de 2018 et 2019 (Tasseroul et al., in review).

Au niveau européen, en 2024, 25 % des placettes ICP-Forests consacrées au hêtre présentent une défoliation supérieure à 10 %. Les niveaux de défoliation sont plus faibles à l'est du continent, tandis qu'ils sont plus élevés en France et en Allemagne. La tendance continentale sur 20 ans de la défoliation moyenne par placette du hêtre commun montre une augmentation de 6% (Figure 8) (Michel et al., 2025a, 2025c).

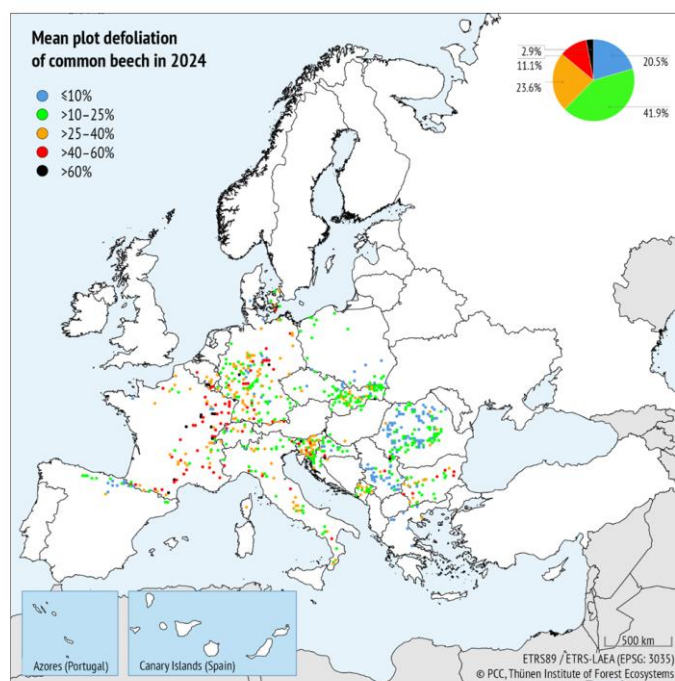
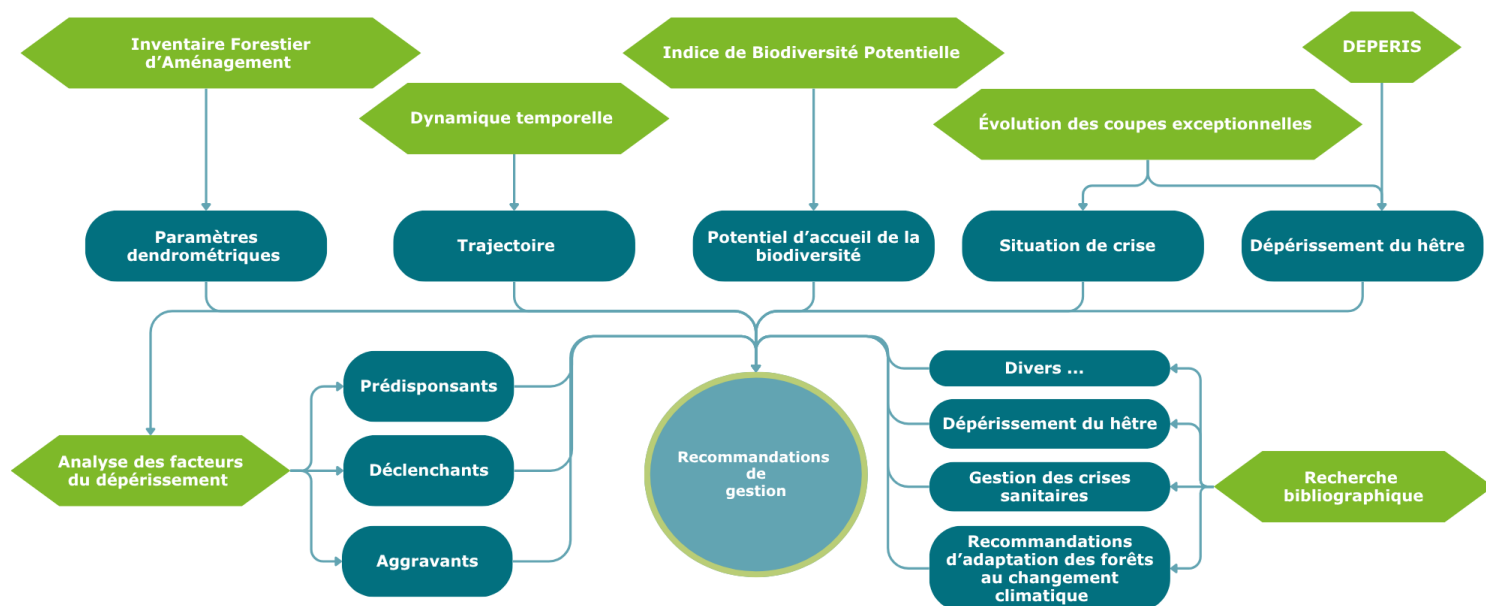


Figure 8 : Défoliation des placettes ICP-Forest
Source : Michel A., Hagenmüller K., Kirchner T., Prescher A.-K. & Schwärzel K. (Eds.), 2025a. Forest Condition in Europe: The 2025 Assessment – Online Supplementary Material, Thünen Institute, Eberswalde.

3 Matériel et méthodes



L'objectif principal de ce travail est d'émettre des recommandations de gestion dans le cadre de la révision du plan d'aménagement des forêts communales, en se focalisant sur les hêtraies.

Plusieurs analyses ont été mobilisées. Trois d'entre elles reposent sur des relevés de terrain, dont les modalités d'échantillonnage sont détaillées au § 3.2.1. Parmi celles-ci :

Un inventaire forestier d'aménagement (IFA) visant à caractériser les paramètres dendrométriques, compatible avec les systèmes du DNF, dont la méthodologie est présentée en annexe 1.1 ; Un indice de biodiversité potentielle (IBP), afin d'évaluer la capacité d'accueil écologique, selon une méthodologie décrite en annexe 1.2 ; L'évaluation du dépérissement du hêtre, quantifiée à l'aide de la méthode DEPERIS, détaillée en annexe 1.3.

Deux autres analyses, sans collecte de données de terrain, ont également été réalisées : l'étude de l'évolution temporelle via la comparaison de cartes de classes de hauteur de 2014 et 2021, ainsi que l'analyse des données de martelage dans les massifs étudiés.

Par la suite, des facteurs de dépérissement ont pu être mis en évidence grâce à des analyses statistiques rudimentaire et des observations de terrain. Ils sont détaillés au § 5.3.1 pour les facteurs prédisposants, et au § 5.3.2 pour les facteurs aggravants. Les facteurs déclenchants ont, quant à eux, déjà été présentés lors de l'état de l'art.

La combinaison des résultats issus de ces différentes analyses, associée à une recherche bibliographique, permet d'émettre des recommandations de gestion adaptées à la situation actuelle de la forêt, tout en tenant compte de son évolution future

3.1 Zone d'étude

Le choix des hêtraies de la commune de Bièvre comme zone d'étude repose sur deux éléments principaux. Premièrement, le gestionnaire a exprimé une demande de recommandations de gestion dans le cadre de la révision du plan d'aménagement. Deuxièmement, les massifs forestiers des plateaux de Bièvre présentent un caractère représentatif de la hêtraie ardennaise et se situent dans une région où le hêtre (*Fagus sylvatica* L.) est particulièrement abondant (Figure 2).

3.1.1 La forêt Communale de Bièvre

Bièvre est une petite commune du sud de la province de Namur, d'une superficie de 110 km² (IWEPS, March-31-2026; "Bièvre | Statbel," March-31-2026). Sa propriété forestière s'étend sur près de 4 000 hectares, dont 56 % sont couverts de feuillus et 44 % de résineux (Figure 9). Dans le cadre de ce travail, l'attention se porte spécifiquement sur les hêtraies, qui représentent 42 % de la surface feuillue, soit 916 ha, correspondant à 23,28 % de la propriété communale.

Quatre massifs de hêtraies ont été sélectionnés, couvrant une superficie totale de 420 ha, soit 46 % de la surface totale des hêtraies communales. Les autres massifs, de superficie plus réduite et à configuration plus morcelée, sont majoritairement localisés dans des conditions situationnelles plus hétérogènes et n'ont dès lors pas été retenus pour cette étude. Les quatre massifs sélectionnés se caractérisent par une relative homogénéité stationnelle, dominée par les types de stations des sols profonds à sols peu profonds des plateaux au sens du guide des stations (Figure 12), correspondant à des stations généralement favorables à la production forestière et en particulier au hêtre (Tossens et al., 2024). Cette sélection de massifs permet d'évaluer l'état de la hêtraie dans des stations où elle est actuellement fortement représentée et en situation d'optimum écologique, tout en disposant de massifs de grande superficie et peu morcelés, ce qui facilite la mise en place du plan d'échantillonnage.

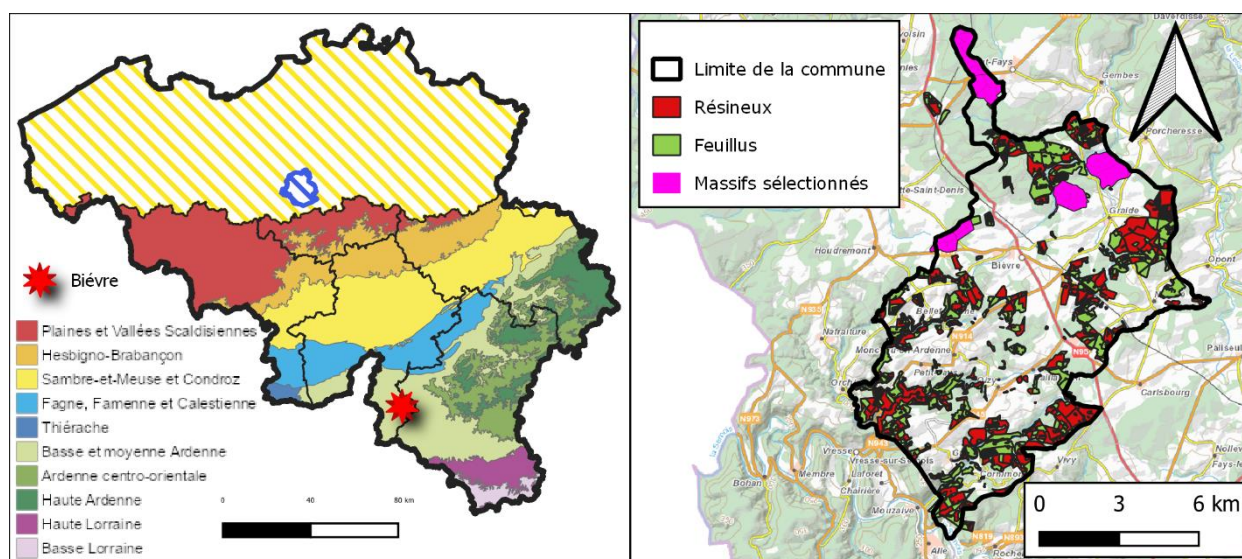


Figure 9 : Localisation de Bièvre et région bio-climatique de Wallonie (gauche), la forêt communale (droite)

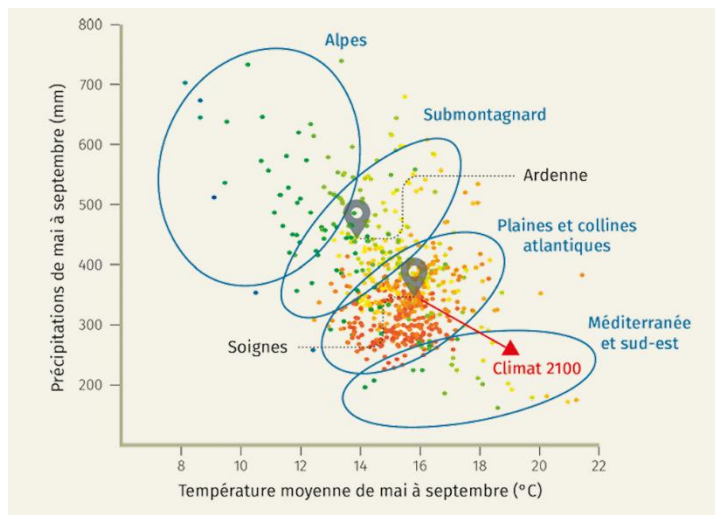


Figure 11 : Ecogramme européen du hêtre
Source : Latte N., Kint V., Drouet T., Penninckx V., Lebourgeois F., Vanwijnsberghe S. & Claessens H., 2015. Dendroécologie du hêtre en forêt de Soignes : les cernes des arbres nous renseignent sur les changements récents et futurs. Forêt.Nature (137), 24–37.

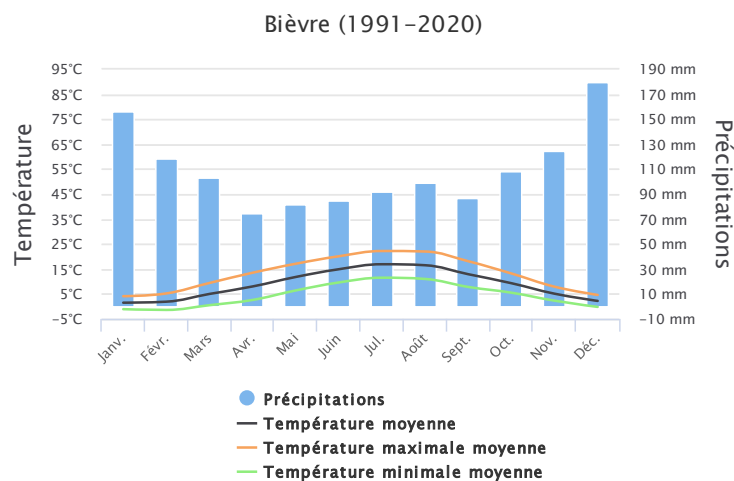


Figure 10 : Diagramme ombrothermique de Bièvre
Source : IRM - Climat dans votre commune, May-21-2026. . KMI. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>, (21/05/2026).

L'ensemble de la commune de Bièvre se situe dans la région bioclimatique de la Basse et Moyenne Ardenne (Figure 9). Celle-ci est localisée à l'ouest du massif ardennais, à proximité de la frontière française et en bordure de la Famenne. Elle se caractérise par un ensemble de paramètres climatiques spécifiques (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques climatiques de la Basse et Moyenne Ardenne (Van der Perre et al., 2015)

Région	Longueur saison de végétation (jours)	Précipitations annuelles (mm)	Température moyenne annuelle (°C)	Indice de Lang (mm/°C)	Température maximale absolue (°C)	Température minimale absolue (°C)	Précipitations durant la saison de végétation (mm)	Température moyenne durant la saison de végétation (°C)	Bilan hydrique climatique estival* (mm)
Basse et Moyenne Ardenne	163	1170	8,7	136,8	35,8	-18,9	509	14,2	37,3

Les précipitations cumulées de mai à septembre pour la commune de Bièvre s'élèvent à 448 mm, tandis que la température moyenne sur cette même période est de 13,5 °C. Ces données ont été calculées sur la base des statistiques climatiques de Bièvre pour la période 1991-2020 ("IRM - Climat dans votre commune," May-21-2026).

Dans ce contexte, les hêtraies ardennaises s'inscrivent actuellement dans l'aire bioclimatique submontagnarde des hêtraies européennes (Figure 11) (Latte et al., 2015).

D'un point de vue orohydrographique, les massifs se situent sur des plateaux à une altitude moyenne d'environ 400 m, avec des altitudes comprises entre 323 et 438 m. Ils sont localisés à cheval sur la ligne de partage des eaux entre la Lesse et la Meuse amont, tout en étant majoritairement inclus dans le bassin-versant de la Lesse (Service public de Wallonie (SPW), 2020a, 2024).

D'un point de vue géologique, les trois massifs sont implantés sur la formation du Gedinnien supérieur, plus précisément au niveau de l'assise de Saint-Hubert (G2b), désormais désignée comme la Formation de Saint-Hubert (STH) dans la nomenclature actuelle (Bouezmarni et al., 2008; Asselberghs, 2014). Cette formation a engendré des sols acides à charge schisto-phylladeuse (fi), globalement acides et oligotrophes, donnant lieu à des sols de niveaux trophiques oligotrophes à méso-oligotrophes (Service public de Wallonie (SPW), 2015, 2016, 2022).

D'un point de vue stationnel, la majeure partie des massifs se retrouve sur le type de stations forestières caractérisé par des plateaux à sols profonds ou peu profonds (Figure 12) (Tossens et al., 2024).

3.1.2 Présentation des massifs

Les cartes IGN (Institut géographique national (IGN), n.d.) des massifs étudiés ainsi que des unités d'échantillonnage présentes au sein de chaque massif sont disponibles en annexe (annexe 6.1). La Figure 13 illustre les quatre massifs et leur localisation. Les massifs de Totienne et Gros-Bois font partie du triage de Bièvre tandis que les massifs de la Rée et Grinchi font partie du triage de Graide. Les 3 massifs au sud relèvent du plan d'aménagement « Aménagement des Bois communaux de Bièvre – Série 1 : Nord » tandis que Gros-Bois relève d'une unité d'aménagement distincte depuis la réorganisation des triages et des cantonnements intervenus en 2001, alors qu'il dépendait auparavant du cantonnement de Beuraing (Picard et al., 1998; CULOT, 1999).

D'un point de vue historique, l'ensemble des hêtraies étudiées est classé en forêt ancienne subnaturelle. Les massifs comprennent néanmoins des îlots de transformation résineuse issus de forêts anciennes (Service public de Wallonie (SPW), 2020b).

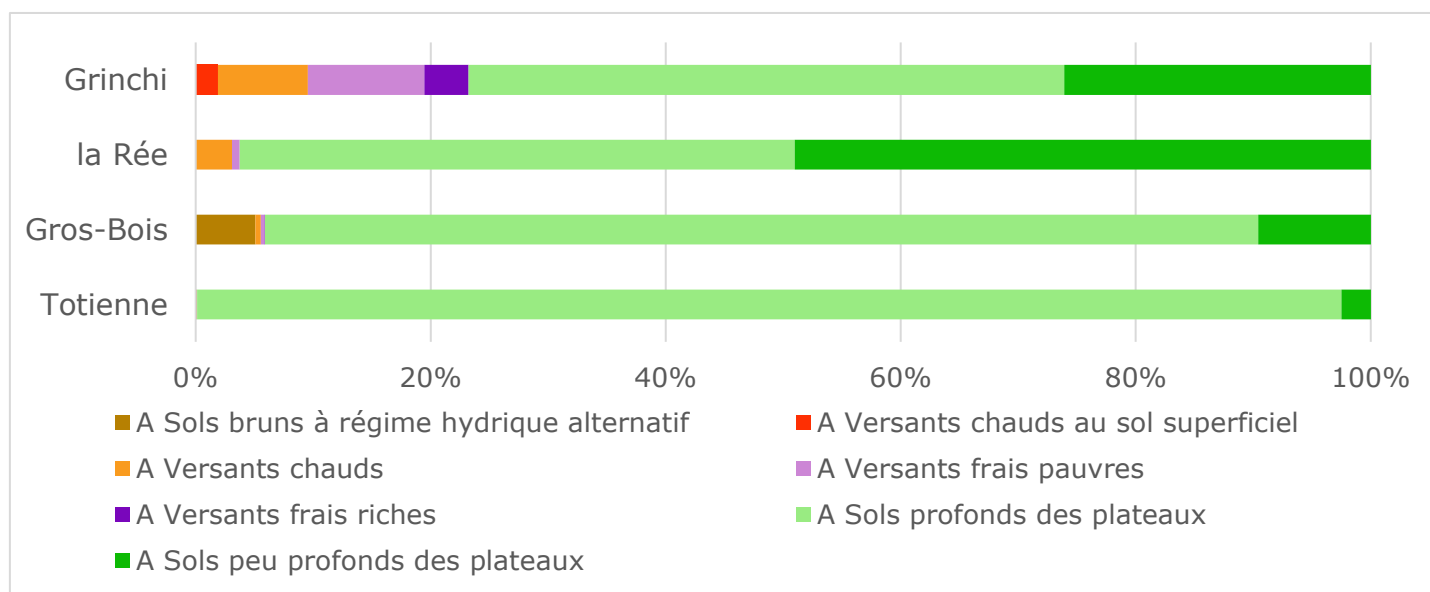


Figure 12 : Proportions des différents types de stations présents au sein des massifs étudiés, selon le guide des stations (Tossens et al., 2024). La carte des stations est également disponible en annexe 6.2.

Le seul massif pour lequel des données historiques sont disponibles est celui de Gros-Bois. Les plantations résineuses présentes dans le compartiment 125 ont été réalisées durant l'occupation allemande lors des deux guerres mondiales, au détriment des hêtraies. À l'inverse, les compartiments 128 et 131 proviennent d'anciens taillis sous futaie de chêne, notamment identifiables sur les cartes de Ferraris (Service public de Wallonie (SPW), 2010), dont une grande partie a été progressivement convertie en peuplements de hêtres à partir des années 1970 (Picard et al., 1998).

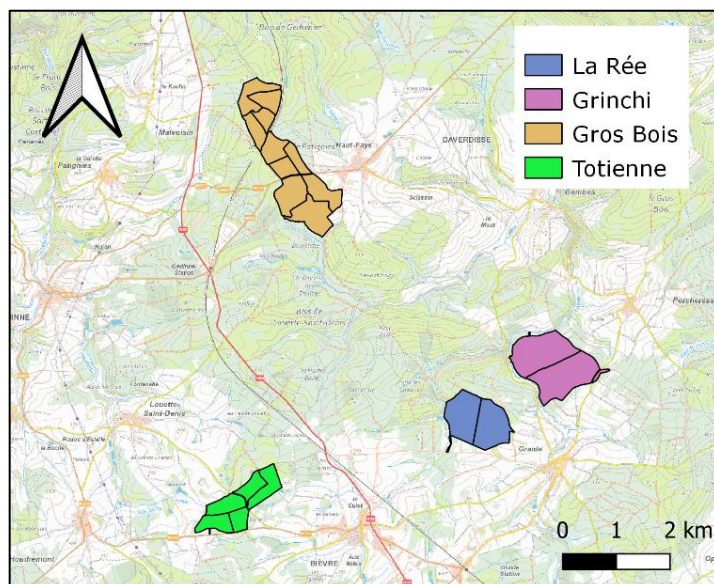


Figure 13 : Localisation des massifs étudiés

Du point de vue de la conservation de la nature, la quasi-totalité des massifs étudiés est classée en zone Natura 2000. Sur le plan du réseau Natura 2000, les unités de gestion présentes sont majoritairement des UG Temp 03 (forêts indigènes à statut temporaire), avec une part importante du massif de la Rée classée en UG Temp 02 (zone à gestion publique). Quelques îlots relèvent également de l'unité UG 10 (forêt non indigène de liaison), disséminés au sein des quatre massifs (annexe 6.4) (Service public de Wallonie (SPW), 2025).

Les compartiments 128 et 131, situés au nord de Gros-Bois, ainsi que l'ensemble du massif de Totienne, ne sont pas soumis aux restrictions liées au réseau Natura 2000.

Cependant, la gestion forestière de ces peuplements doit respecter les dispositions générales du Code forestier wallon, ainsi que celles prévues par la circulaire aménagement.

Par ailleurs, toutes les forêts publiques wallonnes sont certifiées PEFC depuis de nombreuses années. Depuis 2022, les forêts communales de Bièvre et de Vresse-sur-Semois bénéficient en outre de la certification FSC ("Bièvre," May-19-2026) ce qui entraîne une attention particulière à la gestion durable et multifonctionnelle ("FSC Belgique | Forest Stewardship Council," May-22-2026; "PEFC Belgique," May-22-2026).

Pour les unités de gestion temporaire (UG Temp 2-3), il convient de se référer aux mesures associées à l'UG 8 (forêts indigènes de grand intérêt biologique). Celles-ci impliquent notamment l'obtention d'une autorisation pour toute coupe à blanc supérieure à 1 ha, ainsi que pour tout enrichissement utilisant des essences non indigènes (liste fournie en annexe 7.2). L'ensemble des contraintes liées à l'UG 8 est détaillé en annexe 7.3 (Bedoret, 2026).

3.2 Récolte des données

3.2.1 Plan d'échantillonnage

L'objectif du plan d'échantillonnage est d'obtenir des données représentatives des hêtraies communales de Bièvre, conformes aux recommandations méthodologiques propres aux trois analyses mobilisées l'IFA, l'IBP et DEPERIS tant en termes de précision statistique que de représentativité spatiale.

Un calcul a été opéré, Afin de déterminer le nombre minimal de placettes requis pour atteindre un niveau de précision conforme aux recommandations du guide IFA. Ceux-ci indiquent qu'une erreur comprise entre 5 et 10 % permet d'obtenir une précision comparable à celle d'un inventaire exhaustif (Lejeune et al., 2016; Claessens, Petit, et al., 2017).

Le calcul du nombre d'unités d'échantillonnage (UE) repose sur la formule suivante (Claessens, Petit, et al., 2017):

$$n = \frac{(4 * CV^2)}{e^2}$$

Où :

- n est le nombre d'unités d'échantillonnage (placettes),
- CV est le coefficient de variation de la surface terrière à l'hectare,
- e est l'erreur relative tolérée (en %).

En appliquant une erreur tolérée de 10 % et un coefficient de variation de 44 %, obtenu à partir de la carte d'estimation de la surface terrière issue de Forestimator (Lejeune et al., 2025a), le nombre minimal de placettes nécessaires est estimé à :

$$n = \frac{(4 * 44^2)}{10^2} = 77 \approx 80$$

Ce résultat conduit à retenir environ 80 placettes, afin de garantir le niveau de précision recherché.

Afin d'établir un plan d'échantillonnage conforme au nombre minimal de placettes requis pour l'IFA, une grille systématique de 200 × 200 m a été générée sur l'ensemble des compartiments sélectionnés. Le choix de ce pas de grille représente un compromis entre la densité d'échantillonnage, la surface totale à couvrir et la charge de travail de terrain compatible avec le temps imparti pour le présent travail (Figure 14 – étape 1).

Les UE situées dans les zones non considérées comme hêtraies par le parcellaire du DNF, ainsi que celles situées à moins de 20 m des bordures internes ou externes, en contact avec des peuplements autres que de la hêtraie ou avec les limites des massifs, ont été retirées. Ce seuil est cohérent avec le rayon maximal des placettes IFA (18 m) et vise à limiter les effets de lisière susceptibles d'influencer les mesures dendrométriques tout en réduisant les déplacements et suppressions de placettes sur le terrain (Figure 14 – étapes 2 et 3).

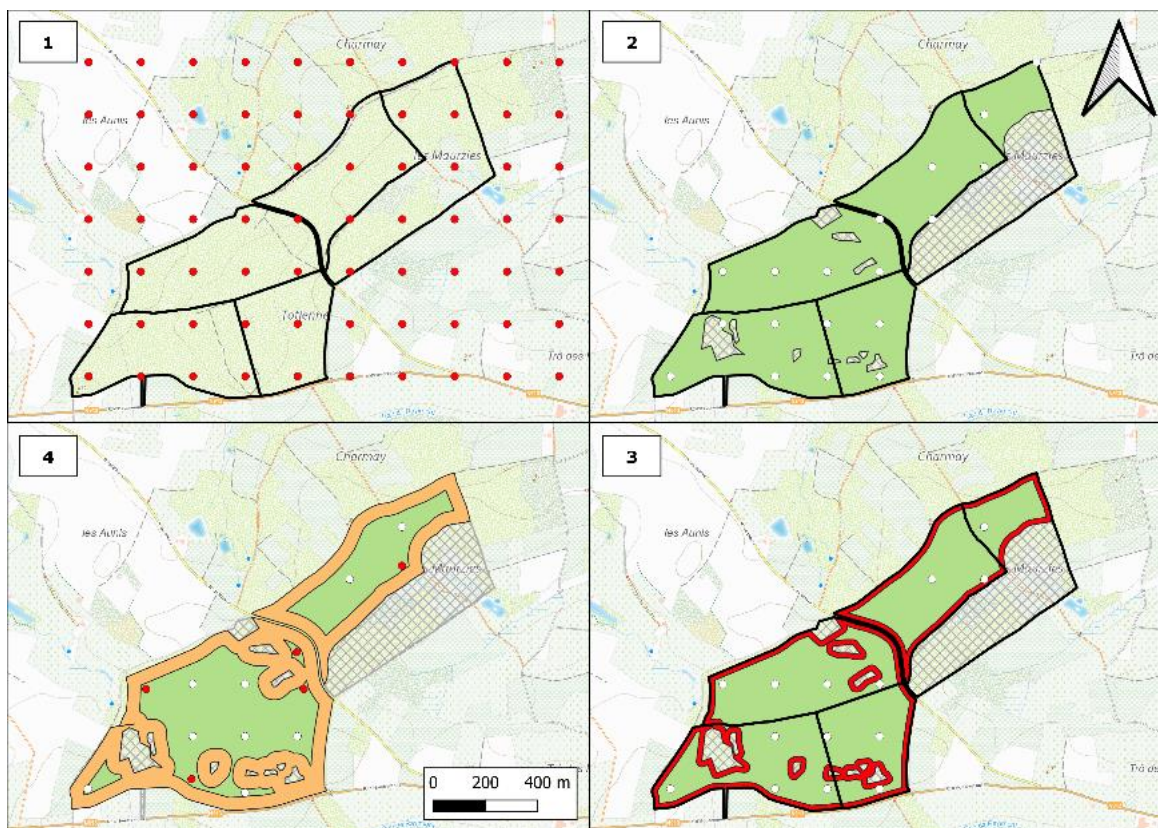


Figure 14 : Schéma de réalisation du plan d'échantillonnage

Dans un second temps, élargissement du rayon de placettes à 50 m a été appliqué dans le cadre des relevés IBP et DEPERIS afin d'éviter que des zones inventoriées ne se retrouvent en dehors de la zone d'étude. La prise en compte partielle de la lisière n'a toutefois pas été considérée comme problématique pour l'IBP, celle-ci pouvant même constituer un élément favorable à l'accueil d'une biodiversité potentielle. En ce qui concerne DEPERIS, les arbres situés en lisière n'ont pas été pris en compte dans l'échantillonnage, afin de ne pas biaiser l'évaluation de l'état sanitaire du houppier. Les UE dont le rayon de 50 m sortait des limites de la zone d'étude n'ont pas été supprimées, mais déplacées. Bien que ces déplacements induisent une légère perte de rigueur par rapport à un échantillonnage strictement systématique, ils permettent de maintenir un taux d'échantillonnage comparable entre massifs, malgré les différences de géométrie des peuplements. Cette approche garantit ainsi la comparabilité des peuplements entre eux. Un tableau présentant le nombre de placettes déplacées ainsi que leur écart par rapport à la grille initiale est disponible en annexe (Figure 14 - étape 4).

Le dimensionnement de l'échantillonnage repose sur des logiques distinctes selon les méthodes mobilisées. Dans le cadre de l'IFA, le nombre de placettes constitue le paramètre déterminant en lien direct avec la précision statistique recherchée (Lejeune et al., 2016; Claessens, Petit, et al., 2017; Rondeux, 2021). Pour l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP), il est recommandé que l'échantillonnage couvre entre 10 et 30 % de la surface totale du peuplement (Gonin et al., 2023). En ce qui concerne la méthode DEPERIS, le dimensionnement repose principalement sur le nombre d'arbres observés par UE.

Ces trois méthodes présentent donc des exigences différentes, mais leur mise en œuvre vise à conserver des UE compatibles afin de garantir une méthodologie de terrain cohérente, praticable et permettant d'obtenir des résultats de qualité suffisante par méthode et par massif.

Au total, 88 UE seront utilisées dans le cadre de cette étude à des fins illustratives pour la cartographie. Des moyennes seront calculées pour certains paramètres à l'échelle de l'îlot feuillu, lequel correspond à une subdivision du parcellaire du DNF.

Pour l'IFA, les UE comprennent un minimum de 15 arbres, avec un rayon de placettes variant entre 12 et 18 m selon la densité du peuplement. L'IBP est réalisé sur une placette circulaire de 50 m de rayon. Enfin, la méthode DEPERIS repose sur l'observation de 10 arbres dominants ou codominants, sélectionnés dans une placette du même rayon que l'IBP (Figure 15). Le Tableau 2 synthétise les caractéristiques du plan d'échantillonnage retenu pour chaque massif, en termes de surface, de nombre d'unités d'échantillonnage, de densité d'échantillonnage et de nombre d'arbres évalués par hectare.

Tableau 2 : Unité d'échantillonnage par massif

Massif forestier			IFA	IBP	DEPERIS
Nom	Surface (Ha)	Nbre UE	UE/Ha	Surface inventoriée / Surface totale (%)	NHA (Nbre arbres/Ha)
Totienne	68	14	0,206	16,17%	2,06
Gros Bois	127	27	0,213	16,70%	2,13
Bois de la Rée	91	19	0,209	16,40%	2,09
Grinchi	134	28	0,209	16,41%	2,09

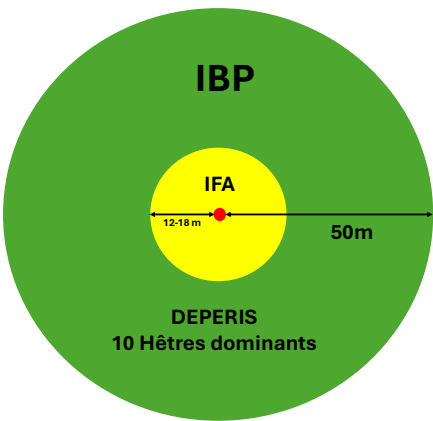


Figure 15 : Schéma d'unité d'échantionnage

3.2.2 Organisation générale

Les centres théoriques des UE, définis lors de l'élaboration du plan d'échantillonnage, ont été exportés sous forme de fichiers GPX à l'aide du logiciel IFA Bureau (version 1.095). Ces fichiers ont ensuite été intégrés dans un GPS de randonnée (Garmin-66s), utilisé pour la localisation opérationnelle des placettes sur le terrain, conformément aux recommandations du guide IFA (Lejeune et al., 2016).

Le choix d'un GPS de randonnée s'explique par son caractère pratique et facilement transportable, permettant de l'avoir en permanence à portée de main sur le terrain. À l'inverse, un GPS de haute précision est plus lourd et plus contraignant à l'usage. Le géoréférencement de haute précision a été réalisé ultérieurement lors d'un passage dédié, afin de garantir une localisation exacte des placettes pour les analyses cartographiques rigoureuses. Cette stratégie permet également d'éventuels repassages sur les placettes étudiées dans le cadre d'un suivi temporel.

Le centre réel de la placette a été fixé au point atteignable le plus proche du centre théorique, compte tenu des conditions de terrain. Avec un déplacement possible de maximum 18 m si le centre n'est pas atteignable, en cas de présence de rupture de pente ou de limite de zone inventoriée trop proche, conformément au protocole IFA (Lejeune et al., 2016).

L'organisation du travail de terrain s'est articulée autour de trois types de passages distincts.

Un premier passage a été consacré aux relevés IFA et au marquage initial des centres des placettes, réalisés en collaboration avec l'agent du DNF responsable du triage.

Les relevés IBP et DEPERIS ont été effectués lors de passages ultérieurs, réalisés majoritairement sans accompagnement ou occasionnellement accompagnés pour des raisons pédagogiques ou sociales.

Enfin, le relevé GPS de haute précision (Emlid Reach RS2) a été réalisé lors d'un troisième passage, en présence d'un membre du personnel de la faculté.

L'IFA a été réalisé conformément aux recommandations du guide IFA.

L'IBP a été réalisé conformément aux consignes de l'IBP Benelux (Gonin, Larrieu, et al., 2025) et au guide du CNF (Gonin et al., 2023; Gonin & Larrieu, 2025). En adoptant une méthode hybride combinant des relevés typologiques afin de pouvoir calculer le score IBP à l'échelle de UE et des relevés systématiques, permettant de correspondre à la même UE que l'IFA.

L'analyse du dépérissement a été réalisée à l'aide de la méthode DEPERIS, conformément aux recommandations en vigueur, pour 10 hêtres par UE.

La description méthodologique détaillée de l'IFA, de l'IBP et de DEPERIS sont en annexe 1.

4 Résultats

4.1 Dynamique temporelle et évolution des classes de hauteur de la végétation

L'évolution de la structure verticale des peuplements a été analysée à partir des cartes de classes de hauteur (CLH) issues de données LiDAR, produites pour les années 2014 (Lejeune, 2026) et 2021 (Lejeune et al., 2025b).

Les CLH décrivent la hauteur de la végétation et non l'étagement vertical du peuplement. Huit classes de hauteur ont été distinguées. Les classes inférieures à 10 m correspondent à des zones de sol nu, de végétation basse ou de régénération, tandis que les classes supérieures à 10 m correspondent à des arbres comptabilisés dans les inventaires forestiers classiques (Lejeune et al., 2025c).

Les résultats sont présentés par massif, sous forme de graphiques illustrant l'évolution des proportions de surface occupée par chaque classe de hauteur entre 2014 et 2021.

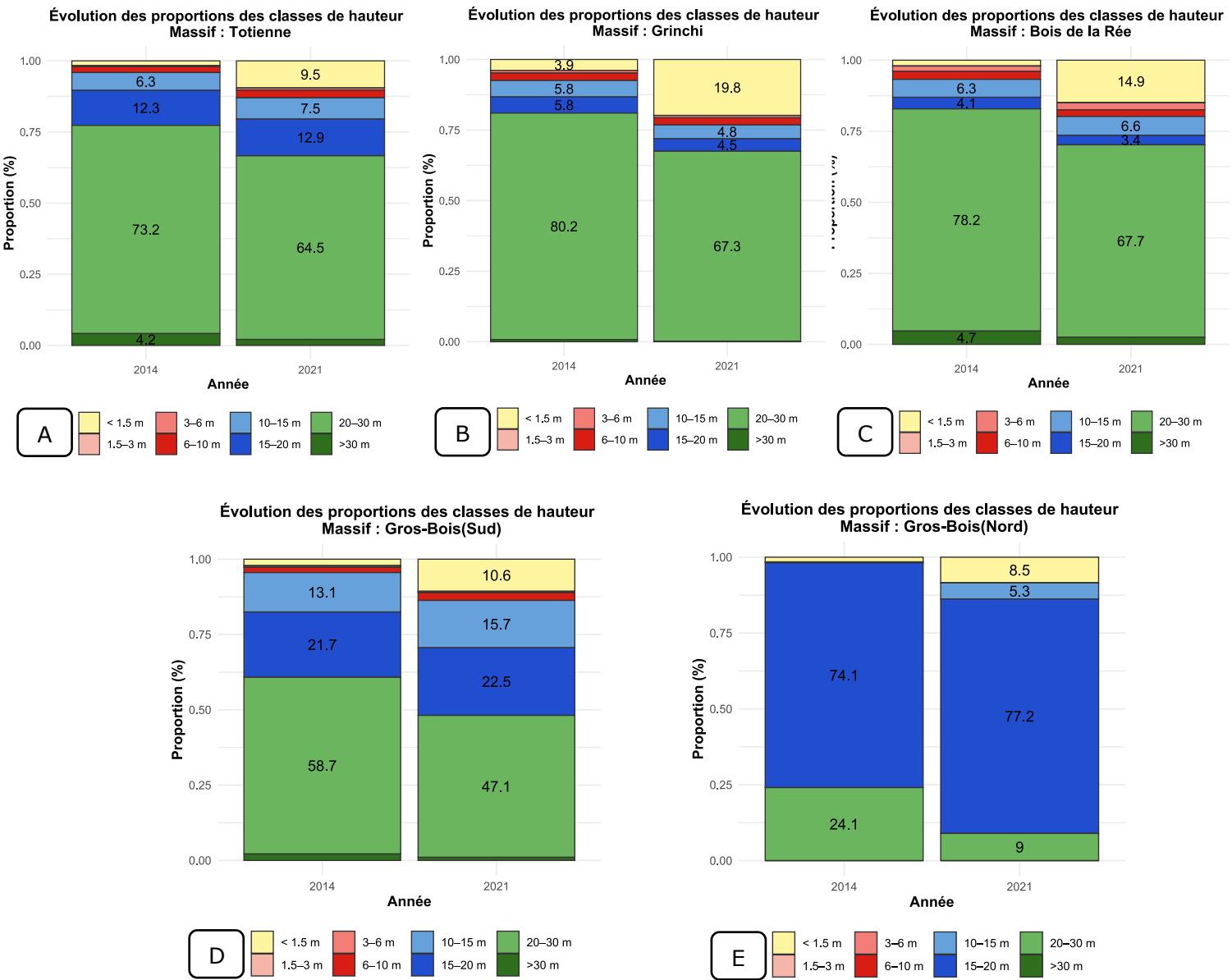


Figure 16 : Évolution des proportions des classes de hauteur pour les massifs entre 2014 et 2021
A – Totienne ; B – Grinchi ; C – La Rée ; D – Gros-Bois Sud ; E – Gros-Bois Nord.

4.1.1 Analyse par massif

Pour le massif de Totienne, les résultats mettent en évidence une augmentation des classes de hauteur inférieures à 10 m sur la période étudiée, associée à une diminution des classes de hauteur supérieures à 20 m. L'amplitude des variations observées entre 2014 et 2021 reste toutefois plus limitée que celle observée dans les autres massifs (Figure 16-A).

Pour le massif de Grinchi, une augmentation marquée de la classe de hauteur < 1,5 m est observée entre 2014 et 2021, associée à une diminution des classes de hauteur supérieures à 10 m, et en particulier de la classe 20–30 m. Les classes intermédiaires présentent des variations plus modérées (Figure 16-B).

Pour le massif de La Rée, les résultats montrent une augmentation des classes de hauteur inférieures à 10 m, notamment de la classe < 1,5 m, entre 2014 et 2021. Cette évolution s'accompagne d'une diminution des classes de hauteur comprises entre 20 et 30 m. Les autres classes présentent des variations plus limitées (Figure 16-C).

Pour la partie sud de Gros-Bois, les résultats montrent une augmentation des classes de hauteur inférieures à 10 m entre 2014 et 2021, en particulier de la classe < 1,5 m. En parallèle, une diminution de la classe de hauteur 20–30 m est observée sur la période. Les classes intermédiaires présentent des variations plus limitées (Figure 16-D).

Pour la partie nord du massif de Gros-Bois, l'analyse de l'évolution des proportions des classes de hauteur montre qu'en 2014, la classe 15–20 m représente la proportion la plus importante de la surface du massif, avec plus de 74 %. En 2021, cette classe augmente légèrement pour atteindre environ 77 % de la surface. Parallèlement, la proportion de la classe de hauteur 20–30 m diminue entre 2014 et 2021. Les classes de hauteur inférieures à 10 m présentent des proportions faibles sur l'ensemble de la période étudiée, avec des variations limitées (Figure 16-E).

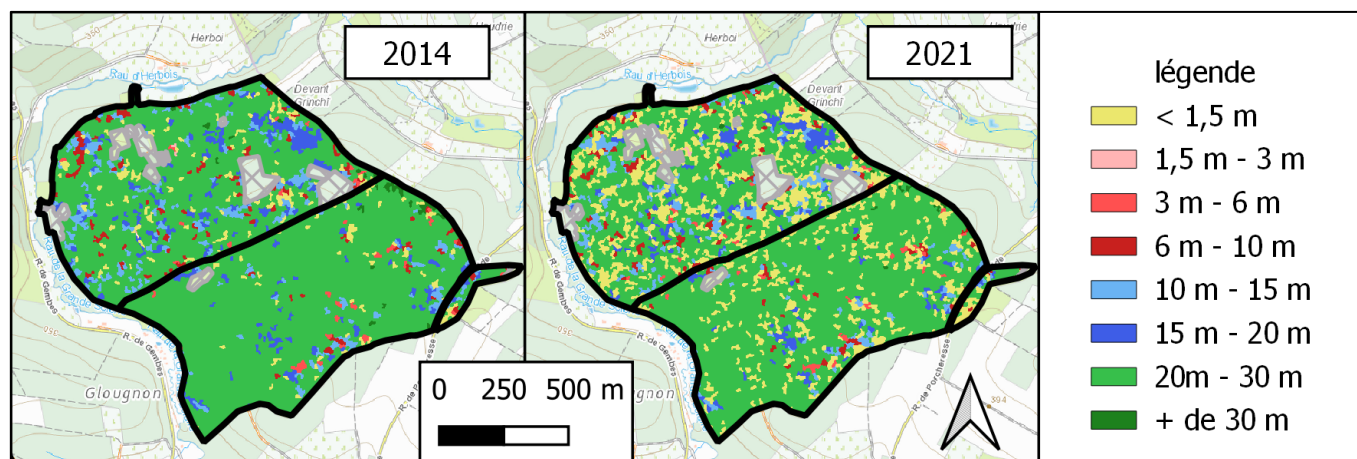
4.1.2 Dynamique des trouées

La classe de hauteur $< 1,5\text{ m}$ a été considérée comme correspondant à un sol nu ou à une régénération non encore installée. Cette classe est ainsi assimilée aux trouées. Celle d'une superficie supérieure à 4 ares ont été vectorisées pour les années 2014 et 2021.

Les trouées identifiées en 2014 ont été croisées avec les classes de hauteur observées en 2021 à l'intérieur de leur périmètre afin d'évaluer leur tendance à la fermeture. À l'inverse, pour les trouées identifiées en 2021, les données de hauteur de 2014 ont été analysées afin de déterminer si ces ouvertures résultaient de l'agrandissement de trouées préexistantes ou de la création de nouvelles trouées.

Les résultats montrent qu'en 2014, 84 trouées étaient présentes. En 2021, en moyenne seulement 2 % de leur surface sont passés dans une classe de hauteur $> 1,5\text{ m}$, indiquant une fermeture très limitée des trouées sur la période étudiée.

En 2021, 450 trouées ont été identifiées. Parmi celles-ci, 37 % présentaient déjà au moins 20 % de leur surface dans la classe de hauteur $< 1,5\text{ m}$ en 2014, suggérant une persistance ou une extension de zones ouvertes préexistantes. Par ailleurs, 76 % de la surface totale des trouées identifiées en 2021 correspondaient à des classes de hauteur supérieures à 10 m en 2014, indiquant que la majorité des trouées récentes résultent de nouvelles ouvertures du couvert forestier.



4.2 Inventaire Forestier d'Aménagement (IFA)

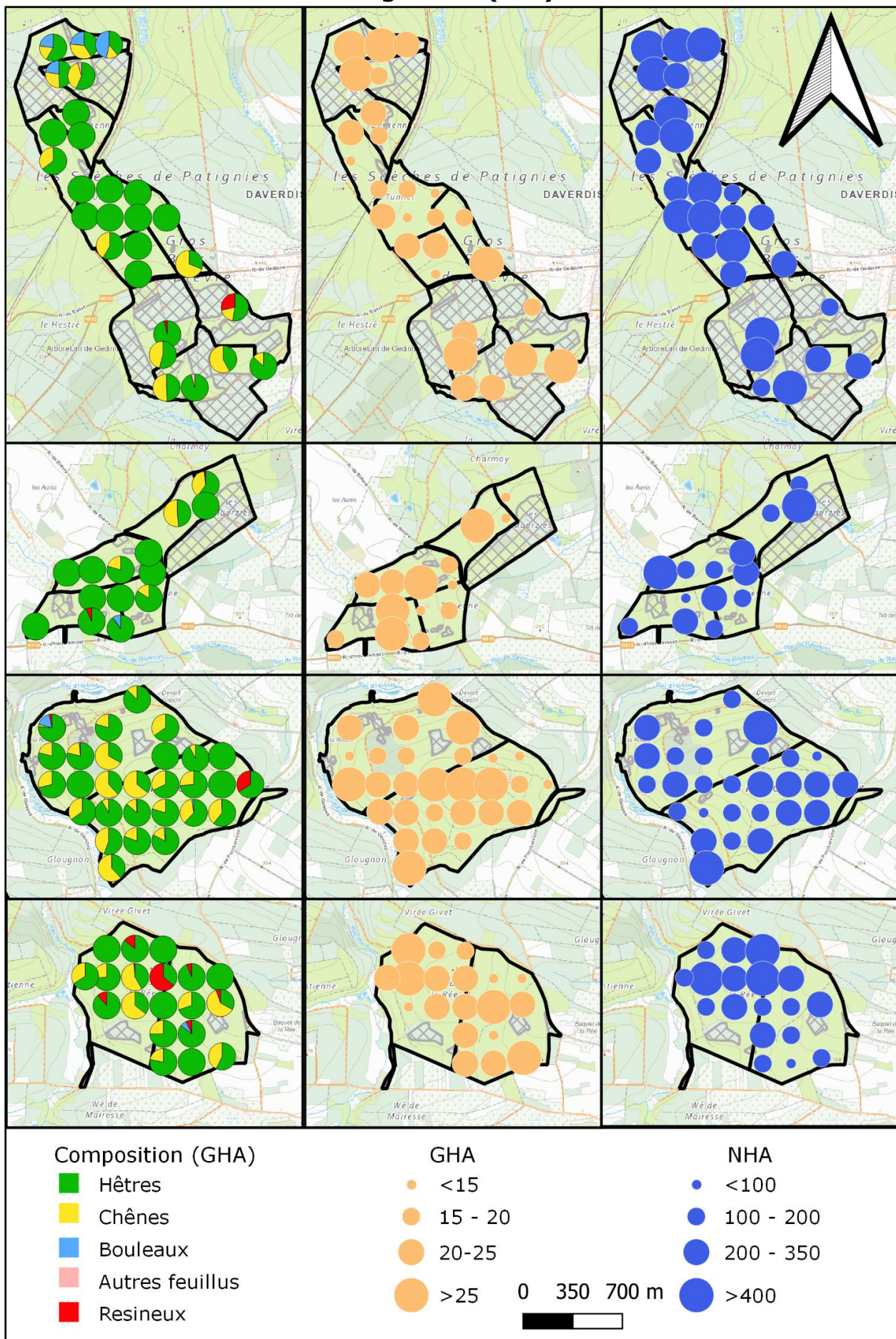


Figure 18 : Résultats de l'IFA par UE pour tous les massifs (de haut en bas : Gros-bois, Totienne, Grinchi, La Rée)

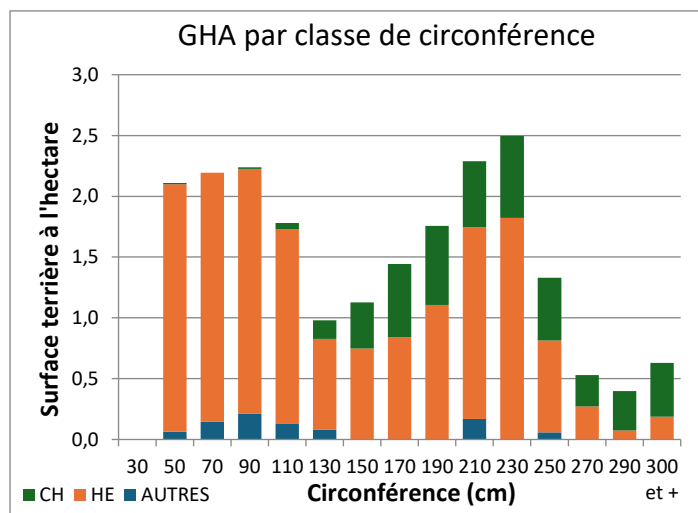


Figure 20 : GHA par classe de circonférence (tous les massifs)

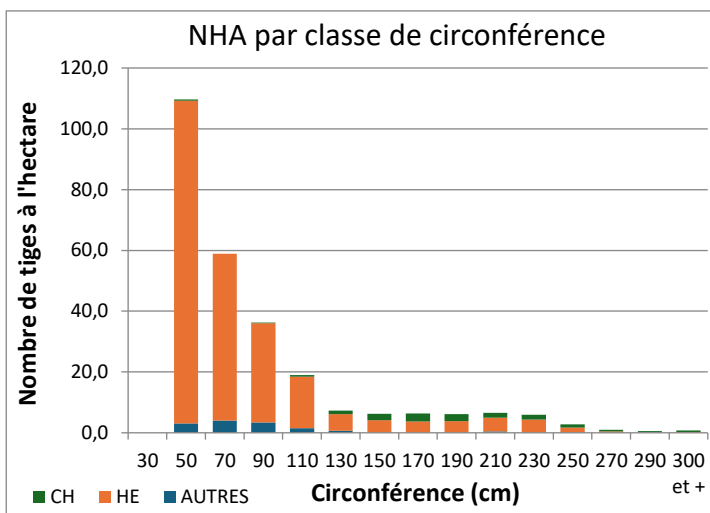


Figure 19 : NHA par classe de circonférence (tous les massifs)

À l'échelle de l'ensemble des massifs étudiés, les résultats de l'IFA mettent en évidence une forte dominance du hêtre (*Fagus sylvatica*), qui représente 74 % de la surface terrière totale. Cette essence est la seule à disposer d'une représentation continue de l'ensemble des classes de circonférence sur l'ensemble des massifs. Néanmoins, la surface terrière à l'hectare diminue pour les classes avoisinant 130 cm de circonférence (Figure 20).

Par ailleurs, le graphique du nombre de tiges à l'hectare par classe de circonférence met en évidence une distribution en « J inversé », caractéristique des futaies irrégulières (Figure 19).

Les chênes indigènes (*Quercus petraea* et *Quercus robur*) constituent la seconde essence la plus représentée avec 22 % de la surface terrière totale. Ils sont majoritairement présents sous la forme d'individus de grandes circonférences. Les autres essences feuillues et résineuses sont présentes de manière marginale et présentent des erreurs relatives élevées (Tableau 4).

La régénération est très largement dominée par le hêtre à l'échelle de l'ensemble des massifs représentant environ 88 % de la couverture totale. Les autres essences présentent des niveaux de régénération faibles et localisés (Tableau 3).

Enfin, la composition spécifique, la surface terrière et le nombre de tiges à l'hectare varient spatialement comme l'illustre la Figure 18. Pour une analyse plus fine, les résultats détaillés de l'IFA sont présentés par massif en annexe 2.1.

Tableau 3 : Régénération (tous les massifs)

Essences	Total	Semis	Sem. instal.	Fourrés	Gau. - perch.
Hêtre	88,5%	0,9%	6,4%	22,4%	58,8%
Houx	9,5%	0,6%	2,5%	3,1%	3,3%
Epicéa commun	1,3%	0,1%	0,6%	0,6	0,1
Bouleau	0,2%	0%	0%	0%	0,2%
Chênes indi.	0,2%	0,2%	0%	0%	0,1%
Sapin de Van.	0,1%	0%	0,1%	0%	0%
Douglas	0,1%	0%	0%	0%	0,1%

Tableau 4 : Paramètres dendrométriques (tous les massifs)

	Total		CH		HE		AUTRES	
	Moy	Err %	Moy	Err %	Moy	Err %	Moy	Err %
GHA	21,3	6,8	4,6	24,1	15,8	7,9	0,9	96,0
NHA	267,2	11,2	14,9	25,7	239,0	12,0	13,3	84,1
VHA	244,3	7,3	52,4	24,2	182,4	9,1	9,4	110,9

4.3 Indice de Biodiversité Potentielle

L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) a été utilisé afin d'évaluer le potentiel d'accueil de la biodiversité des peuplements étudiés sur la base de dix facteurs (A à J). Les résultats présentés ci-après correspondent, pour les graphiques, à la représentation des proportions de scores IBP obtenus par facteur et par massif (Figure 22). Les cartes représentent, quant à elles, les moyennes des sommes des scores IBP liés à la gestion (facteurs A, B, C, D, E, F et G) exprimées en pourcentage par îlot feuillu (Figure 23).

À l'échelle de l'ensemble des massifs étudiés, les résultats de l'IBP mettent en évidence des scores de gestion globalement homogènes par massif à l'exception du massif de Gros-Bois où la répartition des scores apparaît plus hétérogène.

Les facteurs relatifs aux très gros bois vivants (E) et aux arbres porteurs de dendromicrohabitats (F) présentent des scores élevés à l'échelle de l'ensemble des massifs forestiers (Figure 22).

À l'inverse, les facteurs liés au bois mort sur pied (C) et au bois mort au sol (D) présentent des scores faibles dans l'ensemble des massifs étudiés. Une variabilité spatiale est toutefois visible sur les cartes (Figure 23) pour le facteur C. Les graphiques (Figure 22) montrent par ailleurs qu'il n'y a aucun massif où plus de 20 % des UE atteignent le score maximal pour ce facteur.

Le facteur relatif aux essences autochtones (A) présente également des scores relativement faibles à l'échelle de l'ensemble des massifs, avec une variabilité peu marquée entre ceux-ci et une dominance des scores 1 et 2.

Le facteur relatif aux milieux ouverts florifères (G) présente un score moyen à l'échelle de l'ensemble des massifs, avec une dominance du score 2. Toutefois, dans le massif de Gros-Bois, le score 0 est majoritaire.

Le facteur lié à la structure verticale de la végétation (B) présente un score moyen dans l'ensemble des massifs, avec une nette dominance du score 2, correspondant à la présence de trois à quatre strates de végétation.

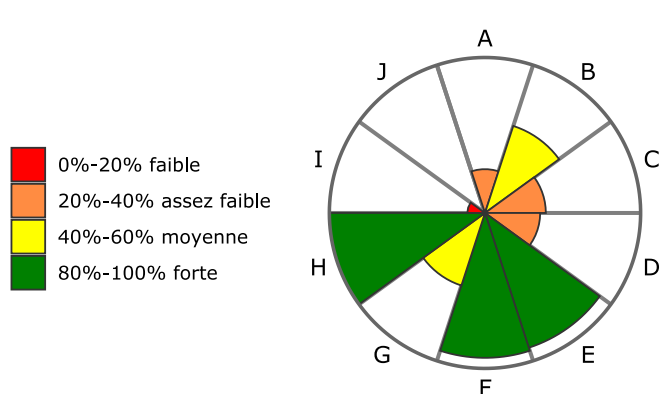
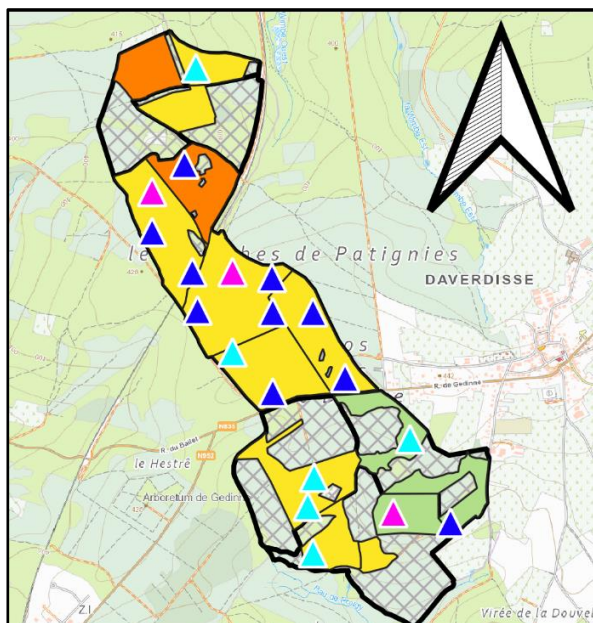


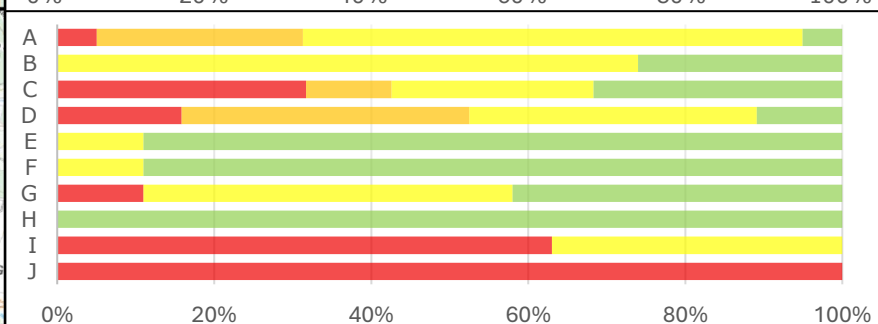
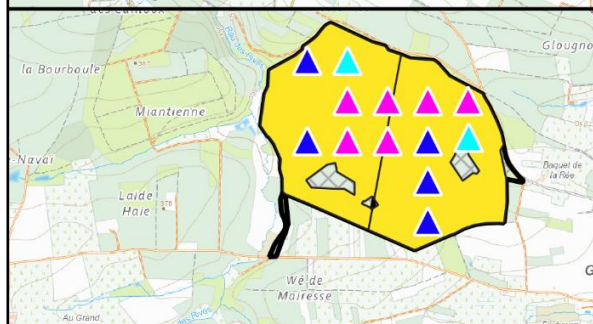
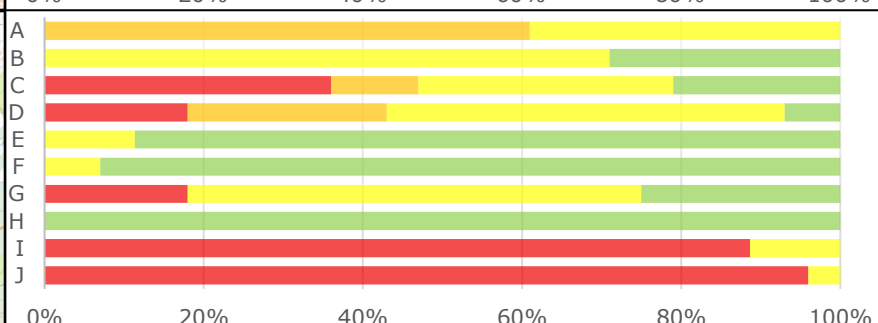
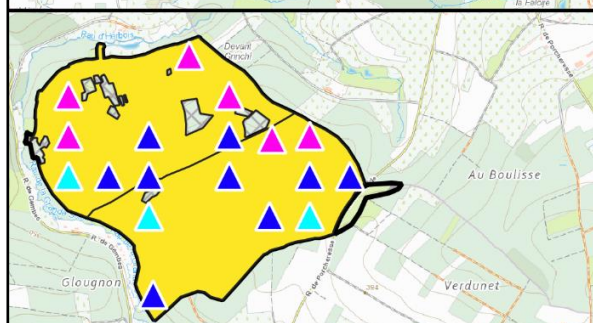
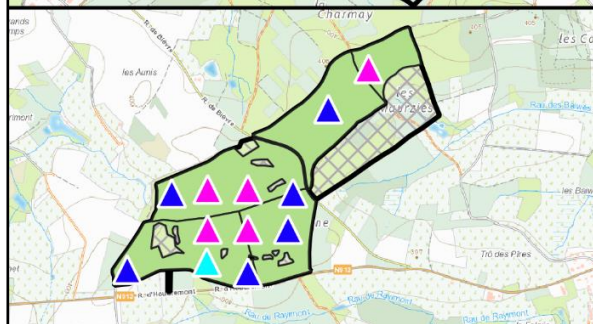
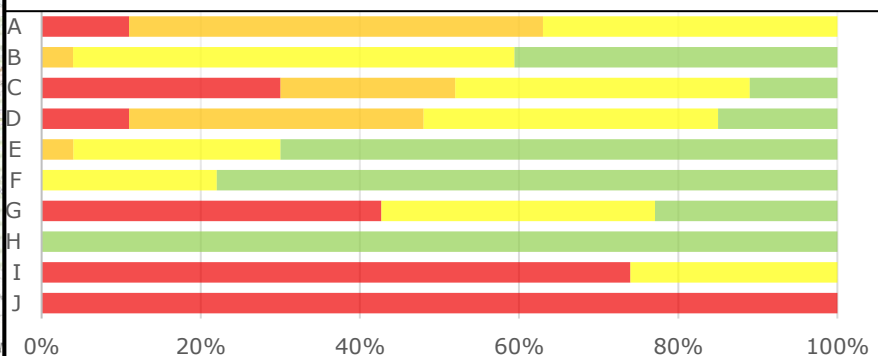
Figure 21 : Radar des sommes des scores par facteur divisé par la valeur maximale possible pour l'ensemble des massifs (valeur en Annex 7.4)

Les facteurs de contexte, notamment les milieux aquatiques (I) et rocheux (J), présentent des scores faibles à l'échelle globale et ne sont présents que dans un nombre limité d'unités d'échantillonnage.

Le facteur de continuité de l'état boisé (H) atteint le score maximal dans tous les massifs étudiés, ceux-ci étant tous référencés comme forêts anciennes.



Score IBP : ■ 0 ■ 1 ■ 2 ■ 5



Score IBP Gestion

- Faible (<20%)
- Assez faible (20%-40%)
- Moyenne (40%-60%)
- Assez forte (60%-80%)
- Forte (>80%)

0 350 700 m

Facteur C bois mort sur pied

- ▲ bois mort de moyenne dimension
- ▲ 1 a 3 bois mort de grosse dimension
- ▲ 3 ou plus de bois mort de grosse dimension

Figure 22 : Graphique des proportions de score IBP par facteur et par massif (de haut en bas Gros-Bois, Totienne, Grinchi, La Rée)

Facteurs :

- A - Essences autochtones
- B - Structure verticale de la végétation
- C - Bois morts sur pied de grosse dimension
- D - Bois morts au sol de grosse dimension
- E - Très gros bois vivants
- F - Arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats
- G - Milieux ouverts florifères
- H - Continuité temporelle de l'état boisé
- I - Milieux aquatiques
- J - Milieux rocheux

Figure 23 : Score IBP gestion par compartiment pour chaque massif et par massif de haut en bas Gros-Bois, Totienne, Grinchi, La rée Gros-Bois, Totienne, Grinchi, La Rée

4.4 Evaluation du dépérissement

4.4.1 DEPERIS

L'évaluation du dépérissement des hêtres a été réalisée à l'aide de la méthode DEPERIS, appliquée sur un échantillon de dix arbres dominants par unité d'échantillonnage. Chaque arbre a été classé selon une échelle qualitative allant de la note A (arbre sain) à la note F (arbre mort).

Les résultats sont présentés sous forme de distributions des notes DEPERIS par compartiment et par massif (Figure 26). Ces graphiques sont complétés par des cartes illustrant, d'une part, la répartition spatiale des notes DEPERIS à l'échelle des unités d'échantillonnage (Figure 25-cartes de gauche) et, d'autre part, le pourcentage d'arbres dépérissants par îlot feuillu. Les cartes présentent également les symptômes observés sur les arbres analysés dans le cadre de la méthode DEPERIS, exprimés de manière qualitative (présence / absence) à l'échelle de l'unité d'échantillonnage (Figure 25-cartes de droit).

La proportion d'arbres dépérissants correspond aux arbres présentant une note DEPERIS strictement supérieure ou égale à D. Un îlot feuillu ou massif est considéré comme dépérissant lorsque plus de 20 % des arbres échantillonnés présentent un état de dépérissement ("La méthode DEPERIS," October-24-2025a).

À l'échelle de l'ensemble des massifs étudiés, les résultats DEPERIS mettent en évidence des niveaux de dépérissement contrastés selon les massifs, ainsi qu'une hétérogénéité marquée entre les îlots d'un même massif sauf pour la Rée (Figure 25). De plus, l'observation des symptômes n'est pas homogène spatialement.

Le massif de Gros-Bois présente à la fois une proportion importante d'arbres classés en note A et la plus forte proportion d'arbres dépérissants, traduisant une forte hétérogénéité interne (Figure 24).

Les massifs de Grinchi et de La Rée présentent globalement de faibles proportions d'arbres dépérissants, inférieures au seuil de 20 %, avec une majorité d'arbres classés dans les notes A à C.

Le massif de Totienne présente des proportions intermédiaires d'arbres dépérissants, proches du seuil de 20 % et une observation plus régulière de symptômes.

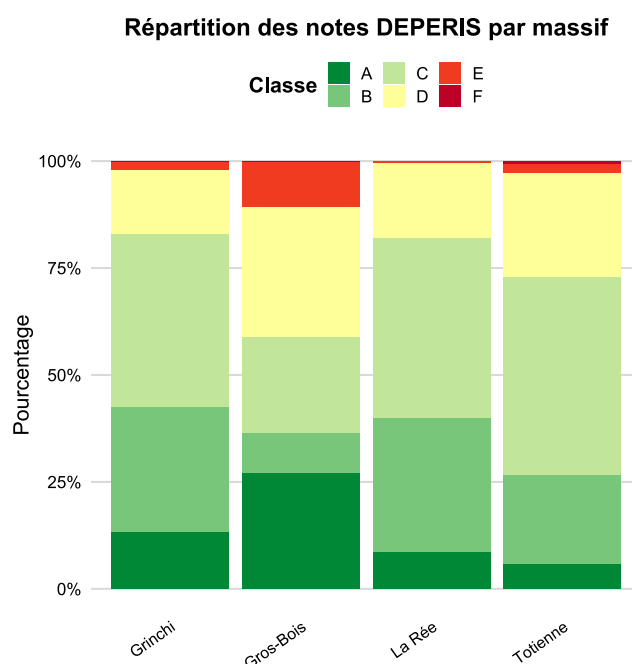


Figure 24 : Graphiques de répartition des proportions des notes DEPERIS par massif.

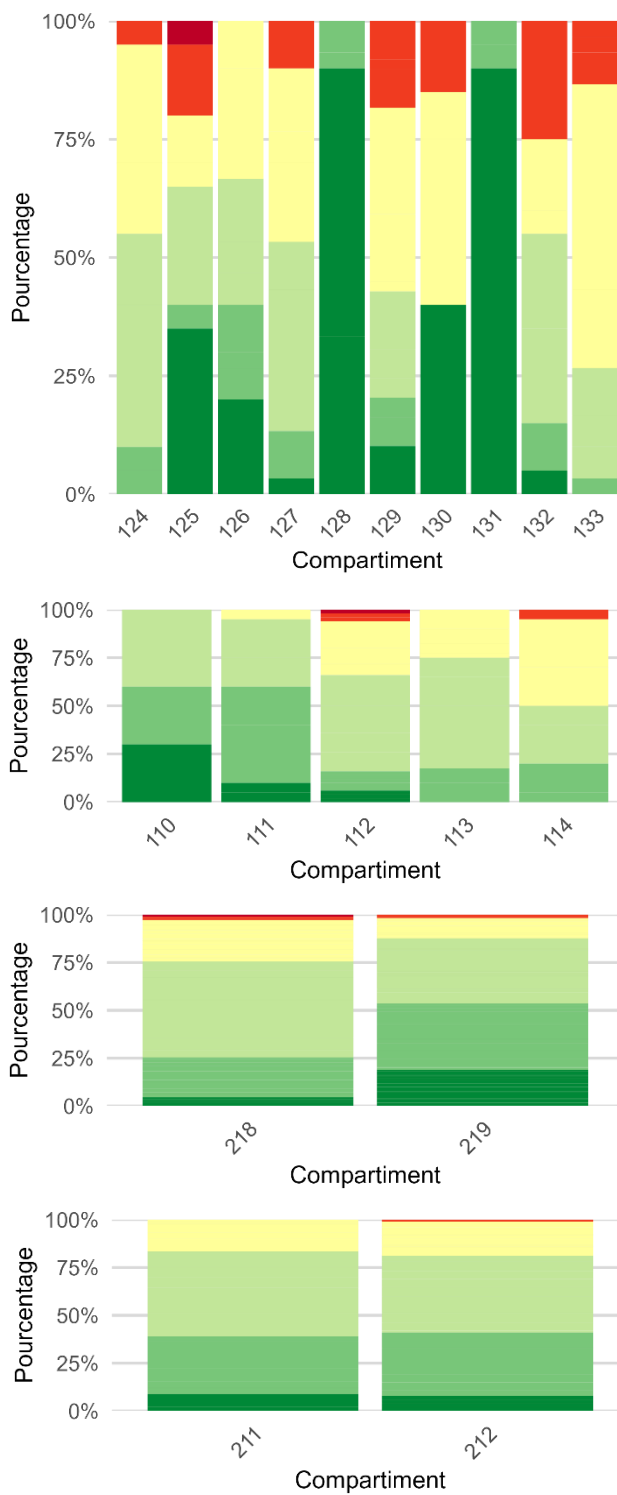
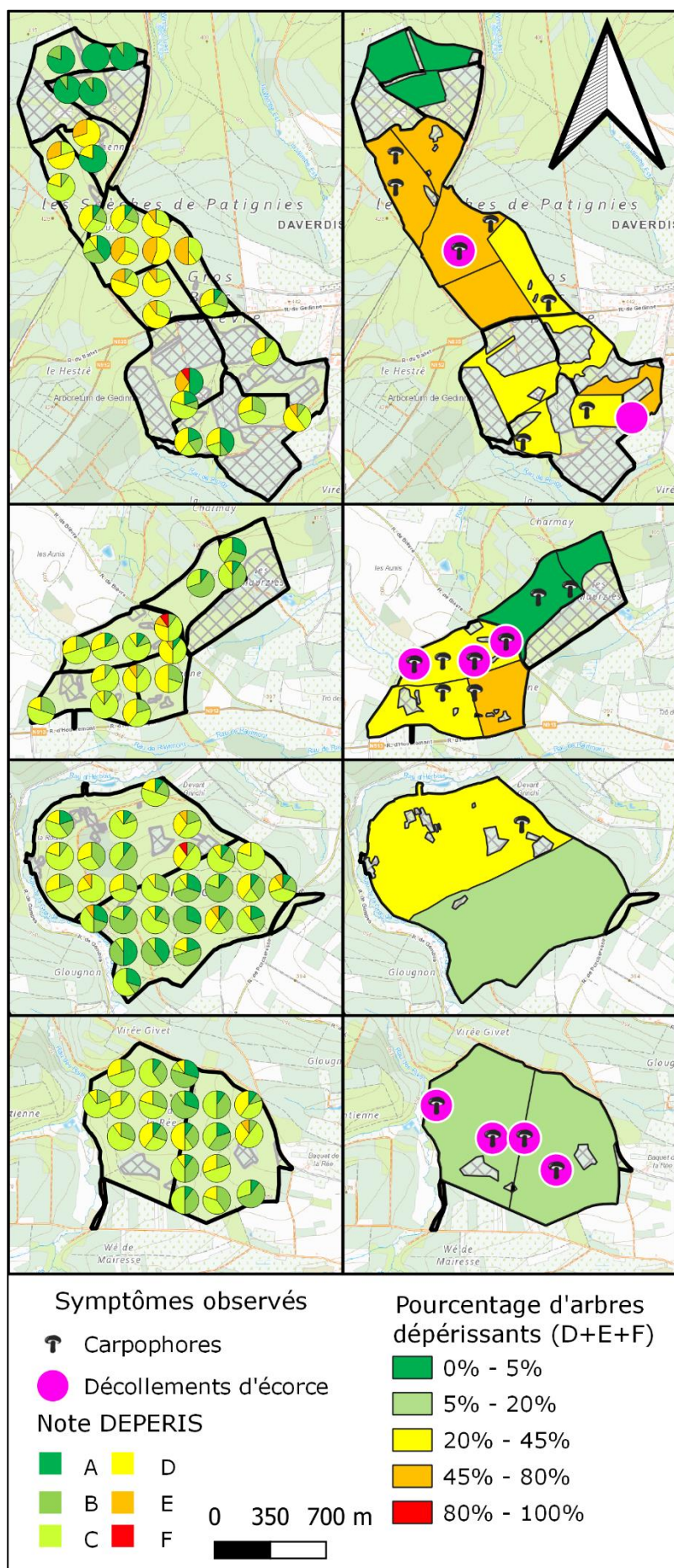


Figure 25 : Cartes des résultats DEPERIS par massif forestier (de haut en bas : Gros-Bois, Totienne, Grinchi et La Rée)
 À gauche : Répartition des notes de DEPERIS par UE
 À droite : Pourcentage d'arbres dépérissants (note DEPERIS supérieure à D) par îlot feuillu.

4.4.2 Evolution des coupes exceptionnelles

L'analyse des coupes exceptionnelles a été réalisée à partir des données de martelage, exprimées en surface terrière à l'hectare. Les coupes ont été distinguées en deux catégories :

- (i) les coupes classiques, correspondant aux coupes d'amélioration ;
- (ii) les coupes exceptionnelles, regroupant les coupes sanitaires, les chablis et les bris.

La proportion de coupes exceptionnelles a été calculée pour le hêtre, en surface terrière à l'hectare, afin de garantir l'homogénéité des données et leur comparabilité spatiale et temporelle. Les résultats sont présentés à l'échelle temporelle (évolution annuelle et comparaison de périodes) et à l'échelle spatiale (par massif).

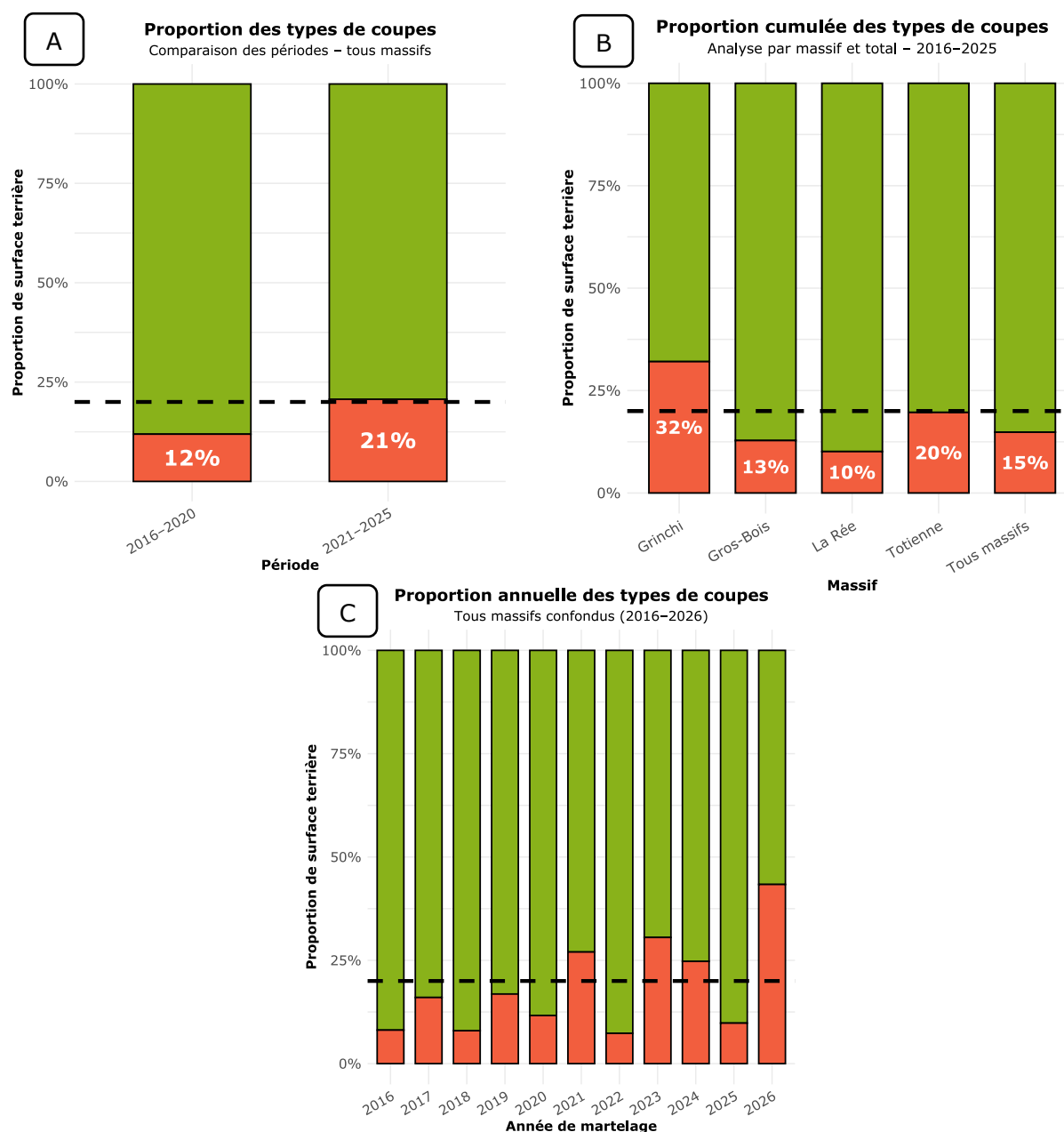


Figure 27 : Comparaison de la proportion des types de coupes, exprimée en surface terrière par hectare, pour le hêtre. Les barres empilées à 100 % distinguent les coupes classiques (en vert) des coupes exceptionnelles (en rouge). La ligne horizontale en pointillés matérialise le seuil de crise fixé à 20 % de coupes exceptionnelles.
 (A) Comparaison entre deux périodes successives (2016-2020 et 2021-2025).
 (B) Comparaison par massif et pour l'ensemble des massifs confondus sur la période 2016-2025.
 (C) Comparaison tous massifs confondus sur la période 2016-2026.

L'évolution annuelle de la proportion des coupes exceptionnelles pour l'ensemble des massifs, montre une augmentation progressive de la proportion de coupes exceptionnelles. Le seuil de 20 % est franchi pour la première fois en 2021. Les données pour l'année 2026 étant partielles, elles doivent être interprétées comme indicatives (Figure 27-C).

La répartition relative des types de coupes entre deux périodes successives : 2016–2020 et 2021–2025. Sur la période 2016–2020, la proportion de coupes exceptionnelles reste inférieure à 20 % de la surface terrière récoltée. Sur la période 2021–2025, cette proportion dépasse le seuil de 20 % qui est considéré comme le seuil d'entrée en crise (Figure 27-A) (Brunier et al., 2020).

La proportion cumulée des types de coupes par massif et pour l'ensemble des forêts confondues sur la période 2016–2025 montre que des différences notables apparaissent entre massifs, avec des proportions variables de coupes exceptionnelles selon les forêts. Le massif de Grinchi se distingue par une proportion élevée de coupes exceptionnelles par rapport aux coupes classiques (32%). Le massif de Gros-Bois quant à lui, présente une proportion intermédiaire de coupes exceptionnelles. Tandis que le massif de Totienne affiche une proportion de coupes exceptionnelles proche du seuil de 20 %. Enfin, le massif de La Rée se caractérise par une proportion plus faible de coupes exceptionnelles par rapport aux autres massifs étudiés (Figure 27-B).

4.4.3 Facteurs influençant le dépérissement

Des analyses statistiques exploratoires ont été réalisées afin d'examiner les relations entre l'intensité du dépérissement observée à l'échelle des UE et différents paramètres descriptifs. Ces analyses ont pour objectif de mettre en évidence des relations statistiques et des tendances générales, sans prétendre établir de lien causal.

Seuls les paramètres les plus représentatifs sont représentés ci-dessous. Le tableau récapitulatif de l'ensemble des paramètres testés, est présenté en annexe 7.5.

L'intensité du dépérissement est exprimée en pourcentage de hêtres présentant une note de dépérissement (DEPERIS) supérieure ou égale à D par unité UE. Chaque graphique présente un nuage de points représentant les unités d'échantillonnage, accompagné de la droite de régression, du coefficient de détermination (R^2) ainsi que de la valeur de p associée.

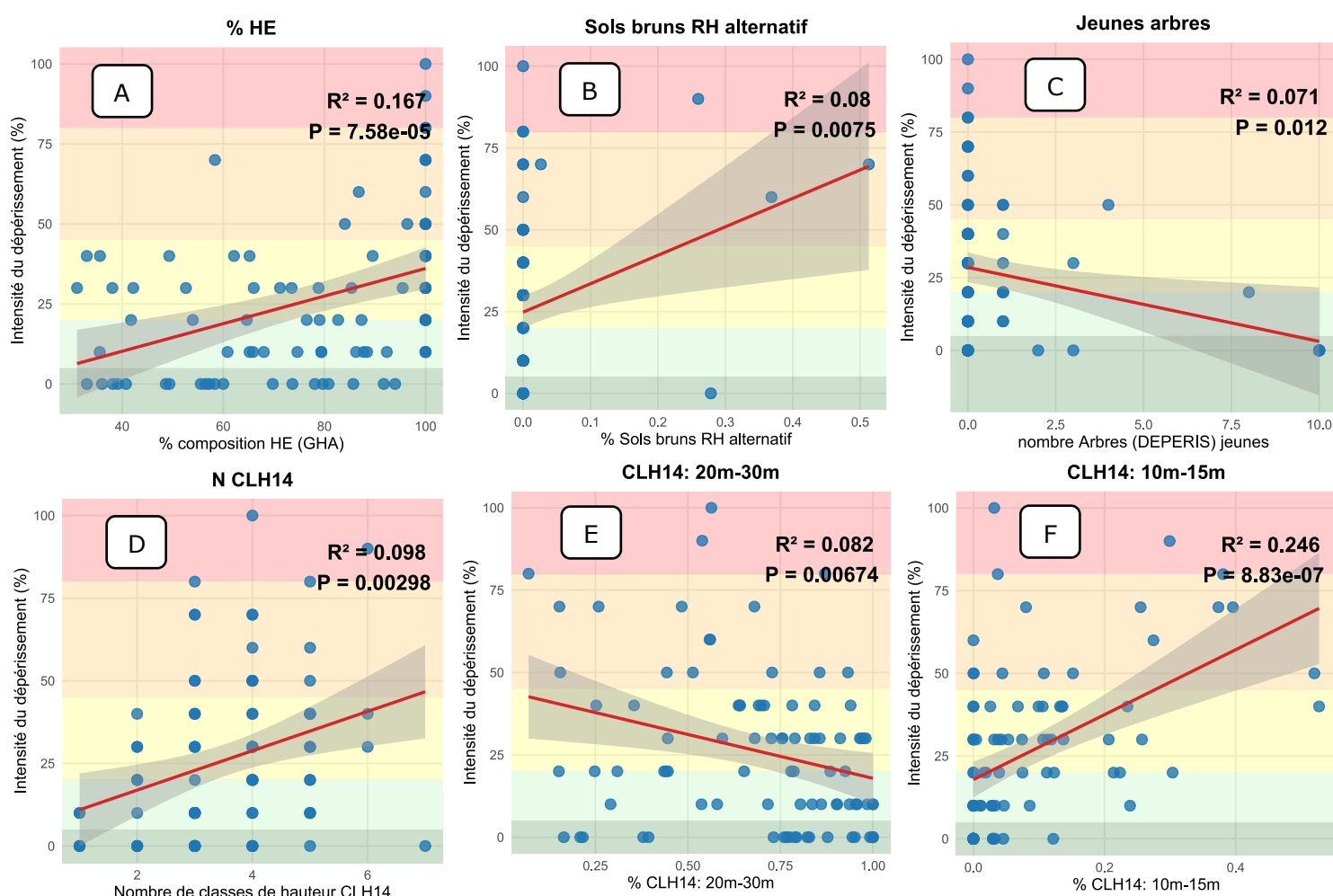


Figure 28 : Intensité du dépérissement (%) en fonction de différents paramètres.

Le fond coloré des graphiques correspond aux différentes classes d'intensité du dépérissement.

(A) Proportion de l'unité d'échantillonnage occupée par des sols bruns RH alternatifs (source : Guide des stations).

(B) Proportion de hêtres (% HE, exprimée en surface terrière GHA) issue de l'inventaire forestier d'aménagement (source : IFA).

(C) Nombre d'arbres notés comme jeunes lors de l'évaluation DEPERIS.

(D) Nombre de classes de hauteur identifiées à partir de la carte CLH 2014.

(E) Proportion de l'unité d'échantillonnage occupée par des classes de hauteur comprises entre 20 et 30 m (source : CLH 2014).

(F) Proportion de l'unité d'échantillonnage occupée par des classes de hauteur comprises entre 10 et 15 m (source : CLH 2014).

La relation entre l'intensité du dépérissement et la proportion de hêtres exprimée en surface terrière à l'hectare (GHA) à l'échelle des unités d'échantillonnage, sur la base des résultats de l'IFA, présente des résultats montrant une augmentation de l'intensité du dépérissement avec l'augmentation de la proportion de hêtres en GHA. La relation observée est caractérisée par un coefficient de détermination modéré et une dispersion marquée des points (Figure 28-A).

L'intensité du dépérissement et la proportion de sols à régime hydrique alternatif au sein des unités d'échantillonnage sont calculées dans un rayon de 50 m à partir des données issues de la cartographie du guide des stations. Le nuage de points met en évidence une relation positive entre la proportion de sols à régime hydrique alternatif et l'intensité du dépérissement. La régression linéaire associée présente un coefficient de détermination modéré, indiquant une dispersion importante des valeurs autour de la droite de régression traduisant une faiblesse du jeu de données qui présente peu d'UE avec des sols RHA (Figure 28-B).

Le nuage de points de la relation entre l'intensité du dépérissement et le nombre d'arbres classés comme jeunes lors de l'évaluation DEPERIS au sein des unités d'échantillonnage, met en évidence une relation négative entre le nombre d'arbres jeunes et l'intensité du dépérissement. Les unités d'échantillonnage présentant un nombre plus élevé d'arbres jeunes montrent globalement des niveaux de dépérissement plus faibles. La dispersion des points autour de la droite de régression reste toutefois importante induit pas un grand nombre d'UE avec un faible nombre d'arbres jeunes (Figure 28-C).

La relation entre l'intensité du dépérissement et différents paramètres décrivant la structure verticale de l'étage dominant, à partir des classes de hauteur issues des données cartographiques CLH 2014 (§4.1).

Les résultats de la relation entre l'intensité du dépérissement et le nombre de classes de hauteur identifiées au sein des unités d'échantillonnage montrent une augmentation de l'intensité du dépérissement avec l'augmentation du nombre de classes de hauteur, associée à une dispersion importante des valeurs (Figure 28-D).

La relation entre l'intensité du dépérissement et la proportion de la surface occupée par la classe de hauteur 20 et 30 m montre une relation négative, caractérisée par une dispersion marquée des points et un coefficient de détermination modéré (Figure 28-E).

La relation entre l'intensité du dépérissement et la proportion de la surface occupée par la classe de hauteur 10 et 15 m, montre une relation positive entre ces deux variables, avec une variabilité importante entre unités d'échantillonnage (Figure 28-F).

5 Discussion

5.1 Fonctionnement et structure actuelle des peuplements

5.1.1 Inventaire Forestier d'Aménagement

Les résultats issus de l'Inventaire Forestier d'Aménagement (IFA) permettent de caractériser la structure, la composition et la dynamique des peuplements étudiés, et constituent une base pour l'interprétation de leur fonctionnement sylvicole actuel. L'analyse est conduite à la fois à l'échelle globale de l'ensemble des massifs et à une échelle plus fine, propre à chaque massif, afin de mettre en évidence les tendances communes ainsi que les spécificités (§4.2).

À l'échelle de l'ensemble des massifs étudiés, les résultats mettent en évidence une domination très nette du hêtre (*Fagus sylvatica*), tant en surface terrière qu'en nombre de tiges (Tableau 4). Cette essence est la seule à présenter une continuité générationnelle complète, caractérisée par une représentation continue dans l'ensemble des classes de circonférence (Figure 20), associée à une régénération abondante et largement dominante (Tableau 4). Cette structure traduit une dynamique de renouvellement globalement fonctionnelle du hêtre, assurant sa pérennité dans les peuplements étudiés.

L'analyse des distributions par classes de circonférence met en évidence, dans plusieurs massifs, un trou de génération marqué autour de la classe des 130 cm (Figure 20). Cette discontinuité structurelle suggère un changement d'orientation sylvicole intervenu dans le passé. Elle est compatible avec une phase d'ouverture du couvert, volontaire ou subie, ayant favorisé l'installation d'une régénération de hêtre, succédant à une période de capitalisation du peuplement et fermeture du couvert. Cette hypothèse est renforcée par la présence simultanée de très gros bois, témoignant d'une gestion passée visant à maximiser le capital sur pied.

La diminution observée entre les classes de circonférence 230 et 250 cm pour les surfaces terrières à l'hectare suggère que le diamètre d'exploitation se situe à 240 cm (Figure 20).

Le chêne (*Quercus spp.*) constitue la seconde essence la plus représentée en surface terrière, mais il est presque exclusivement présent sous forme d'individus de grandes dimensions, généralement au-delà de 150 cm de circonférence. L'absence quasi totale de chêne dans les classes de petites et moyennes circonférences, ainsi que dans la régénération observée, indique une dynamique de renouvellement très limitée, voire inexistante. En l'absence d'interventions sylvicoles ciblées, cette situation conduit inévitablement à une régression progressive du chêne au profit du hêtre, traduisant une trajectoire sylvicole clairement orientée vers une hêtraie de plus en plus monospécifique.

À une échelle plus fine, l'analyse par massif met en évidence des configurations structurelles contrastées, bien que régies par des logiques communes. Dans la partie nord du massif de Gros-Bois, issue d'un ancien taillis sous futaie de chêne, la composition apparaît plus diversifiée

et équilibrée, avec un étage dominant constitué de gros chênes, sous lequel se développent des bouleaux et des hêtres de plus faibles dimensions. Cependant, au vu de la physiologie différente de ces deux essences, il peut être admis que ce sont de gros bouleaux et de petits hêtres. Toutefois, la dominance du hêtre dans la régénération indique que, sans intervention spécifique, l'évolution spontanée du peuplement conduira à terme à une hêtraie (annexe 2.1.1).

La partie sud du massif de Gros-Bois présente une structure de futaie irrégulière, fortement dominée par le hêtre et marquée par un trou de génération prononcé autour de 130 cm de circonférence. Cette discontinuité traduit une irrégularité partielle dans la succession des générations, vraisemblablement liée à l'historique des interventions sylvicoles, sans toutefois remettre en cause la capacité globale de renouvellement du hêtre (annexe 2.1.1).

Le massif de Totienne se caractérise par une futaie irrégulière globalement fonctionnelle, avec une continuité satisfaisante des classes de circonférence du hêtre et une distribution en « J » du nombre de tiges, typique de ce type de structure. Cette dynamique reste cependant très fortement monospécifique, le hêtre étant la seule essence à présenter un renouvellement effectif (annexe 2.1.2).

Le massif de Grinchi présente une structure plus équilibrée, avec une continuité marquée des classes de circonférence et une dynamique du hêtre particulièrement bien exprimée. La présence de chênes y est plus notable que dans les autres massifs notamment dans les grandes circonférences, traduisant également une phase passée de capitalisation, mais sans que cela n'ait empêché l'installation d'une structure irrégulière relativement stable avec un renouvellement orienté vers le hêtre (annexe 2.1.3).

Enfin, le massif de La Rée se distingue par une répartition des surfaces terrières par classe de circonférence en « vague », avec comme dans les autres massifs, le trou de génération dû à une ouverture de la canopée qui correspond au premier creux et un dernier pic marqué par des très gros bois de chêne et de hêtre. Bien que le trou de génération pour le hêtre y soit moins prononcé que dans certains autres massifs, la dynamique de renouvellements est orientée vers le hêtre avec de grosses taches de régénération particulièrement au sud-est. Ce qui explique le faible NHA et le GHA élevé, cette zone étant caractérisée par de gros arbres épars ainsi que par des gaulis perchés sous le seuil d'inventaire couvrant une très large partie de la zone (annexe 2.1.4).

Dans l'ensemble, l'IFA met en évidence des peuplements dominés par le hêtre, structurés par une histoire de capitalisation des très gros bois, suivie de phases d'ouvertures qui ont permis le développement d'une régénération de hêtres qui est la seule essence démontrant une réelle dynamique de renouvellement. Le caractère monospécifique et la philosophie de capitalisation en gros bois engendrent une double vulnérabilité des massifs face au dépérissement ; ces notions sont développées au (§5.3.1). De plus, le trou dans la succession pourrait amener à une

diminution ponctuelle des récoltes dans le futur. Le chêne est la seule autre essence présente de manière significative, mais sans une gestion adaptée, son renouvellement ne peut être assuré.

5.1.2 Dynamique temporelle des peuplements

L'évolution récente de la structure des peuplements a été analysée à partir des cartes de classes de hauteur (CLH) issues de données LiDAR, produites pour les années 2014 (Lejeune, 2026) et 2021 (Lejeune et al., 2025b). Il est rappelé que ces données décrivent exclusivement la hauteur de la couche supérieure du couvert. Elles ne fournissent aucune information directe sur l'étagement vertical réel des peuplements ni sur la structure interne des strates (Lejeune et al., 2025c). En revanche, elles constituent un indicateur pertinent pour appréhender l'évolution du couvert forestier, notamment en termes d'ouverture, de prélèvements et de maintien ou de perte de continuité du couvert. Sur une période relativement courte de sept ans, la croissance en hauteur des arbres reste limitée. Les variations observées traduisent donc principalement l'évolution de la continuité du couvert plutôt qu'un accroissement vertical (§4.1.1).

À l'exception de la partie nord du massif de Gros-Bois, l'ensemble des massifs étudiés présente une augmentation marquée des classes de hauteur inférieures à 10 m, et plus particulièrement de la classe inférieure à 1,5 m. Cette évolution traduit l'apparition de trouées récentes, dans lesquelles la régénération n'est pas encore installée ou reste à un stade précoce. Cette fragmentation ressort clairement de la comparaison des cartes CLH de 2014 et 2021 (Figure 17). En 2021, les massifs affichent une mosaïque de classes de hauteur, tandis qu'en 2014, la classe 20-30m dominait de façon homogène sur l'ensemble de ces massifs.

Parallèlement, une diminution des classes de hauteur supérieures, et en particulier de la classe 20–30m, est observée dans la majorité des massifs. Cette évolution témoigne d'une fragmentation de la canopée. Elle peut résulter de plusieurs processus concomitants, tels que des prélèvements sylvicoles, des chablis ou une mortalité accrue des arbres dominants. Quelle qu'en soit l'origine précise, cette diminution contribue à une ouverture du couvert et à une fragmentation spatiale croissante, modifiant l'aspect général des peuplements.

La partie nord du massif de Gros-Bois se distingue par une dynamique spécifique. Dans ce secteur, la diminution des classes de hauteur les plus élevées peut, de manière prudente, être mise en relation avec des prélèvements ciblés de gros chênes, notamment lors d'une coupe d'amélioration réalisée en 2018 dans le compartiment 131. Cette hypothèse est compatible avec l'évolution observée des classes de hauteur, qui montre à la fois une augmentation de la classe inférieure à 1,5 m, traduisant une ouverture du couvert. La progression de la classe 15-20 m est probablement liée à cette ouverture, tout comme la classe 10-15 m, absente en 2014, vraisemblablement masquée par l'étage dominant. Ce peuplement se distingue par la dominance de la classe 15-20m qui semble être en croissance (Figure 16-E).

De manière générale, les évolutions observées des classes de hauteur suggèrent l'installation progressive d'une dynamique d'ouvertures de trouées, caractérisée par une multiplication des ouvertures du couvert.

L'analyse de la dynamique des trouées révèle que, entre 2014 et 2021, très peu de trouées ont évolué vers une classe de hauteur supérieure, que leur nombre a fortement augmenté et qu'une part significative d'entre elles a vu sa surface s'agrandir. Malgré la croissance de la végétation sur cette période qui reste limitée dans ce laps de temps, une tendance marquée à l'ouverture des trouées se dégage, ainsi qu'une situation de blocage de l'installation de régénération qui dans les trouées ne peut être imputer à la dominance des hêtres de l'étage supérieur et résulte donc probablement de la pression du gibier (§4.1.2).

5.2 Biodiversité potentielle des massifs

5.2.1 Indice Potentiel de Biodiversité

Les facteurs liés au contexte présentent une relative homogénéité sur l'ensemble des massifs étudiés. Ce résultat est cohérent avec l'objectif de l'étude, centrée sur des hêtraies de plateau. De plus, ces facteurs de contexte sont, par définition, peu sensibles aux décisions de gestion et offrent donc un potentiel d'amélioration limité (§4.3).

Toutefois, certaines particularités peuvent être relevées. La présence de plusieurs milieux aquatiques (suintements, ruisselets), relevant d'autres sources que le tassement, notamment dans les UE 05x40 et 03x42, confère à ces placettes un caractère rare à l'échelle des massifs. De même, la présence de milieux rocheux dans les UE 33x30 et 31x27 constitue des habitats spécifiques.

À l'exception de Gros-Bois, les massifs présentent des notes de gestion relativement homogènes par îlot. Elles sont considérées comme assez fortes pour Totienne et moyennes pour Grinchi et La Rée, ce qui semble être lié à une présence plus importante de bois mort, tant sur pied qu'au sol, dans le massif de Totienne (Figure 23).

L'hétérogénéité des notes de gestion à Gros-bois semble en partie liée aux compartiments 128 et 130, qui présentent des scores plus faibles. Cette situation est notamment due à une faible présence de gros bois, influençant directement le facteur E (très gros arbres vivants) et indirectement le facteur F (arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats). En effet, les arbres de grande dimension sont généralement plus porteurs de dendromicrohabitats. Il n'est cependant pas exclu que le faible nombre d'unités d'échantillonnage (UE) dans le compartiment 128 ait influencé les résultats. Une situation comparable est observée pour le compartiment 124 où les 3 îlots comportent une UE chacun.

5.2.2 Piste d'amélioration de la biodiversité potentielle dans les peuplements

Bien que les résultats de l'IBP varient sensiblement entre les différentes zones étudiées, les principaux leviers d'amélioration de la biodiversité potentielle au sein des massifs restent globalement similaires.

Le bois mort, tant sur pied qu'au sol, constitue l'un des leviers principaux d'amélioration de cet accueil de biodiversité potentielle, tant en termes de quantité que de répartition spatiale. En effet, il est recommandé de conserver plus de 4 arbres morts à l'hectare, si possible, en ilots, afin d'assurer un bon développement de la biodiversités saproxylique (Royen et al., 2025).

L'étagement de la structure verticale de la végétation pourrait également être amélioré, principalement au niveau de la strate basse, qui demeure la moins représentée dans l'ensemble des peuplements. Bien que le taux de trouées ait été augmenté entre 2014 et 2021, afin d'être pris en compte dans l'IBP, une strate doit recouvrir au moins 20 % de l'UE, ce qui n'était pas régulièrement le cas. Toutefois, la majorité des UE présentent une note de 2 (facteur B), ce qui correspond à la présence de trois ou quatre strates de végétation, ce qui, dans le cas des hêtraies, n'est pas défavorable.

Cependant, le principal axe d'amélioration commun à tous les massifs concerne l'augmentation de la diversité des essences autochtones. Cet aspect est également mis en évidence dans les résultats de l'IFA où les peuplements apparaissent peu diversifiés. L'amélioration de ce facteur permettrait non seulement d'augmenter l'indice de biodiversité potentielle, mais offrirait également d'autres avantages, qui seront développés ultérieurement.



Figure 29 : IBP
dendromicrohabitat
Fente
©Deben Timothy



Figure 31 : IBP
dendromicrohabitat
Trou de pic
©Deben Timothy



Figure 32 : IBP
dendromicrohabitat
Cavité à terreau et
concavité racinaire
©Deben Timothy



Figure 30 : IBP
dendromicrohabitat Loupe
©Deben Timothy

5.3 Analyse du dépérissement du hêtre

5.3.1 Facteurs prédisposants

Dans le cadre de l'analyse du dépérissement du hêtre, les facteurs impliqués peuvent être hiérarchisés selon une logique inspirée de la spirale de Manion (Figure 6), distinguant les facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants. Les facteurs prédisposants se caractérisent par leur action progressive et durable sur le fonctionnement de l'arbre et du peuplement. Ils contribuent à un affaiblissement général des individus, sans provoquer directement le dépérissement, mais en augmentant leur sensibilité, les rendant plus vulnérables à des événements ultérieurs plus intenses. À l'inverse, les facteurs déclenchants agissent de manière brutale sur une période relativement courte et peuvent entraîner une dégradation rapide de l'état sanitaire d'arbres déjà fragilisés (Institut pour le développement forestier, 2023).

Dans ce cadre conceptuel, les facteurs prédisposants constituent un levier central de la gestion sylvicole. S'ils ne sont pas les seuls déterminants du dépérissement, ils représentent néanmoins les paramètres sur lesquels le gestionnaire forestier peut agir afin de limiter la vulnérabilité des peuplements.

L'adéquation stationnelle du hêtre constitue ainsi un facteur prédisposant majeur du dépérissement. Comme l'illustrent les résultats présentés à la Figure 28-B, les sols à régime hydrique alternatif semblent accroître la sensibilité du hêtre au dépérissement. Cette observation est cohérente avec l'écologie de l'essence (Figure 3), sensible à la fois à l'engorgement hivernal et aux déficits hydriques estivaux (Service public de Wallonie (SPW), 2022). Dans le cas de la commune de Bièvre, les massifs étudiés sont majoritairement recouverts de stations de plateaux, considérées actuellement comme optimales au développement du hêtre (Tossens et al., 2024). Or, les résultats montrent que ces stations sont également touchées par des phénomènes de dépérissement. En effet, les plateaux, caractérisés par des apports en eau exclusivement dépendants des précipitations, deviennent moins favorables pour le hêtre dans le contexte de l'évolution actuelle des conditions climatiques, et plus particulièrement en raison de la modification des régimes de précipitations (§2.2).

Dans cette optique, le changement climatique peut lui-même être considéré comme un facteur prédisposant lorsqu'il agit de manière diffuse et progressive, en modifiant lentement les conditions stationnelles et en rendant certaines zones initialement favorables moins adaptées au hêtre. À l'inverse, les épisodes de sécheresse intense, bien qu'ils soient favorisés par le changement climatique, relèvent davantage de facteurs déclenchants en raison de leur intensité et de leur impact rapide sur la physiologie des arbres (Landmann, 1994a; Institut pour le développement forestier, 2023).

La composition du peuplement constitue un second facteur prédisposant majeur. Les relations présentées à la (Figure 28-A) montrent une augmentation de l'intensité du dépérissement avec le pourcentage de hêtre (exprimée en surface terrière), indiquant qu'une forte pureté est associée à une sensibilité accrue. Cette vulnérabilité concerne à la fois le hêtre en tant qu'individu et le fonctionnement du peuplement dans son ensemble. La diversification des essences apparaît dès lors comme une stratégie de réduction du risque permettant de répartir la sensibilité aux aléas biotiques et abiotiques. Elle contribue également à renforcer la résilience économique des peuplements, en évitant de concentrer les risques sur une seule essence, tout en favorisant la biodiversité et le fonctionnement global de l'écosystème forestier.

L'âge des arbres apparaît comme un troisième facteur prédisposant important du dépérissement. Les résultats présentés à la Figure 28-C montrent que les unités d'échantillonnage caractérisées par une proportion plus élevée d'arbres jeunes présentent globalement des niveaux de dépérissement plus faibles. Cette relation suggère que les arbres âgés sont plus sensibles au dépérissement, tandis que les individus plus jeunes présentent une meilleure vitalité, susceptible de se traduire par une résilience accrue face aux stress biotiques et abiotiques, ce qui est vérifié dans la littérature qui montre que la diminution de croissance touche principalement les gros hêtres (Begović et al., 2026).

Par ailleurs, dans certaines unités d'échantillonnage telles que les unités 10x11 ou 07x04, un grand nombre d'arbres classés dans les catégories A ou B correspond principalement à des individus de faible hauteur. À l'inverse, les arbres présentant des signes de dépérissement plus marqués sont essentiellement les seuls individus subsistants de l'étage supérieur.

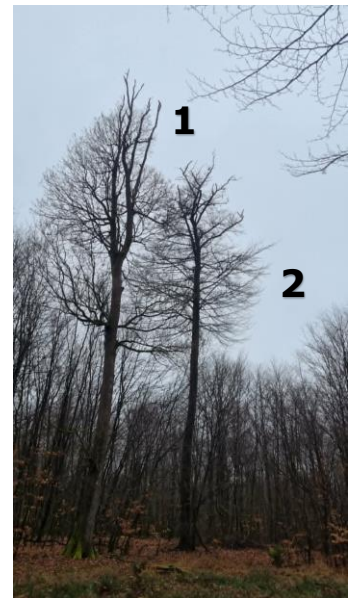


Figure 33 :
(1) Arbre dominant
dépérissant
(2) Sous étage de bonne
vitalité
© Timothy Deben

La Figure 28-D montre que l'augmentation du nombre de classes de hauteur au sein d'une unité d'échantillonnage tend à être associée à une sensibilité accrue du hêtre au dépérissement. Cette relation peut être interprétée comme le reflet d'une hétérogénéité des hauteurs supérieures de la végétation. La Figure 28 indique que la classe de hauteur comprise entre 20 et 30 m est la moins sensible au dépérissement. Or, cette classe est également la plus continue au sein des peuplements étudiés, contrairement à la classe 10–15 m, qui est plus discontinue. Cette discontinuité ne s'explique pas nécessairement par une mortalité préférentielle des arbres appartenant à cette classe, ce qui irait à l'encontre de l'hypothèse d'une meilleure vitalité des jeunes individus. Elle s'expliquerait plutôt par une hétérogénéité spatiale et une discontinuité de la hauteur dominante de la végétation.

Bien que la classe de hauteur 10–15 m soit davantage représentée dans la zone centrale des Gros-Bois, où le dépérissement est plus marqué et où l'étage supérieur est clairsemé, cette situation

peut influencer les résultats observés. En effet, la classe 10–15 m correspond principalement au sous-étage fort présent dans cette zone, tandis que les arbres dépérissants appartiennent probablement majoritairement à l'étage supérieur, proportionnellement moins représenté localement.

Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence, l'hétérogénéité des hauteurs supérieures pouvant constituer aussi bien une cause qu'une conséquence du dépérissement ainsi qu'un phénomène d'emballement. Il convient en outre de rappeler que le hêtre est particulièrement sensible aux ouvertures brutales du couvert, susceptibles d'accentuer les stress physiologiques ("Forêts - Coup de soleil," May-6-2026).

Dans l'ensemble, ces facteurs prédisposants contribuent à définir un cadre général de vulnérabilité des hêtraies étudiées, au sein duquel s'expriment les facteurs déclenchants et aggravants du dépérissement. Ils n'expliquent cependant pas, à eux seuls, l'hétérogénéité spatiale du dépérissement observée à l'échelle des massifs. Les principaux facteurs prédisposants identifiés sont l'inadéquation stationnelle, la dégradation des sols, le manque de diversité spécifique des essences ligneuses, l'âge avancé des hêtres et la discontinuité de la canopée.

5.3.2 Facteurs aggravants et symptômes observés

La présente sous-section vise à décrire les principaux facteurs aggravants et les symptômes visibles observés sur les hêtres des forêts étudiées. Il ne s'agit pas d'une analyse détaillée ni d'une identification exhaustive des agents pathogènes impliqués, mais d'une description qualitative des manifestations sanitaires observées lors des relevés réalisés pour ce travail. Ces facteurs interviennent sur des arbres déjà affaiblis par des facteurs prédisposants, et donc pour lesquels des facteurs déclenchants ont entraîné leur basculement dans la spirale de Manion (Figure 6), ils contribuent à accélérer ou amplifier le processus de dépérissement sans en constituer l'origine première.

5.3.2.1 Carpophore

Parmi les différents champignons observés sur les troncs de hêtres, l'amadouvier (*Fomes fomentarius*) est apparu comme le plus fréquent. Il s'agit d'un champignon lignivore responsable de pourriture blanche, affectant à la fois l'aubier et le duramen, qui entraîne une forte dévalorisation économique du bois et une mortalité accrue.

L'amadouvier est considéré comme un parasite de faiblesse : il ne colonise généralement que des individus déjà affaiblis, en pénétrant dans l'arbre par des blessures. Les arbres en bonne vitalité disposent de mécanismes de compartimentage leur permettant

de limiter la progression du champignon en isolant les tissus infectés (Institut pour le développement forestier, 2023; "Forêts - Champignons lignivores des feuillus," May-27-2026).

L'amadouvier peut rester dormant dans le bois pendant de longues périodes. Son activation est favorisée par des conditions de stress hydrique, lorsque la teneur en eau diminue et que la concentration en oxygène augmente dans les tissus. Ces conditions permettent le passage de l'état latent à l'état actif. De plus, les stress hydriques sont néfastes à la vitalité du hêtre. Par ailleurs, cet eumycète thermophile pourrait voir son développement favorisé par l'augmentation des températures (Baum et al., 2003; Herman et al., 2020).

Les arbres présentant une vitalité réduite disposent d'une capacité de compartimentage plus limitée et d'une cicatrisation plus lente, ce qui facilite la colonisation par l'amadouvier. Dans un contexte de changement climatique, marqué par des sécheresses plus fréquentes et des stress hydriques répétés, la vulnérabilité des hêtres à ce pathogène est susceptible de s'accroître. Des champignons dormants, ayant colonisé l'arbre via des blessures anciennes, notamment lors de la crise du hêtre du début du siècle (§2.3.2), pourraient ainsi se réactiver.

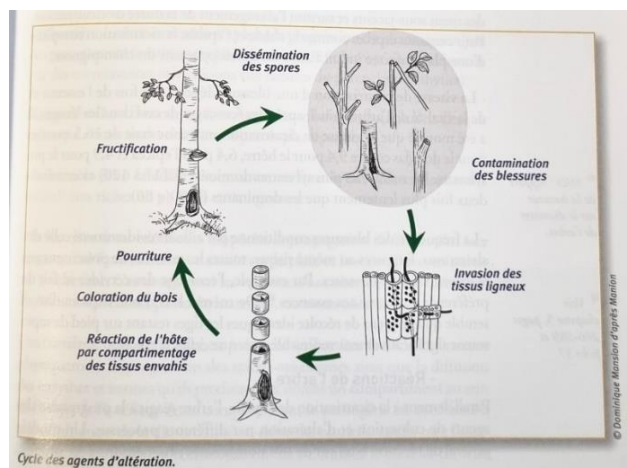


Figure 34 : Cycle de développement de l'amadouvier

Source : Institut pour le développement forestier, 2023. La santé des forêts : diagnostic, prévention et gestion, CNPF-IDF, Paris.



Figure 35: Tronc colonisé par de l'amadouvier

©Timothy Deben

5.3.2.2 Décollement d'écorce

Deux types distincts de décollements d'écorce ont été observés sur les hêtres étudiés.

Le premier type correspond à des décollements associés à l'activité de parasites de faiblesse (Figure 36), tels que des champignons ou des insectes cambio-phages. Ces décollements constituent des symptômes visibles de l'activité de parasites sur des arbres déjà affaiblis. Ils traduisent une dégradation avancée de l'état sanitaire.

Le second type (Figure 37) correspond à des décollements liés à des phénomènes abiotiques, probablement des coups de soleil, consécutifs à une mise en lumière brutale des troncs. Ces situations surviennent à la suite de l'ouverture du couvert, qu'elle soit d'origine naturelle (chablis, mortalité) ou anthropique (coupes). Ce qui induit une exposition soudaine à rayonnement solaire intense pouvant provoquer des brûlures de l'écorce et des tissus sous-jacents entraînant la nécrose du cambium ("Forêts - Coup de soleil," May-6-2026). Ce type de symptôme pourrait également être provoqué par des gélivures ou des neiges collantes. Contrairement au premier type, ces décollements ne constituent pas à proprement parler un facteur aggravant du dépérissement. Ils représentent plutôt un stress supplémentaire et une conséquence indirecte de facteurs prédisposants, comme la discontinuité du couvert mis en évidence à la section précédente (§5.3.1). Ces lésions peuvent agir comme des portes d'entrée secondaires pour des agents pathogènes et contribuer à la dégradation de l'état sanitaire.



Figure 38 : Zoom sur un décollement d'écorce
©Timothy Deben



Figure 36 : Décollement d'écorce
©Timothy Deben



Figure 39 : Trou de scolytes
©Timothy Deben



Figure 37: Coup de soleil (Florenville)
©Timothy Deben

5.3.2.3 Suintements corticaux

Des suintements corticaux ont été observés sur certains troncs de hêtre (Figure 42). Ces symptômes ne présentent pas tous les mêmes caractéristiques morphologiques et ne peuvent être attribués à un agent unique sur la base des seules observations de terrain. Bien que le genre *Phytophthora* soit souvent évoqué dans d'autres contextes, les symptômes qui y sont liés sont des chancres au niveau du collet et non des « taches noires » ponctuelles comme dans le cas présent. Des travaux régionaux, notamment ceux du CRA-W, indiquent que sa présence en Ardenne reste limitée, probablement en raison de l'acidité des sols. La majorité des « taches noires » observées en Ardenne semble plutôt liée à des entrées de scolytes. Ce phénomène fait actuellement l'objet d'études, tant pour évaluer le potentiel du développement futur de *Phytophthora* en Ardenne que sur le rôle du scolyte (Figure 41) (Jung et al., 2000; Herman et al., 2020; Leroy et al., 2022).

L'espèce de scolyte n'a pas pu être identifiée avec précision ; il s'agit toutefois d'un coléoptère cambioophage. Le cycle biologique de cet insecte peut varier légèrement (Figure 44). Les scolytes localisent leurs hôtes principalement grâce à des composés volatiles émis par les arbres affaiblis (Institut pour le développement forestier, 2023). Dans ce contexte, un mélange d'espèces au sein du peuplement pourrait renforcer un « effet cocktail » d'odeurs, perturbant la reconnaissance de l'hôte et contribuant ainsi à réduire l'impact de ce parasite de faiblesse.



Figure 43 : Zoom sur une « tache noire »
©Timothy Deben



Figure 42 : Hêtre atteint par des « taches noires »
©Timothy Deben



Figure 41 : Dispositif du CRA-W
©Timothy Deben



Figure 40 : Zoom sur un dispositif du CRA-W
©Timothy Deben

5.3.2.4 Interactions

Les différents facteurs aggravants observés interagissent fréquemment de manière combinée. Par exemple, une attaque de scolytes peut engendrer des blessures favorisant l'entrée de champignons lignivores, une ouverture brutale du couvert peut entraîner un stress physiologique supplémentaire, induisant un coup de soleil et une blessure de l'écorce ce qui facilite l'entrée de champignons. Ces interactions génèrent des boucles de rétroactions négatives, au sein desquelles chaque facteur renforce les effets des autres.

Il convient toutefois de souligner que l'ensemble des bioagresseurs observés relève de parasites de faiblesse. Leur présence ne justifie pas la mise en place de mesures de lutte directe. Les réponses de gestion doivent au contraire viser à agir sur les facteurs prédisposants en améliorant la vitalité des arbres et la résilience des peuplements, afin de limiter l'expression et l'impact de ces facteurs aggravants. Il est également nécessaire de prévoir une exploitation prudente afin de limiter tout stress supplémentaire ou blessure qui pourrait favoriser l'entrée de champignons par exemple.

5.3.3 Coupes exceptionnelles et situation de crise

Le guide de gestion des forêts en crise sanitaire de l'ONF définit un seuil critique de 20 % de coupes sanitaires par rapport aux coupes classiques comme un marqueur d'entrée en situation de crise (Brunier et al., 2020). Dans le présent travail, ce seuil est évalué à partir de la surface terrière et non du volume, afin de garantir l'homogénéité des données et la comparabilité spatiale entre compartiments. Il s'agit en effet de la donnée la plus complète à disposition. De manière relative, l'évolution exprimée en surface terrière est considérée comme équivalente à celle exprimée en volume, ce qui rend cette approche pertinente.

À l'échelle de l'ensemble du massif, le seuil de 20 % de coupes exceptionnelles annuelles a été dépassé pour la première fois en 2021. Sur la période 2021-2025, la proportion cumulée de récoltes à caractère exceptionnel dépasse également ce seuil de 20 %, ce qui traduit une entrée en situation de crise sanitaire. Toutefois, cette proportion n'atteint que 21 %, ce qui invite à nuancer l'interprétation de la situation (Figure 27).

Ce léger dépassement du seuil ne traduit pas nécessairement une aggravation brutale de l'état sanitaire des peuplements, mais dépend étroitement des choix opérés par les agents forestiers.

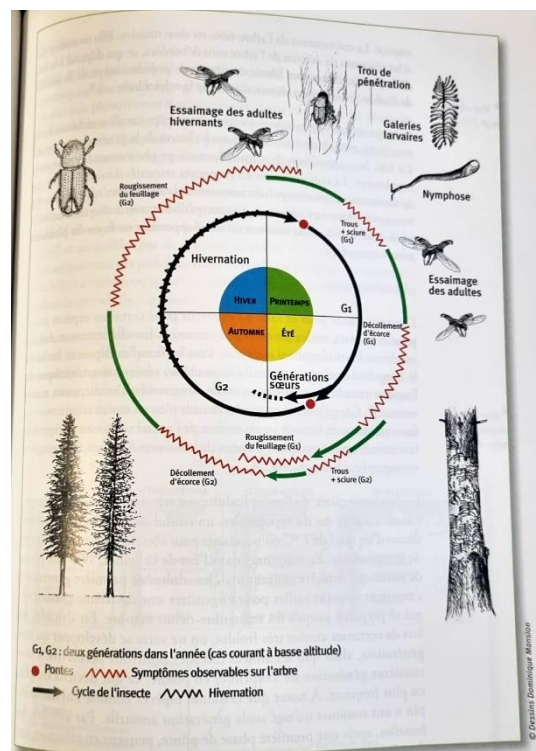


Figure 44 : Cycle de vie du scolyte
Source : Institut pour le développement forestier, 2023. La santé des forêts: diagnostic, prévention et gestion, CNPF-IDF, Paris.

La part de récoltes exceptionnelles résulte ainsi autant de l'état des peuplements que des stratégies de gestion mises en œuvre pour y répondre. Il n'y a dès lors pas lieu d'adopter une vision alarmiste de la situation, même si celle-ci requiert une vigilance accrue et une adaptation des pratiques sylvicoles. Une gestion appropriée à un état de crise modérée, visant à limiter les prélèvements excessifs tout en accompagnant l'évolution des peuplements, est présentée dans une section dédiée (§6.2).

5.3.4 DEPERIS et hétérogénéité spatiale

L'analyse du dépérissement par massif met en évidence des situations contrastées qui doivent être interprétées conjointement à la lumière des résultats DEPERIS selon lequel un peuplement est considéré comme dépérissant lorsque plus de 20 % des arbres présentent une note supérieure ou égale à D ("La méthode DEPERIS," May-22-2026b). La comparaison entre les niveaux de dépérissement (Figure 25Figure 26) et les proportions de coupes exceptionnelles (Figure 27-B) montre que ces deux indicateurs ne sont pas systématiquement corrélés.

Le massif de Grinchi présente une proportion élevée de coupes exceptionnelles alors même que le niveau de dépérissement mesuré par DEPERIS demeure relativement faible. Cette situation suggère une gestion particulièrement réactive. En effet, une coupe d'amélioration a eu lieu en 2018 dans le compartiment 218, suivie de coupes sanitaires annuelles. Tandis que le compartiment 219 a, quant à lui, été moins concerné par les opérations sylvicoles récentes ce qui pourrait expliquer qu'il présente une proportion plus faible d'arbres dépérissants. Ce compartiment ayant été purgé de ses arbres dépérissants en amont de l'analyse DEPERIS. Ainsi, la faible proportion d'arbres dépérissants observée ne traduit pas nécessairement un meilleur état sanitaire intrinsèque, mais peut résulter en partie de prélèvements anticipés.

À l'inverse, le massif des Gros-Bois présente environ 13 % de coupes exceptionnelles sur la période 2016-2025, une valeur supérieure au seuil de vigilance de 10 % mais inférieure au seuil de crise de 20 %. Ce massif ne peut donc pas être considéré comme en situation de crise sanitaire, mais plutôt comme un massif en état de vigilance (Brunier et al., 2020). Les résultats DEPERIS mettent en évidence une forte hétérogénéité spatiale du dépérissement au sein de ce massif avec des zones où le dépérissement est marqué, associées à un étage dominant très clair. Plusieurs compartiments présentent une proportion significative d'arbres notés E ou F, témoignant d'un dépérissement avancé et généralement irréversible.



Figure 45 :
 (1) Un arbre à un stade avancé de dépérissement
 (2) Un arbre faisant preuve de résilience
 ©Timothy Deben

Le massif de la Rée présente une situation globalement peu préoccupante, caractérisée par des niveaux faibles de coupes exceptionnelles. En cohérence avec les résultats DEPERIS, aucun compartiment n'y étant considéré comme dépérissant. L'état sanitaire des peuplements y apparaît relativement stable, sans signal fort de dépérissement généralisé.

Le massif de Totienne se situe quant à lui à la limite du seuil de crise, tant du point de vue du dépérissement que de la proportion de coupes exceptionnelles. Cette concordance entre indicateurs suggère une situation plus sensible, nécessitant une attention particulière dans les choix de gestion, tant à court qu'à moyen terme.

De manière générale, les résultats issus du dispositif DEPERIS soulignent une variabilité spatiale marquée du dépérissement tant entre massifs qu'au sein d'un même massif. Cette hétérogénéité exclut toute approche uniforme de la gestion et plaide en faveur d'une gestion différenciée, adaptée aux conditions locales et au niveau de dépérissement observé, plutôt qu'une réponse standardisée à l'échelle de l'ensemble du territoire étudié.

Selon la méthode DEPERIS, un peuplement est considéré comme dépérissant lorsque plus de 20 % des arbres analysés présentent une note de dépérissement supérieure ou égale à D. Dans le cadre de ce travail, 7 îlots feuillus peuvent ainsi être considérés comme non dépérissant, tandis que 15 îlots dépassent ce seuil. Parmi ces derniers, cinq îlots présentent plus de 45 % d'arbres dépérissants et sont majoritairement localisés dans le massif des Gros-Bois. Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence, dans la mesure où les îlots feuillus ne présentent pas tous la même superficie. L'intérêt principal de l'analyse à l'échelle de l'îlot réside dès lors davantage dans la mise en évidence de l'organisation spatiale du dépérissement (Figure 25).



Figure 46 : Descente de cime

Il convient toutefois de nuancer l'interprétation de ces résultats. Le hêtre peut en effet faire preuve d'une certaine résilience : les arbres notés D, bien que considérés comme dépérissants, peuvent, dans des conditions favorables, reconstituer leur houppier ou adopter une stratégie de descente de cime, avec un développement au niveau du sous-étage (Figure 46). À l'inverse, les arbres notés C présentent déjà une perte de vitalité, bien que non classés comme dépérissants à ce stade, ils constituent un signal d'alerte précoce. Les arbres notés E ou F peuvent en revanche être considérés comme fortement dépérissants, leur état étant généralement non réversible (Tasseroul, 2025).

5.3.5 Mise en perspective géographique

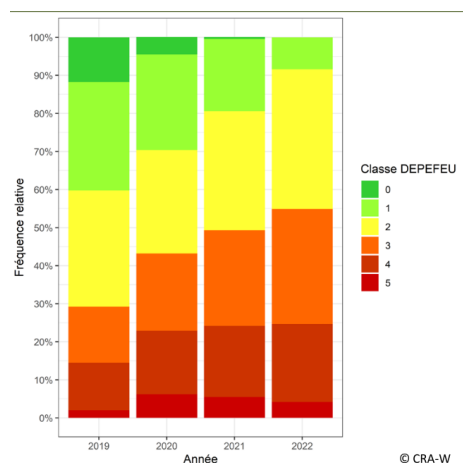


Figure 47 : Evolution des classes DEPEFEU en Ardenne

Source : : La lettre d'info de l'OWSF (No. 10), Observatoire Wallon de la Santé des Forêts. (2022)

Il est également pertinent de replacer ces résultats dans un contexte régional et transfrontalier plus large. Au sein de la région agro-géographique de l'Ardenne, plus de 50 % des arbres ont atteint le stade 3 de l'échelle DEPEFEU, correspondant à un état de défoliation avancé dans les placettes de l'étude ardennaise (Figure 47) (Pirronitto et al., 2022). À l'échelle régionale, près de 50 % des hêtres analysés présentent un état de défoliation fortement dégradé (41–60 %) (Figure 48) (Leroy et al., 2023).

Au-delà du territoire wallon, les relevés issus du réseau français DEPERIS mettent en évidence une augmentation progressive du déficit foliaire du hêtre depuis plusieurs décennies à l'échelle nationale. La région Grand Est apparaît particulièrement affectée

par ce phénomène, bien que la mortalité des arbres y demeure actuellement limitée. Dans ce contexte, le hêtre semble faire preuve d'une certaine capacité de résilience, notamment grâce à son aptitude à reconstituer partiellement son feuillage après des épisodes de déficit foliaire important, sans pour autant exclure un affaiblissement chronique à plus long terme (Mirabel et al., 2024).

La transparence moyenne du houppier en Ardenne atteint 59 %, contre environ 45 % pour la Belgique dans son ensemble et 22 % à l'échelle européenne, traduisant un net déséquilibre géographique. À l'échelle du continent, les régions occidentales apparaissent globalement plus touchées que les régions orientales. À l'échelle ardennaise, la Basse Ardenne (58 %) semble légèrement moins affectée que la Haute Ardenne où la transparence moyenne du houppier atteint 65 % (Tasseroul et al., in review).

Les modèles de compatibilité climatique issus de ClimEssences (Figure 5) apportent un éclairage prospectif complémentaire sur l'évolution potentielle de la répartition du hêtre. Ils indiquent que la Wallonie conserverait des conditions globalement favorables à cette essence, y compris dans des scénarios climatiques défavorables, en comparaison avec de nombreuses régions voisines qui apparaissent nettement moins propice à la présence du hêtre dans les projections futures (Figure 5) ("Cartes de compatibilité climatique |

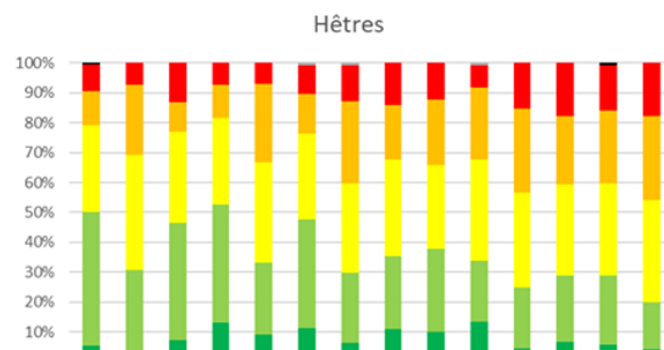


Figure 48 : Evolution de la répartition des arbres selon leur état de santé général (sain : défoliation 0-10% ; légèrement dégradé : défoliation 11-25% ; modérément dégradé : défoliation 26-40% ; fortement dégradé : défoliation 41-60% ; très fortement dégradé : défoliation 61-99% ; arbre mort sur pied : défoliation 100%). Source : La lettre d'info de l'OWSF (No. 11), Observatoire Wallon de la Santé des Forêts. (2023)

ClimEssences,” May-21-2026). Ces résultats doivent toutefois être interprétés avec prudence, les modèles reposant sur des hypothèses climatiques qui ne prennent pas en compte les capacités d’adaptation locales ni les interventions sylvicoles.

Replacée dans ce cadre géographique élargi, la situation d’affaiblissement des hêtraies de Bièvre s’inscrit dans une tendance générale observée à l’échelle l’Europe occidentale (Figure 8). Elle ne remet cependant pas en cause, à ce stade, l’avenir du hêtre en Wallonie, les stades considérés comme fortement dépérissant (notes DEPERIS E et F) restant limités. Les arbres classés en stade D présentent encore un bon potentiel de résilience (Tasseroul, 2025). La Wallonie figure ainsi parmi les régions où le potentiel de maintien de l’essence semble moins compromis en Europe occidentale, à condition d’adapter les pratiques sylvicoles aux nouvelles contraintes climatiques et sanitaires. De plus, bien que l’Ardenne constitue une région européenne où le dépérissement du hêtre est marqué, les hêtraies de Bièvre apparaissent, à l’échelle ardennaise, relativement moins affectées.

6 Recommandations

6.1 Généralités sur l’adaptation des forêts au changement climatique

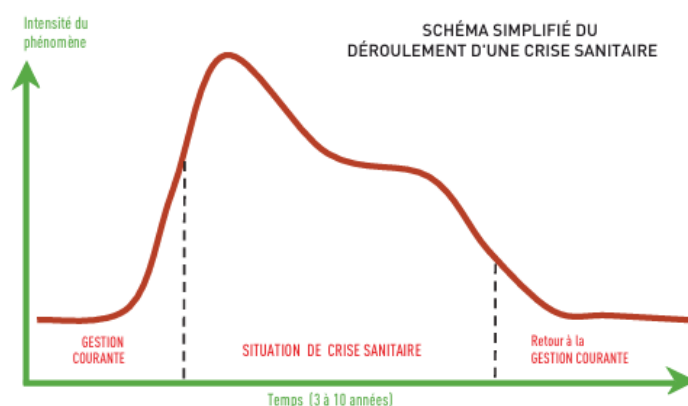
La littérature fait état de recommandations générales concernant l’adaptation des forêts face au changement climatique. Parmi celles-ci figure notamment l’adoption d’une stratégie de moindre risque, fondée sur la complexification des écosystèmes et la diversification des essences, afin d’éviter de « mettre tous les œufs dans le même panier » et de favoriser une résilience globale. Une proposition de diversification est détaillée à la section §6.4 et les essences recommandées sont présentées en annexe 4.

La diminution de l’exposition aux risques climatiques des arbres à fonction économique ainsi que l’accroissement de leur vitalité, peuvent être atteints via une sylviculture dynamique décrite au point §6.3.

Enfin, face à l’augmentation de la fréquence des sécheresses, il est recommandé de favoriser le stockage de l’eau dans le sol, notamment en évitant la dégradation de son état physique, comme détaillé au point §6.5 (Bemelmans et al., 2017).

6.2 Gestion de crise

Dans le cadre de ce travail, la gestion de crise est envisagée comme une modalité dérogatoire et temporaire de la gestion forestière courante. Elle est activée lorsque les indicateurs sanitaires et sylvicoles dépassent certains seuils critiques. Elle se distingue fondamentalement de la gestion courante par son caractère contraint, réactif et dépendant de l'évolution rapide de l'état sanitaire des peuplements.



Fi_ Source : Brunier L., Delport F. & Gauquelin X., 2020. Guide de gestion des crises sanitaires en forêt, CNPF-IDF, Paris.

Le schéma simplifié du déroulement d'une crise sanitaire (Figure 49) illustre cette dynamique, marquée par le passage progressif d'une phase de gestion courante à une phase de crise, avant un retour vers un régime de gestion stabilisé (Brunier et al., 2020).

L'analyse de l'évolution des coupes sanitaires dans le temps permet d'appréhender la situation de crise sans adopter une approche alarmiste (§5.3.3). La section §5.3.4 met en évidence les zones les plus fortement touchées, révélant une hétérogénéité spatiale marquée de l'intensité du phénomène.

Cette hétérogénéité souligne l'importance d'une réponse différenciée, adaptée à l'intensité locale de la dégradation sanitaire, plutôt qu'une gestion uniforme et systématique.

Sur le plan symptomatique, la crise actuelle présente quelques similitudes avec celle observée au début des années 2000 (§2.3.2), notamment en ce qui concerne les décollements d'écorce et les attaques fongiques. Toutefois, le contexte a évolué, en particulier sous l'effet de l'intensification des stress climatiques tels que les sécheresses prolongées et les épisodes de canicules.

Les agents pathogènes observés sont essentiellement des parasites de faiblesse. Ils ne constituent pas une menace pour les arbres vigoureux, mais exploitent un état de stress préexistant, s'inscrivant dans la spirale de Manion (Figure 6). Cette caractéristique plaide en faveur d'une gestion visant prioritairement à préserver les individus sains, plutôt qu'à généraliser des interventions lourdes et systématiques.

Les facteurs aggravants sont globalement similaires entre les deux crises. En revanche, le contexte et les facteurs déclenchants diffèrent : des gelées précoces en 1998, contre des épisodes de sécheresse intense plus récurrents actuellement, combinés à un déplacement des normales climatiques, qui constitue un facteur prédisposant. D'un point de vue économique, ce sont toutefois les facteurs aggravants qui ont l'impact le plus direct.

Les enseignements tirés de la crise passée devraient être mobilisés afin de réutiliser les stratégies ayant démontré leur efficacité et de corriger celles ayant montré leurs limites (Claessens, Claessens, et al., 2017; Brunier et al., 2020). Une attention particulière doit notamment être portée à la préservation des sols, par la mise en place et l'utilisation rigoureuse de cloisonnements d'exploitation (§6.5).

Dans ce contexte, plusieurs actions peuvent être recommandées. Un suivi renforcé des peuplements les plus affectés apparaît nécessaire afin d'adapter les interventions à l'évolution de la crise. La méthodologie DEPERIS employée dans ce travail pourrait constituer un outil pertinent de suivi si elle est reproduite à l'avenir.

En situation de crise, l'objectif principal de la récolte est de limiter les pertes économiques tout en préservant l'avenir du peuplement (Brunier et al., 2020). Les arbres dont l'état est jugé irréversible, notamment ceux présentant des attaques de parasites sévères ou une note DEPERIS supérieure à D (plus de 75 % du houppier fonctionnel absent), doivent être récoltés dès lors qu'ils ont atteint le diamètre d'exploitabilité et que la dégradation du bois est inévitable.

Toutefois, les arbres affectés présentant une faible valeur économique ou ceux dont l'état de dégradation est trop avancé, peuvent être conservés afin d'augmenter la quantité de bois mort qui a notamment été identifiée comme lacunaire par l'IBP et de développer des îlots de sénescence, dans le but de favoriser la biodiversité et de préserver l'ambiance forestière.

De même, les arbres du sous-étage, qui contribuent à la structuration future du peuplement, doivent être maintenus. Cette approche permet de concilier les enjeux économiques et écologiques tout en assurant la pérennité du peuplement (Brunier et al., 2020).

Afin de limiter les perturbations, même en situation de crise, il est recommandé d'espacer les coupes sanitaires d'au moins trois ans (Brunier et al., 2020) pour préserver les sols. Dans le but de faciliter la gestion un seul passage supplémentaire à mi-rotation pourrait être opportun. Les coupes en îlots peuvent également s'avérer pertinentes, dans la mesure où elles favorisent la création de trouées et la diversification des peuplements (§6.4).

Enfin, la communication constitue un élément central de la gestion de crise et ne peut être négligée. Elle doit être adaptée aux différents usagers de la forêt (gestionnaires, habitants qui font leur bois de chauffage, exploitants, élus, usagers récréatifs) afin de garantir une compréhension partagée des mesures mises en œuvre, de leur caractère transitoire et des objectifs poursuivis à long terme. Une communication claire et transparente favorise l'acceptabilité des interventions, notamment lorsque celles-ci modifient temporairement le paysage forestier ou les usages habituels (Brunier et al., 2020).

6.3 Sylviculture dynamique du hêtre

La limitation des facteurs prédisposants au dépérissement, ainsi que l'adaptation des forêts au changement climatique, ne peuvent être effectives sans une évolution des pratiques sylvicoles. Dans ce contexte, la mise en œuvre d'une sylviculture dynamique du hêtre constitue une réponse pertinente, agissant à la fois sur la composition des peuplements, leur structure et, surtout, sur la réduction du temps de révolution.

En diminuant la durée d'exposition des arbres aux stress climatiques et sanitaires et en maintenant des stades jeunes dont les résultats montrent une meilleure vitalité (§5.3.1), cette approche vise à renforcer la vitalité des individus présentant un objectif économique, tout en améliorant la résilience globale du peuplement (Bemelmans et al., 2017).

La sylviculture dynamique proposée repose sur une sylviculture d'arbre, dans laquelle l'individu est placé au centre du raisonnement sylvicole. Chaque arbre est évalué en fonction de son potentiel, de sa vitalité et de sa contribution future, tant économique qu'écologique. Cette approche ne doit cependant pas être interprétée comme une gestion d'arbres isolés : elle s'inscrit pleinement dans une vision à l'échelle du peuplement et de l'écosystème, où les interactions entre individus et entre essences jouent un rôle primordial (Wilhelm, 2023).

L'objectif central est de favoriser la diversification des peuplements. En effet, les résultats de l'IFA montrent que le hêtre domine largement les massifs et que la dynamique de renouvellement est actuellement presque exclusivement orientée vers cette essence. Or, la diversification constitue un élément essentiel de l'adaptation des forêts au changement climatique et du renforcement de la résilience des écosystèmes forestiers. La section §6.4 détaille les opportunités de diversification dans les trouées. Cependant, cette logique doit être encouragée à l'échelle de l'ensemble des massifs, en favorisant toutes les essences indigènes adaptées aux conditions stationnelles.

Le second objectif de la sylviculture orientée sur l'arbre est de favoriser la vitalité des individus, la rapidité de leur développement et leur valeur économique.

Dans cette optique, la méthode QD constitue une méthodologie opérationnelle permettant de traduire concrètement sur le terrain les principes de la sylviculture dynamique. Elle ne doit pas être comprise comme un modèle normatif ou figé, mais comme un outil de mise en œuvre adaptable aux contextes locaux.

La méthode QD s'inscrit dans un changement de philosophie sylvicole : elle vise à limiter les interventions lourdes et à agir de manière ciblée et raisonnée. Elle repose sur l'idée d'investir davantage en intelligence de gestion qu'en intensité d'intervention, en accompagnant les processus naturels plutôt qu'en cherchant à les contraindre (Wilhelm, 2023).

Une sectorisation par opportunisme peut également être mise en œuvre. Dans les zones plus fraîches, le hêtre peut être maintenu en proportion plus élevée. A ce titre, une surface terrière comprise entre 12 et 20 m²/ha permet à la fois le renouvellement de la régénération et la production de bois (Armand, 2002). À l'inverse, les zones où les conditions sont moins favorables peuvent évoluer vers des îlots de sénescence ou constituer des zones prioritaires de diversification.

Les différentes phases de la méthode QD (établissement, qualification, dimensionnement, maturation, sénescence) ne constituent pas une succession rigide. Elles s'inscrivent dans un continuum au sein duquel plusieurs phases peuvent coexister simultanément dans un même peuplement. La durée et l'expression de chaque phase varient selon l'essence, la station et la dynamique locale. Cette variabilité est illustrée par la Figure 50, qui présente la durée relative des phases par essence recommandée par le guide des stations des plateaux de basse et moyenne Ardenne et compatibles avec les restrictions Natura 2000. Un tableau avec la dimension d'exploitation minimale est disponible en annexe 7.6 (Wilhelm, 2023).

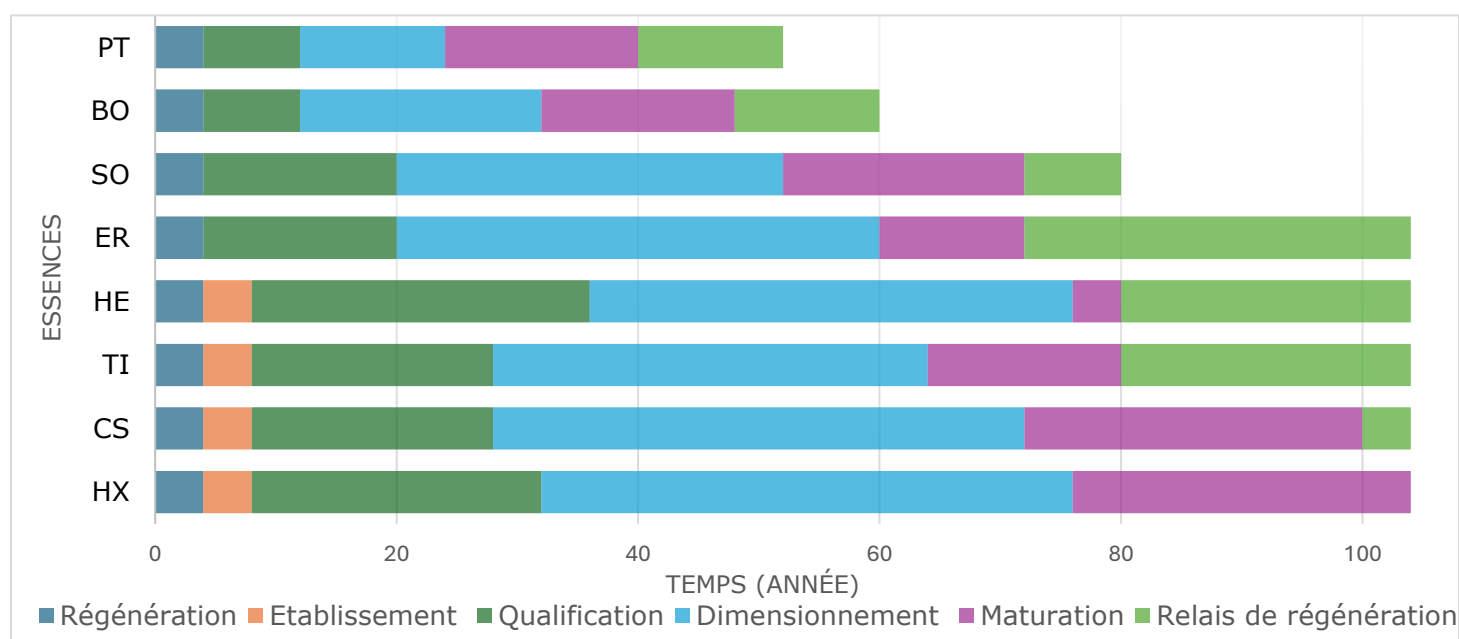


Figure 50 : Temps des phases QD par essence

6.4 Trouées et opportunités

Les trouées constituent aujourd'hui un élément de plus en plus présent dans les hêtraies communales (§4.1.2). Elles résultent à la fois de la gestion courante, des chablis et, de manière croissante, des effets du dépérissement du hêtre. Elles ne doivent toutefois pas être considérées uniquement comme une conséquence subie de ces phénomènes, mais également comme une situation que le forestier peut transformer en opportunité sylvicole.

Dans ce contexte, les trouées peuvent être mobilisées afin de favoriser la régénération naturelle et la diversification des peuplements par la mise en place de points d'appui. La faible diversité des essences ligneuses a en effet été identifiée comme l'un des principaux points faibles de l'IBP (§5.2.2), ce constat étant confirmé par la composition des peuplements issue des données de l'IFA (§4.2).

L'enjeu n'est donc pas nécessairement de créer artificiellement des trouées pour assurer la régénération, mais bien de tirer parti des trouées existantes lorsqu'elles apparaissent et d'adopter une posture de réflexion dans ce sens lors des opérations de martelage afin d'orienter la gestion vers des objectifs de diversification, d'adaptation au changement climatique et de renforcement de la résilience des peuplements.

6.4.1 Taille des trouées et disponibilité lumineuse

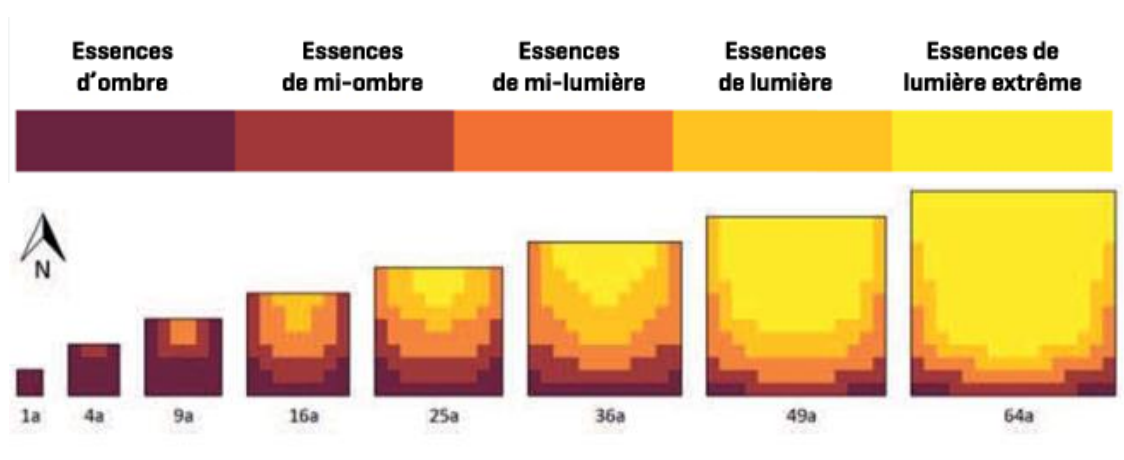


Figure 51 : Taille des trouées et disponibilité lumineuse

Source : Ammann P., Brüllhardt M., Guggisberg D. & Junod P., 2024. Rajeunissement des essences de lumière : quelle dimension de trouée ? *La Forêt* (4), 28–31.

La taille des trouées constitue un indicateur indirect de la disponibilité lumineuse et conditionne en grande partie le choix des essences susceptibles de s'y installer. Ce lien doit toutefois être abordé avec prudence. À l'échelle du terrain, la disponibilité en lumière dépend également de la forme de la trouée, de son orientation, de l'exposition ainsi que de la hauteur du peuplement environnant.

Une étude suisse, réalisée dans des contextes forestiers comparables aux hêtraies de Bièvre, propose des ordres de grandeur reliant la taille des trouées aux exigences lumineuses des essences :

- Essences de mi-ombre à partir d'environ 4 ares ;
- Essences de lumière à partir d'environ 9 ares ;
- Essences de lumière forte à partir d'environ 16 ares ;
- Essences de lumière extrême au-delà de 25 ares.

Ces seuils doivent être considérés comme des repères et non comme des règles absolues. Ils constituent un outil d'aide à la réflexion, à confronter systématiquement à l'observation de terrain (Ammann et al., 2024).

6.4.2 Identification et quantification des trouées

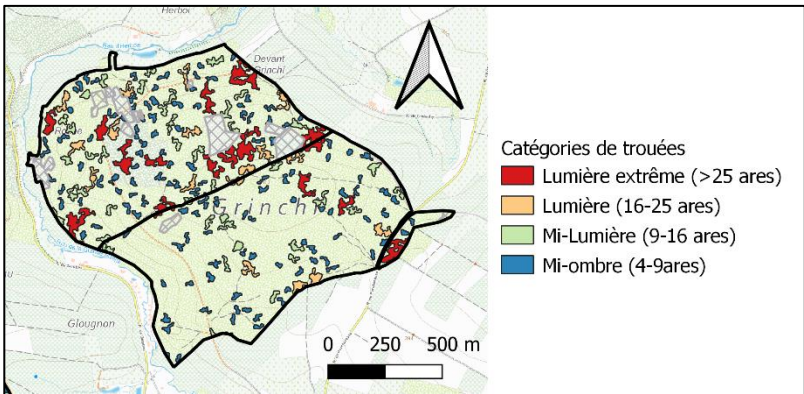


Figure 52 : Carte des trouées en 2021 (Grinchi)

Les trouées ont été identifiées et quantifiées à l’aide de la carte des classes de hauteur (CLH 2021) issue de Forestimator, basée sur des données LiDAR (Lejeune et al., 2025b). La classe de hauteur inférieure à 1,5 m a été considérée comme correspondant à des trouées et à des zones où une plantation est réalisable.

Les surfaces ont été calculées, trouée par trouée, puis classées en catégories de taille correspondant aux différents tempéraments lumineux des essences, selon les classes définies par l’étude suisse (Ammann et al., 2024). Cette approche permet d’obtenir une vision globale des potentialités, sans prétendre à une prescription fine à l’échelle de chaque trouée.

Tableau 5 : Répartition des trouées par catégorie de taille et par massif forestier.

	Mi-ombre (4-9 ares)	Mi-lumière (9-16 ares)	Lumière (16-25 ares)	Lumière extrême (>25 ares)	Total
Bois de la Rée	60	20	8	7	95
Grinchi	106	28	10	9	153
Gros Bois	66	27	2	8	103
Totienne	33	12	1	2	48
Total	265	87	21	26	399

6.4.3 Adéquation stationnelle

Toutes les trouées ne présentent pas le même intérêt sylvicole. Au-delà de la disponibilité lumineuse, l’adéquation stationnelle constitue un critère déterminant. Une trouée bien éclairée ne représente une opportunité sylvicole que si les conditions hydriques, trophiques et édaphiques sont compatibles avec les exigences de l’essence envisagée.

Les analyses stationnelles s’appuient sur le guide des stations (Tossens et al., 2024). Elles permettent d’identifier les essences conseillées pour les stations de plateaux de basse et moyenne Ardenne en tenant compte des restrictions Natura 2000, la majorité des peuplements étudié y étant soumis (Tableau 6). Cependant, dans les zones non soumises, des essences telles que le chêne rouge, le Douglas, le mélèze, le pin sylvestre et le sapin de Nordmann peuvent être envisagées.

Tableau 6 : Essences recommandées par le guide des stations en fonction de la lumière disponible

	Mi-ombre	Mi-lumière	Lumière	Lumière extrême
Sol profond des plateaux	Charme (NT-1), Érable sycomore, Tilleul à petites feuilles (NT-1)	Sorbier des oiseleurs	Chêne sessile, Peuplier tremble	Bouleau verruqueux
Sol peu profond des plateaux	Charme (NT-1), Érable sycomore, Tilleul à petites feuilles (NT-1)	Sorbier des oiseleurs	Chêne sessile	Bouleau verruqueux

6.4.4 Points d’appui et plantations de diversification

Lorsque la régénération naturelle ne suffit pas à assurer la diversification souhaitée, la plantation peut être envisagée sous forme de points d’appui, et non comme un reboisement conventionnel.

Les points d’appui sont dimensionnés en fonction de la taille de la trouée :

5 à 9 plants pour les trouées de moins de 300 m² ;

9 à 20 plants pour les trouées de plus grande taille.

Les plants sont installés à forte densité (environ 1 m d’écartement) (Cools et al., 2022) afin de favoriser la croissance en hauteur et de reproduire le fonctionnement des taches de semis naturelles, conformément aux principes de la méthode QD (Wilhelm, 2023).

La gestion spatiale intra-trouée joue un rôle important dans le succès des installations. Lorsque la configuration le permet, un gradient nord-sud peut être exploité, en implantant les essences les plus sciaphiles au nord et les essences plus héliophiles au sud (Ammann et al., 2024). Des distances minimales doivent être respectées entre les points d’appui (12 m, ou 6 m pour les petites cellules), afin de préserver l’espace nécessaire à la régénération naturelle (Cools et al., 2022).

Ces principes sont illustrés par la Figure 51, qui met en évidence l’influence de la taille des trouées sur la disponibilité lumineuse (Ammann et al., 2024).

La pression du gibier constitue un frein majeur à l’installation de la régénération, qu’elle soit naturelle ou plantée. Différents types de protection peuvent être mobilisés, tels que les protections individuelles ou les lattis en bois, particulièrement adaptés aux petites cellules.

Les lattis en bois peuvent également jouer un rôle diagnostique via le principe des enclos/exclos, en permettant de comparer l’évolution de la végétation protégée et non protégée. Ils peuvent ainsi favoriser l’installation de la régénération naturelle et constituer des points d’appui non plantés.



Figure 53 : Point d’appui à Herbeumont
©Timothy Deben

6.4.5 Potentialité des trouées en 2021

Le Erreur ! Source du renvoi introuvable.

présente les potentiels d'installation des essences, établis par la combinaison de la taille des trouées et de l'adéquation stationnelle issue de Forestimator ("Forestimator," April-24-2026). Les trouées ont été vectorisées et seules les essences pour lesquelles l'ensemble de la trouée se situe en condition « optimale » ont été retenues. Ces données ont ensuite été croisées avec les catégories de trouées en fonction de la disponibilité lumineuse et du tempérament de chaque essence.

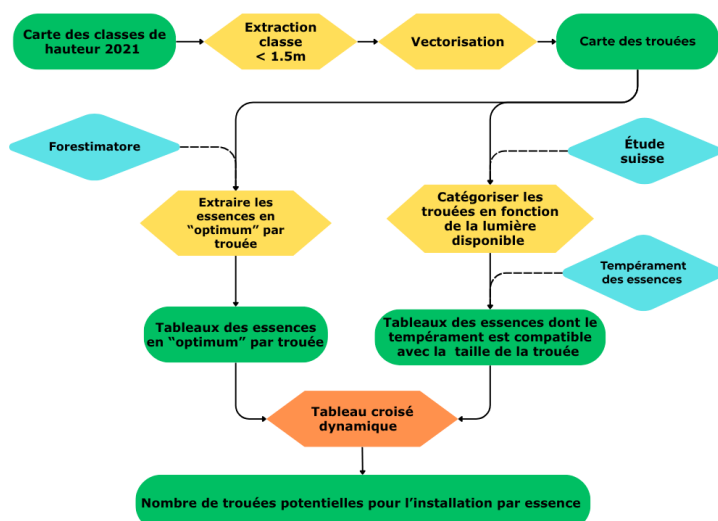


Figure 54 : Schéma de réalisation des recommandations d'essences par trouée

Cette approche permet d'estimer le nombre de trouées dans lesquelles les essences recommandées par le guide des stations d'Ardenne peuvent être installées, en tenant compte des contraintes Natura 2000, de la lumière disponible et du fait que la zone considérée soit à 100 % « optimale » selon le fichier écologique des essences.

Ces résultats ne doivent en aucun cas être interprétés comme des prescriptions automatiques à l'échelle de chaque parcelle. L'observation de terrain demeure indispensable afin d'affiner les choix et d'adapter les interventions aux conditions locales.

Tableau 7 : Nombre de trouées par massif propice au développement de chaque essence

	Chêne sessile	Erable sycomore	Tilleul à petites feuilles	Sorbier des oiseleurs	Peuplier tremble	Bouleau verruqueux
Bois de la Rée	8	16	16	20	1	7
Grinchi	10	13	13	28	2	9
Gros Bois	2	18	22	8	1	8
Totienne	1	27	28	12	0	2
Total	21	74	79	68	4	26

6.5 Cloisonnement d'exploitation

Le tassement du sol est principalement induit par la circulation des engins forestiers. Les pressions exercées sur le sol entraînent une diminution de la porosité, affectant la circulation de l'eau et de l'air et perturbant le fonctionnement biologique des sols. Ces altérations sont préjudiciables à l'activité de la faune et la flore pédologique (Figure 56) (Pischedda, 2009).

La réduction de la porosité peut provoquer l'asphyxie des racines et altérer la capacité de stockage de l'eau par le sol. Dans un contexte de changement climatique, marqué par une augmentation de la fréquence et de l'intensité des épisodes de sécheresse, la préservation de la structure et de la porosité des sols constitue un facteur clé de résilience des peuplements forestiers (Bemelmans et al., 2017).

Les sols limoneux sont particulièrement sensibles au tassement (Pischedda, 2009). Or, ils constituent la majeure partie des sols des hêtraies de Bièvre (§3.1.1). De plus, le hêtre est reconnu comme une essence fortement sensible au tassement des sols (Petit et al., 2024), ce qui renforce la vulnérabilité des hêtraies de Bièvre aux impacts liés à l'exploitation forestière mécanisée.

Le cloisonnement d'exploitation vise à limiter ces impacts en concentrant les passages des engins sur des zones restreintes et permanentes. Il est en effet établi qu'environ 80 % de la dégradation des sols survient lors des trois premiers passages des engins. Sur sols limoneux, le retour à un état post-dégradation peut nécessiter entre 15 et 25 ans. Le cloisonnement constitue dès lors un outil essentiel de protection des sols (Sylvain et al., 2021).

Dans les massifs étudiés, le cloisonnement en cours d'installation par DNF constitue le cadre d'analyse de cette section. L'organisation du réseau de circulation est en cours de développement dans le massif de Totienne : les chemins préexistants (représentés en bleu) assurent le rôle de layons principaux, tandis que les layons nouvellement créés (représentés en mauve) constituent des layons secondaires. Ces derniers sont actuellement espacés d'environ 80 m (Figure 56).

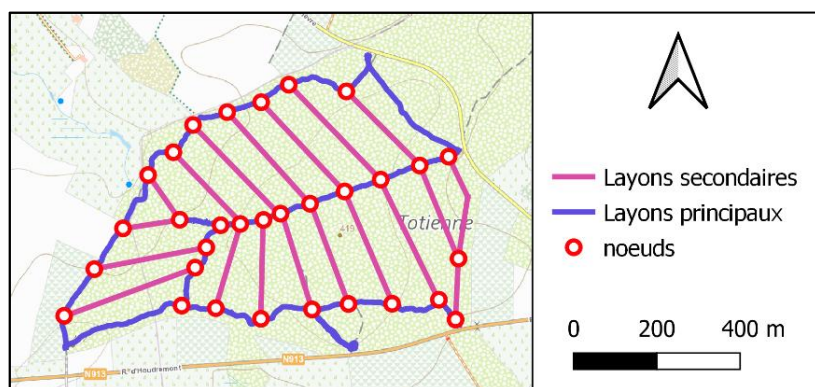


Figure 56 : Le cloisonnement d'exploitation (Totienne)

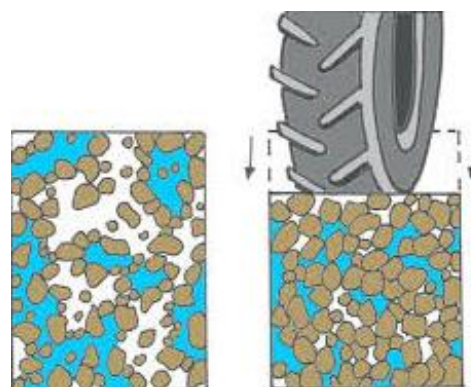


Figure 55 : Le tassement
Source :
<https://environnement.wallonie.be/home/milieus/sol/un-sol-sain/degradations-du-sol.html>

Bien que cette configuration traduise une volonté de limiter la dispersion des passages, cet espacement apparaît élevé au regard des recommandations techniques. L'expérience de terrain montre qu'au-delà de 40 m, les engins ont tendance à sortir des layons par facilité ce qui réduit fortement l'efficacité du cloisonnement (Sylvain et al., 2021). Dans ce contexte, la protection des sols reste partielle et dépend fortement du respect effectif du réseau par les opérateurs. Un espacement plus resserré constitue dès lors une condition importante pour assurer une protection effective des sols forestiers.

La mise en place des cloisonnements entraîne une perte apparente de surface productive, estimée entre 5 et 7 % dans les massifs étudiés (Tableau 8). Cette valeur doit toutefois être relativisée au regard des surfaces potentiellement impactées par le tassement en l'absence de cloisonnement, qui peuvent atteindre jusqu'à 60 % de la surface exploitée. Ces estimations ont été réalisées en considérant des layons d'une largeur de 4 m, correspondant à un compromis entre la facilité de circulation des machines et la limitation de la surface affectée (Sylvain et al., 2021). Malgré cette perte apparente, les bénéfices fonctionnels liés à la préservation des sols et à l'amélioration des conditions d'exploitation restent déterminants.

Pour que le cloisonnement remplisse pleinement son rôle, son utilisation doit être systématique, y compris lors des exploitations de bois de chauffage. Cela implique la mise en place d'un cahier de charge adapté, ainsi qu'un entretien régulier des layons afin de maintenir leur visibilité et leur praticabilité.

Le débardage en période de faible portance des sols, notamment en conditions humides, doit rester proscrit. Des seuils d'orniérage sont recommandés : 20 cm pour les layons secondaires et 30 cm pour les layons principaux. Au-delà de ces seuils, l'exploitant doit contacter l'agent de triage afin d'évaluer les mesures à mettre en œuvre : utilisation de tracks, circulation sur rémanents, réduction des charges, modification de l'itinéraire ou arrêt temporaire du chantier, afin d'éviter toute dégradation durable de la praticabilité des layons (Sylvain et al., 2021).

L'efficacité du cloisonnement repose également sur une coordination étroite entre les différents intervenants de la chaîne d'exploitation, à savoir le gestionnaire, le bûcheron et le débardeur. Cette coordination concerne tant la planification temporelle des opérations que leur mise en œuvre concrète sur le terrain (Sylvain et al., 2021).

Dans les zones de nœuds, il est recommandé que les layons soient organisés selon une disposition en arête de poisson, avec un angle compris entre 30 et 45° orienté vers la zone de dépôt. Cette configuration facilite les manœuvres, limite les sorties de layons et réduit les dégâts aux arbres voisins. Lorsque cette organisation n'est pas possible, des élargissements ponctuels doivent être prévus (Sylvain et al., 2021), ce qui correspond à l'orientation actuellement retenue dans les forêts de Bièvre.

Tableau 8 : Longueur des layons (Grinchi et Totienne)

	Longueur du chemin préexistant	Longueur du layon créé	% surface prise par les cloisonnements dans le peuplement
Grinchi	5,6 km	4,1km	5,6 %
Totienne	4,1 km	4,8 km	7 %

6.6 Lecture intégrée et orientations de gestion

Les différents massifs étudiés présentent des caractéristiques structurales, sanitaires et dendrométriques contrastées qui conditionnent les possibilités ainsi que les priorités de gestion sylvicole.

Les orientations proposées s'inscrivent dans une logique globale visant à diversifier les peuplements notamment par la régénération naturelle et la plantation par points d'appui, en tirant parti des opportunités offertes par l'ouverture de trouées. Elles visent également la mise en œuvre d'une sylviculture plus dynamique, permettant de réduire le temps de révolution et la durée d'exposition aux risques, tout en renforçant la vitalité des individus à intérêt économique. Parallèlement, ces orientations contribuent au développement du potentiel d'accueil de la biodiversité et à l'amélioration de la résilience de l'écosystème. Une attention particulière est également portée à la préservation de la qualité structurale des sols et à leur capacité de stockage de l'eau, notamment par la mise en place de cloisonnements d'exploitation et de cahiers des charges adaptés. Bien que la situation sanitaire ne soit pas alarmante, elle demeure préoccupante et caractérisée par une variabilité spatiale importante, ce qui implique l'adoption d'une gestion adaptative à l'échelle locale.

Sur la base de ces principes généraux, des orientations spécifiques peuvent ensuite être déclinées pour chaque massif afin d'adapter la gestion aux contraintes et aux potentialités locales mises en évidence lors du diagnostic et sont disponibles en annexe 3.

7 Limites et perspectives

7.1 Un regard critique sur le travail

La méthodologie mise en œuvre pour évaluer l'état actuel des hêtraies de Bièvre repose sur une approche intégrée combinant l'analyse dendrométrique (IFA), l'évaluation du potentiel d'accueil de la biodiversité (IBP) et l'analyse du dépérissement du hêtre (DEPERIS). Cette combinaison permet une lecture globale et cohérente de l'état des peuplements. Toutefois, plusieurs limites méthodologiques doivent être discutées afin de nuancer l'interprétation des résultats et d'identifier des pistes d'amélioration pour les suivis futurs.

Une première limite majeure concerne le dispositif d'échantillonnage. L'échantillonnage systématique avec adaptation au terrain, tel que décrit à la section §3.2.1, a conduit au déplacement de 25 placettes avant la campagne de terrain. Si ces ajustements ont permis d'améliorer la répartition spatiale des placettes entre les différents massifs, ils remettent partiellement en question le caractère strictement systématique du dispositif initial. Par ailleurs, certains centres de placette ont dû être déplacés directement sur le terrain en raison de contraintes locales telles que l'accessibilité, la présence d'obstacles ou de trouées. Ces adaptations introduisent une part de subjectivité dans le positionnement final des placettes.

Le choix d'un rayon IBP de 50 m, correspondant à une surface d'environ 0,8 ha, constitue une autre source potentielle d'incertitude. L'ensemble des observations a été réalisé sur cette surface, alors que les scores IBP sont exprimés pour des densités ramenées à l'hectare. Cette extrapolation peut entraîner une légère surestimation ou sous-estimation de certains facteurs dépendant de la densité, tels que le nombre de bois mort sur pied. Bien que combinée à la faible précision du GPS de randonnée sous couvert, l'approximation de 0.8 ha à 1ha a probablement peu influencé les résultats.

La méthode IBP présente également des limites intrinsèques, en particulier en ce qui concerne les facteurs de contexte. Dans le cadre de cette étude, la comparaison de massifs présentant des conditions stationnelles relativement similaires réduit la pertinence de certains facteurs, dont la marge d'amélioration est par ailleurs faible. Quant au facteur G, relatif aux milieux ouverts florifères, les seuils définis par la méthode (absence (score 0), moins de 1% ou plus de 5% (score 2), présence intermédiaire entre 1 et 5 % (score 5)) sont particulièrement fins et difficiles à estimer avec précision sur le terrain, ce qui accroît le risque de variabilité inter-observateur.

Cette difficulté est renforcée par le fait que l'inventaire a été réalisé en période hivernale (décembre-janvier) et que les lisières n'ont pas été échantillonnées. Ces éléments conduisent probablement à une sous-estimation du facteur G. Cette limite doit toutefois être relativisée, dans la mesure où les hêtraies ardennaises présentent généralement une flore florifère peu développée.

Concernant le facteur F relatif aux dendromicrohabitats, le seuil de huit microhabitats apparaît relativement faible dans le cas de vieilles hêtraies comportant de nombreux très gros bois. Les arbres de grande circonférence étant naturellement plus porteurs de microhabitats, ce seuil est fréquemment atteint, même lorsque des différences notables de richesse et de qualité des microhabitats subsistent entre placettes. Cette observation met en évidence un effet plafond de la méthode IBP dans des peuplements très matures. Elle rappelle toutefois que cet outil conserve avant tout une vocation comparative et synthétique, plutôt qu'une ambition d'analyse fine.

En ce qui concerne l'analyse du dépérissement, le choix de limiter l'échantillonnage à dix hêtres par placette de 50 m de rayon peut être considéré comme restreint. Il s'agit toutefois d'un compromis méthodologique entre rigueur scientifique et faisabilité opérationnelle, compte tenu de la faible densité de l'étage dominant dans certains peuplements.

L'identification des facteurs prédisposants par le biais de relations statistiques pourrait être davantage affinée, car elle n'a fait l'objet, dans le cas présent, que d'une analyse rudimentaire.

Enfin, une source d'incertitude supplémentaire réside dans l'effet d'apprentissage de l'observateur. Les premières placettes, réalisées avec une expérience encore limitée, ont été particulièrement chronophages. Si l'impact sur l'IFA, méthode très objective, est probablement faible, l'IBP a pu être influencé par une amélioration progressive de la capacité à détecter rapidement les dendromicrohabitats et le bois mort. De même, pour DEPERIS, le fait d'avoir débuté par un peuplement faiblement dépérissant pourrait avoir conduit à une légère sous- ou surestimation initiale des niveaux de dépérissement observés.

7.2 Perspective

Plusieurs perspectives d'amélioration peuvent être envisagées pour approfondir la compréhension du fonctionnement et de l'évolution des hêtraies de Bièvre.

La réalisation d'un nouvel inventaire IFA dans quelques années permettrait de suivre l'évolution des paramètres dendrométriques des peuplements et d'évaluer l'impact des orientations de gestion mises en œuvre. Un suivi plus fréquent du dépérissement contribuerait également à une meilleure compréhension de la dynamique temporelle du phénomène. Par ailleurs, un ciblage spécifique des bioagresseurs permettrait de quantifier objectivement leur présence et d'analyser leur rôle dans les processus de dépérissement observés. Ce type de suivi renforcerait l'interprétation des résultats issus de DEPERIS et faciliterait l'identification de leviers de gestion adaptés.

Enfin, la mise en place d'une cartographie intégrée combinant l'état actuel des peuplements, les dynamiques de dépérissement et les conditions stationnelles constituerait un outil opérationnel précieux. Un tel outil faciliterait l'orientation de la gestion future et appuierait la révision du plan d'aménagement en fournissant une base objective et spatialement explicite à la prise de décision.

8 Contribution personnelle

J'ai réalisé, seul ou en accompagnement, l'ensemble des relevés de terrain nécessaires aux analyses IFA, IBP et DEPERIS. Ces trois analyses nécessitent environ une heure par UE, ce qui représente approximativement 90 heures de récolte de données sur le terrain, auxquelles s'ajoutent les temps de déplacement entre placettes et l'encodage des données. Au total, ma contribution liée au travail de terrain est estimée à environ 180 heures. Bien que j'aie bénéficié d'aide, j'ai été présent sur l'ensemble des campagnes de terrain et j'en ai assuré l'organisation.

J'ai également conçu seul le plan d'échantillonnage. Celui-ci a été élaboré sur base de conseils relatifs aux différentes méthodes existantes et à leur combinaison, dans le but d'aboutir à des UE uniques et à une méthodologie uniforme. La structure finale du plan d'échantillonnage résulte directement de mon travail.

Pour l'encodage des données, l'analyse IFA a été réalisée à l'aide du logiciel IFA, recommandé par la faculté. En revanche, pour l'IBP, j'ai créé un tableur Excel spécifique, adapté aux besoins de l'étude. Les analyses IFA ont été générées automatiquement via le logiciel IFA, tandis que les analyses IBP ont été réalisées à l'aide des fichiers Excel fournis par le CNPF. Les analyses DEPERIS, quant à elles, résultent exclusivement de mon travail.

L'ensemble des cartes présentées dans ce travail a été réalisé par mes soins, de même que les préparations et traitement des données qui y sont illustrées. Celles-ci proviennent soit directement de mon travail de terrain, soit de l'adaptation et du traitement de données issues du logiciel IFA ou des fichiers Excel du CNPF ou de données cartographiques dont l'analyse statistique à l'échelle des UE ou des massifs ont été réalisés par mes soins.

L'utilisation de l'IA a été réalisée exclusivement via le compte Copilot de l'université et selon deux axes distincts. Le premier concerne l'aide à la rédaction : les paragraphes rédigés par mes soins ont été soumis à un agent dédié, auquel étaient fournis des critères précis de forme et de style afin de répondre aux exigences académiques de la faculté, tout en respectant ma personnalité d'écriture. Les modifications proposées concernaient essentiellement la forme (syntaxe, clarté, orthographe), avec des interventions de fond très limitées. Toute modification de contenu faisait systématiquement l'objet d'une demande d'autorisation de la part de l'agent et était intégrée ou refusée par mes soins, généralement par le biais d'une question posée par l'agent et d'une réponse détaillée de ma part. Le second axe concerne l'assistance au codage en langage R. L'ensemble de la réflexion relative au choix des graphiques, à leur pertinence et à leur forme a été menée par mes soins. L'agent avait uniquement pour fonction de générer du code à partir de prompts précis que je fournissais. J'ai moi-même assuré l'intégration du code dans R, le traitement des données leur préparation préalable ainsi que leur interprétation. Une fonction pédagogique était également demandée à l'agent, afin que chaque étape du code soit expliquée de manière détaillée.

9 Conclusion

En conclusion, les résultats de l'IFA mettent en évidence des futaies irrégulières globalement fonctionnelles. Le renouvellement est majoritairement orienté vers le hêtre, tandis que le maintien et le développement d'autres essences nécessitent des interventions sylvicoles ciblées.

L'IBP met en évidence une richesse biologique associée aux peuplements matures. Toutefois, cette richesse reste limitée par une faible diversité en essences ligneuses autochtones ainsi que par une quantité insuffisante de bois mort, tant au sol que sur pied. Ces résultats impliquent un potentiel d'amélioration important par des choix de gestion favorisant ces éléments écologiques clés.

L'analyse du dépérissement révèle une variabilité spatiale marquée, tant en ce qui concerne le dépérissement sur pied (DEPERIS) que les coupes sanitaires. Cette hétérogénéité souligne la nécessité d'une gestion adaptée localement, et non généralisée. L'objectif n'est pas de céder à une logique de panique ou d'intervention systématique, mais au contraire de préserver en priorité les individus en bonne vitalité, tout en adaptant les mesures là où la situation le justifie. Bien que l'état sanitaire global puisse être qualifié de préoccupant, il ne présente pas, à ce stade, un caractère alarmant. Les symptômes observés, tels que l'apparition de carpophores et les décollements d'écorce, résultent de l'action de parasites de faiblesse. Ils constituent des facteurs aggravants du dépérissement, sans toutefois justifier des actions de gestion spécifiques. L'attention doit se concentrer sur les causes sous-jacentes du dépérissement, en particulier les contraintes stationnelles, la dégradation des sols, l'âge avancé des hêtres, la faible diversité spécifique et la discontinuité de la canopée, qui sont des facteurs prédisposants au dépérissement.

L'évolution récente des peuplements met en évidence une dynamique de rupture de la continuité de la canopée, liée à des mécanismes d'ouverture de trouées. Si cette dynamique peut fragiliser le hêtre en tant qu'essence sciaphile, elle constitue également une opportunité pour favoriser la diversification des essences. Cette situation nécessite une attention particulière, notamment en ce qui concerne la dominance du hêtre et la pression exercée par le gibier.

Au vu de ces observations et dans un contexte de changement climatique, plusieurs recommandations peuvent être formulées. Une gestion non alarmiste apparaît essentielle afin de préserver et de développer l'avenir des peuplements tout en limitant, autant que possible, les pertes économiques. La mise en œuvre d'une sylviculture plus dynamique permettrait de réduire le temps de révolution, de diminuer la durée d'exposition aux stress et d'améliorer la vitalité des arbres à objectif économique. Il est également recommandé de favoriser la diversification des essences, notamment au moyen de plantations ciblées en points d'appui, combinées à la régénération naturelle. Enfin, la préservation de la structure des sols et de leur capacité de stockage de l'eau constitue un enjeu majeur, notamment par la mise en place de cloisonnements d'exploitation adaptés.

10 Bibliographie

- Alderweireld M., Burnay F., Pitchugin M. & Lecomte H., n.d. INVENTAIRE FORESTIER WALLON.
- Ammann P., Brüllhardt M., Guggisberg D. & Junod P., 2024. Rajeunissement des essences de lumière : quelle dimension de trouée ? *La Forêt* (4), 28–31.
- AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023, May-21-2026. .
<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>, (21/05/2026).
- Armand G., 2002. *Le hêtre autrement*, Les guides du sylviculteur, Institut pour le développement forestier, Paris.
- Asselberghs E. (1889-1959), 2014. Carte géologique de l'Eodévonien de l'Ardenne et des régions voisines.
- Baum S., Sieber T.N., Schwarze F.W.M.R. & Fink S., 2003. Latent infections of *Fomes fomentarius* in the xylem of European beech (*Fagus sylvatica*). *Mycol Progress* **2**(2), 141–148, DOI:10.1007/s11557-006-0052-5.
- Bedoret H., 2026. Mesures de gestion dans le réseau Natura 2000, Natagriwal asbl, Louvain-la-Neuve, Belgique.
- Begović K., Pavlin J., Langbehn T., Langbehn K.S., Kašpar J., Popa A., Nagel T.A., Hofmeister J., Janda P., Rydval M., Kozak D., Mikoláš M., Mikac S. & Svoboda M., 2026. Demographic and Structural Variability Modulate Growth Dynamics in European Beech Primary Forests. *Global Change Biology* **32**(5), e70902, DOI:10.1111/gcb.70902.
- Bemelmans D., Carnol M., Claessens H. & Guns A., 2017. *Le changement climatique et ses impacts sur les forêts wallonnes recommandations aux décideurs, propriétaires et gestionnaires*, Service public de Wallonie, Namur.
- Bièvre, May-19-2026. . *Bièvre*. <https://www.bievre.be>, (19/05/2026).
- Bièvre | Statbel, March-31-2026. . <https://statbel.fgov.be/fr/commune/bievre#dashboard1>, (31/03/2026).
- Bouezmarni M., Denne P. & Debbaut V., 2008. Carte hydrogéologique de Wallonie 1/25000. 64/1-2, Haut-Fays - Redu, notice explicative.
- Brunier L., Delport F. & Gauquelin X., 2020. *Guide de gestion des crises sanitaires en forêt*, CNPF-IDF, Paris.
- Cartes de compatibilité climatique | ClimEssences, May-21-2026. .
<https://climessences.fr/compatibilites-climatiques/cartes-de-compatibilite-climatique>, (21/05/2026).
- Chandelier A., Pirronitto S., Teng F., San Martin G. & Schmitz S., 2026. The Potential Role of Acidic Soils in the Low Incidence of Phytophthora in Belgian Beech Forests. *Forest Pathology* **56**(2), e70075, DOI:10.1111/efp.70075.
- Claessens H., 2016. Quelques considérations pour adapter nos forêts aux changements climatiques. *Silva Belgica*.
- Claessens H., Claessens L., Longrée C., Nivelles L., Tahir B., Lisein J. & Lecomte H., 2017. Près de 20 ans après sa grave crise sanitaire, où en est la hêtraie ardennaise? *Forêt.Nature* **142**(Janvier-Février-Mars).
- Claessens L., Petit S. & Lejeune P., 2017. Inventaires forestiers d'aménagement: retour de formation. *Forêt.Nature* **144**(Juillet-Août-Septembre).
- Climat de Bièvre: météo de Bièvre et températures par mois, December-8-2025. .
<https://fr.climate-data.org/europe/belgique/wallonie/bievre-361289/>, (08/12/2025).

- Connaître, conserver et promouvoir les arbres-habitats, December-29-2025. . <https://www.wsl.ch/fr/publications/connaître-conserver-et-promouvoir-les-arbres-habitats/>, (29/12/2025).
- Cools C., Dumont de Chassart C., Ponette Q., Timal G., Peclers N., Geuse A. & Balleux P., 2022. *Guide pour optimiser les régénérations forestières: outils de diagnostic, itinéraires sylvicoles et fiches techniques*, Projet Interreg VA Regiowood II.
- CULOT A., 1999. AMENAGEMENT DES BOIS COMMUNAUX DE BIEVRE SERIE 1 : NORD.
- Dubois H., 2023. *Sylviculture du bouleau: l'essence montante de l'Europe occidentale*, Forêt.Nature, Marche-en-Famenne.
- Fichier écologique des essences, November-18-2025. . <https://www.fichierecologique.be/#!/>, (18/11/2025).
- Forestimator, April-24-2026. . <https://forestimator.gembloux.ulg.ac.be/?&wtd=kudcC3jUDzCSacfG>, (24/04/2026).
- Forêts - Champignons lignivores des feuillus, May-27-2026. . <https://ephytia.inrae.fr/fr/C/18710/Forets-Champignons-lignivores-des-feuillus>, (27/05/2026).
- Forêts - Coup de soleil, May-6-2026. . <https://ephytia.inrae.fr/fr/C/21013/Forets-Coup-de-soleil>, (06/05/2026).
- FSC Belgique | Forest Stewardship Council, May-22-2026. . <https://be.fsc.org/be-fr/a-propos-fsc-belgique>, (22/05/2026).
- Gonin P. & Larrieu L., 2023. Méthodes de relevé de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP), CNPF, INRAE Dynafor, France.
- Gonin P. & Larrieu L., 2025. Méthodes de relevé de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP), CNPF and INRAE Dynafor.
- Gonin P., Larrieu L., Win Y.D., Claessens H., Mits S.D., Dufrêne M., Jacobs S., Nieberding C., Neuberg M., Murat D. & Vandekerkhove K., 2025. Indice de Biodiversité Potentielle pour les forêts du Benelux (IBP BENELUX v3.2) : définition et fiches de relevé.
- Goudet M. & Nageleisen L.M., 2019. Protocole Dépéris: Méthode de notation simplifiée de l'aspect du houppier des arbres forestiers dans un contexte de dépérissement. *Forêt entreprise* (246), 36–40.
- Goudet M. & Nageleisen L.-M., n.d. RÉACTION DES PEUPLEMENTS FORESTIERS APRÈS UNE CRISE : CAS DES HÊTRAIES DU MASSIF-CENTRAL ET DU NORD-EST APRÈS 2005.
- Guide de poche des dendromicrohabitats (2e édition), December-29-2025. . <https://www.wsl.ch/fr/publications/guide-de-poche-des-dendromicrohabitats-2e-edition/>, (29/12/2025).
- Herman M., Bay E., Fasler M., Goosse J.-L., Gruslin P., Leroy Q., Pietequin D., Ramelot F. & Vaianopoulos C., 2020. La lettre d'info de l'OWSF (No. 8), Observatoire Wallon de la Santé des Forêts.
- Huart O., De Proft M., Grégoire J.C., Piel F., Gaubicher B., Carlier F.X., Maraîte H. & Rondeux J., 2003. Le point sur la maladie du hêtre en Wallonie. *Forêt Wallonne* (64).
- Huart O. & Rondeux J., 2001. Genèse, évolution et multiples facettes d'une maladie inhabituelle affectant le hêtre en région wallonne. *Forêt Wallonne* **52**.
- Institut géographique national (IGN), n.d. CartoWeb.be - Service WMS.
- Institut pour le développement forestier, 2023. *La santé des forêts: diagnostic, prévention et gestion*, CNPF-IDF, Paris.
- Inventaires forestiers d'aménagement : retour de formation, n.d. . *Forêt.Nature*.

- IPCC, 2023. Sections. In: Lee, H., Romero, J. eds. *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*. IPCC, Geneva, Switzerland, 35–115.
- IRM - Climat dans votre commune, May-21-2026. . KMI. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>, (21/05/2026).
- IRM - Le climat à l'horizon 2100, April-7-2026. . KMI. <https://www.meteo.be/fr/climat/changement-climatique-en-belgique/le-climat-a-lhorizon-2100>, (07/04/2026).
- IWEPS, March-31-2026. WalStat - Détail de l'entité BIÈVRE (Commune). https://walstat.iweps.be/walstat-fiche-entite.php?entite_id=91015, (31/03/2026).
- Jung T., Blaschke H. & Oßwald W., 2000. Involvement of soilborne Phytophthora species in Central European oak decline and the effect of site factors on the disease. *Plant Pathology* **49**(6), 706–718, DOI:10.1046/j.1365-3059.2000.00521.x.
- La méthode DEPERIS : comment quantifier et mesurer l'état de santé d'une forêt et son évolution?, October-24-2025a. . *Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire*. <https://agriculture.gouv.fr/la-methode-deperis-comment-quantifier-et-mesurer-letat-de-sante-dune-foret-et-son-evolution>, (24/10/2025).
- La méthode DEPERIS : comment quantifier et mesurer l'état de santé d'une forêt et son évolution?, May-22-2026b. . *Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire*. <https://agriculture.gouv.fr/la-methode-deperis-comment-quantifier-et-mesurer-letat-de-sante-dune-foret-et-son-evolution>, (22/05/2026).
- Landmann G., 1994a. Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Rev. For. Fr.* (5), 405, DOI:10.4267/2042/26563.
- Landmann G., 1994b. Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Rev. For. Fr.* (5), 405, DOI:10.4267/2042/26563.
- Latte N., 2017. Comment le Changement Climatique Influence-T-Il la Croissance du Hêtre (*Fagus Sylvatica* L.) le Long du Gradient Bioclimatique de la Belgique?: Une Approche Dendroécologique (Ph.D.). *PQDT - Global*.
- Latte N., Kint V., Drouet T., Penninckx V., Lebourgeois F., Vanwijnsberghe S. & Claessens H., 2015. Dendroécologie du hêtre en forêt de Soignes : les cernes des arbres nous renseignent sur les changements récents et futurs. *Forêt.Nature* (137), 24–37.
- Latte N., Lebourgeois F., Kint V., Drouet T. & Claessens H., 2017. Le Hêtre face au changement climatique : le cas de la Belgique. *Revue forestière française* **69**(3), 205–218, DOI:10.4267/2042/65336.
- Latte N., Perin J., Kint V., Lebourgeois F. & Claessens H., 2016. Major Changes in Growth Rate and Growth Variability of Beech (*Fagus sylvatica* L.) Related to Soil Alteration and Climate Change in Belgium. *Forests* **7**(174), DOI:10.3390/f7080174.
- Le rôle du climat sur les épidémies de scolytes sur le hêtre, n.d. . *Forêt.Nature*.
- Lejeune P., 2026. Carte des classes de hauteur 2014.
- Lejeune P., Gheysen T. & Rondeux J., 2008. Les inventaires forestiers en futaie feuillue: Quelles méthodes pour quels objectifs? *Forêt Wallonne* (93).
- Lejeune P., Latte N., Perin J. & Lisein J., 2025a. carte - DENDRO 2021 - Surface terrière.
- Lejeune P., Latte N., Perin J. & Lisein J., 2025b. Carte des classes de hauteur 2021.
- Lejeune P., Latte N., Perin J. & Lisein J., 2025c. DE NOUVELLES COUCHES CARTOGRAPHIQUES POUR MIEUX DÉCRIRE LA FORÊT WALLONNE.
- Lejeune P. & Petit S., 2016. Inventaires forestiers d'aménagement: Guide à destination des utilisateurs, Forêt Wallonne asbl, Belgique.

- Leroy Q., André A., Bay E., Bologna A., Fasler M., Goosse J.-L., Gruslin P., Lesenfants C., Noiret O., Pietequin D., Ramelot F. & Vaianopoulos C., 2022. La lettre d'info de l'OWSF (No. 10), Observatoire Wallon de la Santé des Forêts.
- Leroy Q., André A., Bay E., Bologna A., Fasler M., Goosse J.-L., Gruslin P., Lesenfants C., Noiret O., Pietequin D., Ramelot F. & Vaianopoulos C., 2023. La lettre d'info de l'OWSF (No. 11), Observatoire Wallon de la Santé des Forêts.
- Leroy Q., André A., Bay E., Bologna A., Fasler M., Goosse J.-L., Gruslin P., Lesenfants C., Noiret O., Pietequin D., Ramelot F. & Vaianopoulos C., 2025. étape de la santé des forêts wallones, Observatoire Wallon de la Santé des Forêts.
- Les forêts anciennes de Wallonie - Série | Géoportail de la Wallonie, April-3-2026. . <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/6ff283ae-8d33-48c6-9af9-b620939095b3.html>, (03/04/2026).
- Manion P.D., 1981. *Tree disease concepts*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J, 399.
- Marichal F. & Tech U. de L. > G.A.-B., 2018. Etude des causes du dépérissement de la hêtraie de la Croix-Scaille et recommandations de gestion.
- Michel A., Haggenmüller K., Kirchner T., Prescher A.-K. & Schwärzel K. (Eds.), 2025a. Forest Condition in Europe: The 2025 Assessment – Online Supplementary Material, Thünen Institute, Eberswalde.
- Michel A., Haggenmüller K., Kirchner T., Prescher A.-K. & Schwärzel K. (Eds.), 2025b. Forest Condition in Europe: The 2025 Assessment – Online Supplementary Material, Thünen Institute, Eberswalde.
- Michel A.K., Haggenmüller K., Kirchner T., Prescher A.-K. & Schwärzel K. (Eds.), 2025c. *Forest condition in Europe: the 2025 assessment: ICP forests technical report under the UNECE convention on long-range transboundary air pollution (air convention)*, ICP Forests Technical Report, Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, 1.
- Mirabel M., Saintonge F.-X. & Carouille F., 2024. Bilan de l'état sanitaire du hêtre en France fin 2023, Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire ; Département de la Santé des Forêts.
- Nageleisen L.-M. & Huart O., 2005. Les Problèmes sanitaires d'actualité en hêtraie : la maladie du Hêtre dans les Ardennes. *Revue forestière française* **57**(2), 249–254, DOI:10.4267/2042/5040.
- Noirfalise A., 1984. *Forêts et stations forestières en Belgique*, Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux.
- Observatoire des forêts françaises, November-3-2025. . <https://foret.ign.fr/>, (03/11/2025).
- Panora Bois Wallonie, 2024. , Filière Bois wallonie.
- PEFC Belgique, May-22-2026. . <https://www.pefc.be/fr>, (22/05/2026).
- Petit S., Cordier S., Claessens H., Ponette Q., Vincke C., Marchal D. & Weissen F., 2024. Le Fichier Ecologique des Essences, Seconde édition, Forêt.Nature and UCLouvain-ELIe and ULIège-GxABT and SPWARNE-DNF.
- Picard L., Adam B., Colaux R. & Pierard J., 1998. AMENAGEMENT DES BOIS COMMUNAUX DE BIEVRE SERIE 3 : GROS-BOIS.
- Pirronitto S., Teng F. & Chandelier A., 2022. LE DÉPÉRISSEMENT DU HÊTRE EN ARDENNE : RÉSULTAT D'UNE ÉTUDE MENÉE DE 2019 À 2022.
- Pischedda D., 2009. *Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt "Prosol,"* FCBA, Office nationale des forêts, Paris.
- Plateforme Wallonne / GIEC - 6^e Rapport d'évaluation, December-9-2025. . <https://plateforme-wallonne-giec.be/re6>, (09/12/2025).

- Portail Climat – AWAC, November-24-2025. . <https://portailclimat-awac.be/projections?degree=3&indicateur=tmoy&location=Province%20du%20Luxembourg&temporality=automne>, (24/11/2025).
- PraticSols. Guide sur la praticabilité des parcelles forestières - e-Librairie Forêt.Nature/Salamandre, 2022. .
- Rondeux J., 2021. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*, Presses Universitaires de Liège - Presses Agronomiques de Gembloux, Belgium.
- Rondeux J., Lecomte H., Florkin P., Thirion M. & Hebert J., n.d. QUELQUES DONNEES INEDITES SUR L'ACCROISSEMENT.
- Rosa J., Nageleisen L.M. & Sajdak G., 2019. Dépéris, Archi: deux outils complémentaires pour objectiver un dépérissement. *Forêt entreprise* (246), 22–24.
- Royen L., Lehaire F., Bleravque I., Wouters P. de, Collard Y., Simon N., Oost C.V., Coppée T. & Dupré M., 2025. Comment intégrer efficacement la gestion du bois mort et des arbres-habitats dans les pratiques sylvicoles? Proposition d'itinéraires techniques. *Forêt.Nature* (177), 37–44.
- Service public de Wallonie (SPW), 2010. Cartes de Ferraris (1770-1778).
- Service public de Wallonie (SPW), 2015. Carte Numérique des Sols de Wallonie.
- Service public de Wallonie (SPW), 2016. Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie à 1/250000.
- Service public de Wallonie (SPW), 2020a. Carte - Bassins versants.
- Service public de Wallonie (SPW), 2020b. Carte - Les forêts anciennes de Wallonie - Série.
- Service public de Wallonie (SPW), 2022. Fichier Ecologique des Essences - Série.
- Service public de Wallonie (SPW), 2024. Carte - Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) 2021-2022.
- Service public de Wallonie (SPW), 2025. carte - Réseau Natura 2000 en vigueur.
- SPW, November-15-2025a. Santé des forêts. *L'Environnement en Wallonie*. <https://environnement.wallonie.be/home/milieux/forets-et-nature/forets-wallonnes/comprendre-la-foret/sante-des-forets.html>, (15/11/2025).
- SPW, May-14-2026b. Dégradations du sol. *L'Environnement en Wallonie*. <https://environnement.wallonie.be/home/milieux/sol/un-sol-sain/degradations-du-sol.html>, (14/05/2026).
- Sylvain, Baron P., Cacot E., Guilleray L., Helou T.E., Pischedda D., Pousse N., Ruch P. & Ulrich E., 2021. *Pratic'sols - Guide pour la praticabilité des cloisonnements d'exploitation*, Office national des forêts and Fédération nationale entrepreneurs des territoires, 48.
- Tasseroul M.-P., 2025. Formation à la méthode Déperis: recommandations de Marie-Pierre Tasseroul.
- Tasseroul M.-P., Lejeune P., Brostaux Y., Michez A., Titeux H. & Claessens H., in review. Could local climate and forest site conditions mitigate European beech stands decline? – The case of southern Belgium.
- Thibaut K. & Ozer P., 2021. Les sécheresses en Wallonie, un nouveau défi du changement climatique? Quelques pistes pour améliorer la gestion de ce phénomène. *Droughts in Wallonia, a new challenge of climate change ? Some ways of improving the management of this meteorological phenomenon*. **45**(3).
- Titeux H., Jonard M., Elodie B., Christian L., Patrick M. & Ponette Q., 2018. L'évolution de la santé des forêts wallonnes. Principaux enseignements des réseaux de monitoring "ICP-forests." *Forêt Nature* (147), 48.

- Tossens S. & Claessens H., 2024. *Guide des stations forestières de Wallonie. Tome I. L'Ardenne*, Ediwal. Département de la Nature et des Forêts. Ressources naturelles et Environnement, Namur, Belgium.
- Van der Perre R., Bythell S., Bogaert P., Claessens H., Ridremont F., Tricot C., Vincke C. & Ponette Q., 2015. La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières. *Forêt.Nature* (135), 47–58.
- Wilhelm G.J., 2023. *QD: une autre gestion de la forêt basée sur la qualité, les cycles naturels et à moindre coût*, CNPF-IDF, Paris.

