
Cartographie de la régénération naturelle en forêts feuillues irrégulières d'Ardenne à partir de données LiDAR aérien bi-temporelles

Auteur : Defosse, Théo

Promoteur(s) : Lejeune, Philippe

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21393>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Cartographie de la régénération naturelle en forêts feuillues irrégulières d'Ardenne à partir de données LiDAR aérien bi-temporelles

THÉO DEFOSSE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : Pr. Philippe Lejeune

"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".

Cartographie de la régénération naturelle en forêts feuillues irrégulières d'Ardenne à partir de données LiDAR aérien bi-temporelles

THÉO DEFOSSE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : Pr. Philippe Lejeune

Résumé

Contexte/Objectifs

Face aux changements climatiques, il est crucial d'acquérir des informations sur les trouées de régénération. Leur croissance en hauteur permet d'évaluer la dynamique forestière. Le LiDAR aérien (*Light Detection And Ranging*) offre des données essentielles mais, en Ardenne, l'estimation de la croissance de la régénération via les données ALS (*Airbone Laser Scanning*) fait défaut. Cette étude cherche à cartographier les trouées de régénération en forêts feuillues irrégulières d'Ardenne pour évaluer leur croissance et déterminer les facteurs influents celui-ci.

Méthode

En utilisant les données ALS bi-temporelles (2014 et 2021), un critère de seuillage a permis d'identifier les trouées de régénération et de calculer l'accroissement en hauteur, ajusté au moyen de données collectées sur le terrain. Un modèle explicatif de l'accroissement a ensuite été élaboré.

Résultats clés

La méthode fournit une cartographie précise des trouées de régénération, avec un accroissement moyen de $0,546 \pm 0,23$ m/an en Ardenne. Les principaux facteurs impactant la croissance incluent la hauteur initiale, le nombre de cerfs tirés par km² et par an, la surface actuel de la trouée de régénération ainsi que la température journalière minimale en avril moyennée de 2014 à 2021. Concernant le modèle explicatif de l'accroissement, ce dernier ne permet pas de couvrir toute la variabilité de l'accroissement observé.

Conclusion

Les données ALS bi-temporelles permettent une estimation précise de la croissance en hauteur de la régénération dans les forêts feuillues irrégulières ardennaises, offrant de nouvelles perspectives pour la gestion forestière.

Keywords : LiDAR ALS, MNT, Croissance en hauteur, Régénération naturelle, Modèle explicatif

Abstract

Background/Objectives

Due to climate change, it is crucial to obtain information on regeneration gaps. Their growth in height enables us to assess forest dynamics. Airborne LiDAR (*Light Detection And Ranging*) provides essential data, but in the Ardennes, regeneration growth estimates via ALS (*Airbone Laser Scanning*) data are lacking. This study aims to map regeneration gaps in the Ardennes irregular hardwood forest in order to assess their growth and determine the influencing factors.

Method

Using ALS data from 2014 and 2021, a thresholding criterion was used to identify regeneration gaps and calculate height increment, adjusted with field data. An explanatory growth model was then developed.

Key results

The method provides accurate mapping of regeneration gaps, with an average increment of 0.546 ± 0.23 m/year in the Ardennes. Key growth factors include initial height, number of deer shot per km² per year, actual regeneration gap area and minimum daily temperature in april averaged from 2014 to 2021. As far as the explanatory model of growth is concerned, it does not cover all the variability of observed growth.

Conclusion

Bi-temporal ALS data provide an accurate estimate of regeneration height growth in irregular hardwood forests in the Ardennes, offering new perspectives for forest management.

Keywords : LiDAR ALS, DEM, Height growth, Regeneration gap, Explanatory model

Remerciements

La réalisation de ce dernier travail académique a été rendue possible grâce au soutien de nombreuses personnes auxquelles je tiens à adresser mes sincères remerciements. Je souhaite tout particulièrement exprimer ma reconnaissance à mon promoteur, le Professeur P. Lejeune, pour son accompagnement au long de ce projet. Votre réactivité et votre rigueur ont été précieux à ce mémoire. Mes remerciements vont également au Professeur H. Claessens pour ses conseils avisés et sa disponibilité.

Je souhaite exprimer ma gratitude à Ir. Marie-Pierre Tasseroul et Ir. Lorna Zeoli pour leurs relectures minutieuses et leurs éclaircissements sur certains aspects essentiels. Un grand merci également à Alan et Boris pour leur soutien inestimable lors des relevés sur le terrain.

À ma famille (Maman, Papa, Lola et Emma), je vous suis profondément reconnaissant pour votre compréhension et votre amour, que ce soit dans les moments heureux ou plus difficiles. Maman, merci pour ces longues heures à relire mes travaux bien que les sujets n'étaient pas toujours faciles à comprendre. Charlotte, ta présence à mes côtés a été une source inestimable de motivation et de réconfort. Tes encouragements et ton soutien ont été essentiels pour moi.

Pour conclure, je souhaite exprimer ma reconnaissance envers l'université Gembloux Agro-Bio Tech pour les connaissances reçues durant ma formation. Je tiens également à remercier chaleureusement l'équipe de l'axe Gestion des Ressources forestières pour son appui technique et les nombreuses discussions qui ont grandement enrichi mon travail. Merci à mes ami.e.s, dont la compagnie a rendu ces années d'études inoubliables, laissant derrière moi de nombreux souvenirs indélébiles.

Table des matières

Table des figures	iii
Liste des tableaux	v
Nomenclature	vi
1 Introduction	1
1.1 Contexte des changements dans les milieux forestiers	1
1.2 La forêt ardennaise	3
1.3 La régénération en forêt	4
1.4 Inventaires forestiers	4
1.4.1 Généralités	4
1.4.2 Diversité des types d'inventaires	5
1.4.3 Limites	6
1.5 Le LiDAR aérien	6
1.5.1 Observation de l'accroissement des arbres sur le terrain	9
1.6 Objectifs	10
2 Matériel et méthode	11
2.1 Zone d'étude	11
2.2 La cas de l'ALS en Ardenne	13
2.3 Traitement des données LiDAR	14
2.3.1 Importation des mnh14 et mnh21	16
2.3.2 Détermination des trouées de régénération	16
2.3.3 Localisation des maxima locaux correspondant aux arbres	17
2.3.4 Correspondance des maxima locaux	18
2.4 Collecte des données sur le terrain	20
2.4.1 Détermination d'un seuil d'inventaire	20
2.4.2 Modèles hauteur ALS en hauteur terrain	21
2.5 Ajustement des modèles	22
2.5.1 Calibration des hauteurs ALS	22
2.5.2 Modèle explicatif de la croissance	23
2.5.3 Modèle de classification résineux – feuillus	27
3 Résultats	29
3.1 Modèle de définition du seuil d'inventaire	29
3.2 Caractérisation des trouées de régénération	30
3.3 Accroissement en hêtraies, définition des zones d'échantillonnage	32

3.4	Description du jeu de données	32
3.5	Modèle de calibration de la hauteur LiDAR et de l'accroissement	33
3.6	Accroissement par triage	37
3.7	Modèle explicatif du succès de la régénération	39
3.8	Modèle composition de la régénération	46
4	Discussion	47
4.1	Mise en cohérence du seuil d'inventaire	47
4.2	Caractérisation de la régénération	47
4.2.1	Qualité de la détection des trouées de régénération, des maxima locaux ainsi que de leur appariement	47
4.2.2	Calibration des hauteurs	47
4.2.3	Analyse de l'accroissement sur l'ensemble de l'Ardenne	48
4.2.4	Perspectives pour l'étude de la régénération en forêt	49
4.3	Implications pour la gestion forestière	50
4.3.1	Facteurs explicatifs de l'accroissement	50
4.4	Modèle de classification de la composition	53
4.5	Perspectives et limites	54
4.5.1	Transférabilité	54
4.5.2	Critique de la méthode utilisée	54
4.5.3	Régénération sous couvert	55
4.5.4	Combinaison du LiDAR ALS avec d'autres méthodes	55
5	Contributions personnelles de l'étudiant	56
6	Conclusion	57
	Bibliographie	59

Table des figures

1	Les différentes phases du cycle sylvigénétique (issue de Sauvage (2020)).	1
2	Projection du GIEC selon trois scenarii d'émission de gaz à effet de serre (Canada, E. et C. climatique, 2018).	2
3	Proportion des principales essences en Ardenne en surface terrière (a) ainsi que selon le type de propriétaire (b) (données issues de Alderweireld et al. (2015)).	3
4	Grille d'échantillonnage systématique de l'IPRFW (issue de Alderweireld et al. (2015)).	5
5	Échantillonnage et traitement des données LiDAR (Bakx et al., 2013.	7
6	Illustration de l'approche surfacique (ABA) (issue de White et al. (2013)).	7
7	Illustration de l'approche individuelle (ITD). Nuage de points ALS (A), segmentation du nuage de points par l'approche ITD (B) (issue de Rocha et al. (2023)).	8
8	Différents modèles numériques pouvant être obtenus sur base des données LiDAR (avec MNC = MNH) (issue de Bonnet (2009)).	8
9	Biais dans l'estimation de la hauteur terrain au moyen du LiDAR ALS.	9
10	Identification des cicatrices annuelles laissées par le bourgeon terminal sur le hêtre (A) et mesure de l'accroissement (B).	10
11	Carte des zones bioclimatiques de Belgique avec, en vert, la zone d'étude (données issues de SPW - DGO3 - DEMNA et DNF (ACRVF)).	11
12	Variables climatiques sur l'ensemble de la zone d'étude en fonction des zones bioclimatiques (issue de Van Der Perre et al. (2015)).	12
13	Ambiance forestière avec un couvert interrompu (A) favorisant la croissance de trouées de régénération (B).	12
14	Maillage de la zone d'étude (A) selon les deux périodes d'acquisition des données pour la période 2013-2014 (B) et la période 2021-2022 (B).	13
15	Organigramme explicatif de la méthode de travail utilisée.	15
16	Illustration des jeux de données mnh14 (A) et mnh21 (B) superposés aux tuiles de 1 km ²	16
17	Critères de délimitation des trouées de régénération.	17
18	Définition de la WS en fonction de la hauteur prédite.	17
19	Graphique des distances seuils en fonction de la hauteur du ML14.	19
20	Organigramme de la méthode mise au point afin de développer la fonction d'appariement des maxima locaux.	19
21	Localisation des triages où ont lieu les échantillonnages sur la zone d'étude ainsi que sur la zone du massif des Épioux.	20

22	Précision du GPS RTK (en rouge) dans l'observation sur le terrain des arbres détectés par cartographie.	22
23	Modèle puissance calibré sur le dixième percentile pour l'Ardenne.	29
24	Histogramme du nombre de trouées de régénération par classe de surface en 2021.	30
25	Trouées de régénération détectées en 2014 (A) et 2021 (B) au sein du même massif forestier.	31
26	Ensemble des maxima locaux observés sur une tuile pour 2014 (orange), 2021 (rouge) et ceux appariés (vert).	31
27	Accroissement moyen au sein des trouées de régénération en hêtraies par triage.	32
28	Histogramme des valeurs de hauteur terrain en 2014 (A), en 2021 (B) et des valeurs d'accroissement (C).	33
29	Calibration des hauteurs ALS en 2014 (A-B-C) et 2021 (D-E-F), sans calibration (A-D), selon la calibration linéaire (B-E), avec la calibration GAM (C-F)	35
30	Résidus des hauteurs ALS selon la calibration appliquée en comparaison à la hauteur de terrain pour 2014 (A) et 2021 (B).	36
31	Accroissement ALS sans calibration (A), avec calibration linéaire (B), avec calibration GAM (C) en fonction de l'accroissement observé sur le terrain. . .	37
32	Accroissement moyen observé par triage sur l'ensemble de l'Ardenne.	38
33	Coefficient de variation de l'accroissement observé par triage sur l'ensemble de l'Ardenne.	38
34	Graphique de dispersion des résidus pour les facteurs retenus dans le modèle GAM.	42
35	Analyse de la régression entre chacun des facteurs qui composent le modèle GAM et la variable explicative (l'accroissement) avec l'intervalle de confiance.	43
36	Comparaison des prédictions selon le modèle par rapport aux observations. . .	44
37	Boîtes à moustache (<i>boxplot</i>) comparant la répartition de chacune des variables étudiées au sein des cantonnements en Ardenne.	45
38	Histogramme du nombre d'arbres classifiés selon la composition (feuillus ou résineux) en fonction de l'intensité.	46
39	Plantation de hêtres pure, observée principalement à Saint Vith (A). Régénération naturelle dans une hêtraie mixte, composée majoritairement de hêtres et de bouleaux, représentative de la régénération type à Bievre (B).	49
40	Cartographie des températures minimales observées en avril sur l'Ardenne. . .	53
41	(A) Peuplement forestier avec des arbres surcimés (en gris); (B) image d'un arbre surcimé non détecté (flèche rouge) (Leclère et al., 2022.	55

42	Comparaison du nuage de points obtenus par LiDAR ALS (A) et LiDAR mobile (B) (issue de Choi et al. (2022)).	56
43	Accroissement moyen par triage observé avec la méthode d'étude de l'accroissement sans passer par la détection des maxima locaux.	65

Liste des tableaux

1	Caractéristiques des deux vols ALS sur la zone d'étude.	13
2	Ensemble des variables étudiées dont l'influence sur la croissance de la régénération a été testée.	24
3	Résumé des résultats de la régression linéaire	30
4	Statistique descriptive des hauteurs obtenues par ALS	33
5	Estimation des coefficients de régression pour les modèles de 2014 (A) et 2021 (B)	34
6	Résultats des modèles pour 2014 (A) et 2021 (B)	34
7	Comparaison de la répartition des résidus selon les méthodes de calibration	36
8	Statistiques des variables sélectionnées pour l'accroissement	40
9	Comparaison des différents modèles GAM	41
10	Résumé du modèle GAM mis au point pour prédire l'accroissement des trouées de régénération	42
11	Résultat des Anova pour chaque variable étudiée par cantonnement	44

Nomenclature

ABA Area Basal Approach

ALS Airbone Laser scanning

IFA Inventaires d'aménagement

IFG Inventaires de gestion

IPRFW Inventaire permanent régional de la forêt wallonne

ITD Individual Tree Detection

LiDAR Light Detection And Ranging

ML Maxima locaux

MNH14 Modèle numérique de hauteur en 2014

MNH21 Modèle numérique de hauteur en 2021

MNH Modèle numérique de hauteur

MNS Modèle numérique de surface

MNT Modèle numérique de terrain

WS Window size

1 Introduction

1.1 Contexte des changements dans les milieux forestiers

Près d'un tiers de la surface terrestre est couvert par des écosystèmes forestiers (FAO, 2020). Ces derniers ont une importance capitale dans la régulation climatique et la préservation de la biodiversité. Depuis des millénaires, ces habitats font face à de nombreuses perturbations naturelles (Fussel & Klein, 2006).

Le stade boisé constituant seulement une étape du cycle naturel, ces perturbations jouent un rôle capital dans la dynamique forestière, essentielle au bon déroulement du cycle sylvigénétique (Figure 1 ; Sauvage, 2020). L'ouverture de la canopée à la suite de diverses perturbations facilite, par exemple, l'établissement de nouvelles essences forestières au sein des zones de chablis. Le défi actuel réside dans la gestion de la rapidité sans précédent des changements qui mettent à mal la résilience de ces milieux (Rigolot, 2008).

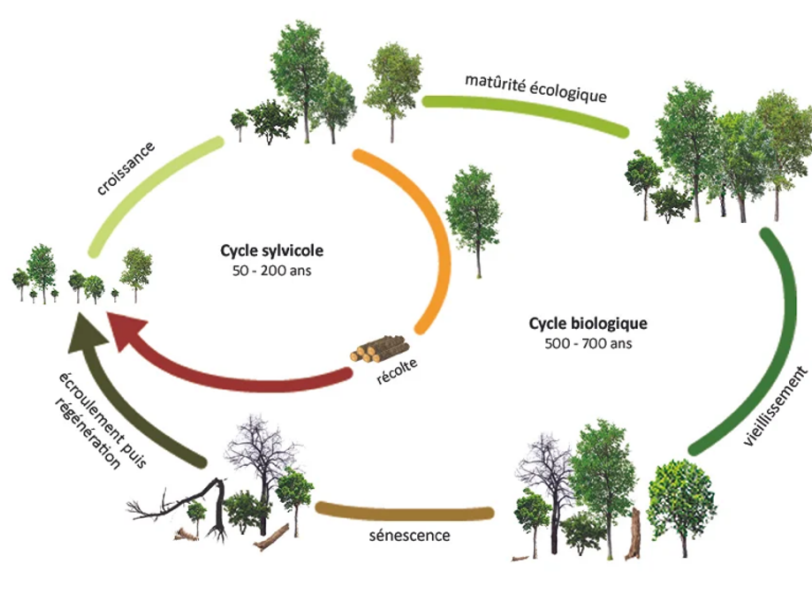


FIGURE 1 – Les différentes phases du cycle sylvigénétique (issue de Sauvage (2020)).

La source majeure de perturbations sur les écosystèmes forestiers est le changement climatique. Cette modification du climat se traduit par plusieurs impacts directs : des fluctuations de température moyenne de la surface terrestre, des schémas de précipitations altérés, une augmentation du nombre d'événements météorologiques extrêmes etc (Fussel & Klein, 2006).

Les projections du GIEC (Figure 2) montrent une absence de signes de ralentissement pour cette tendance (Von Stechow C. et al., 2015 ; Bauer N. et al., 2017) et une prévision

d'augmentation du nombre de phénomènes climatiques extrêmes. Cette situation est particulièrement préjudiciable pour les milieux forestiers (Markonis et al., 2021), créant une forme inédite de stress menaçant leur résilience (Trumbore S. et al., 2015).

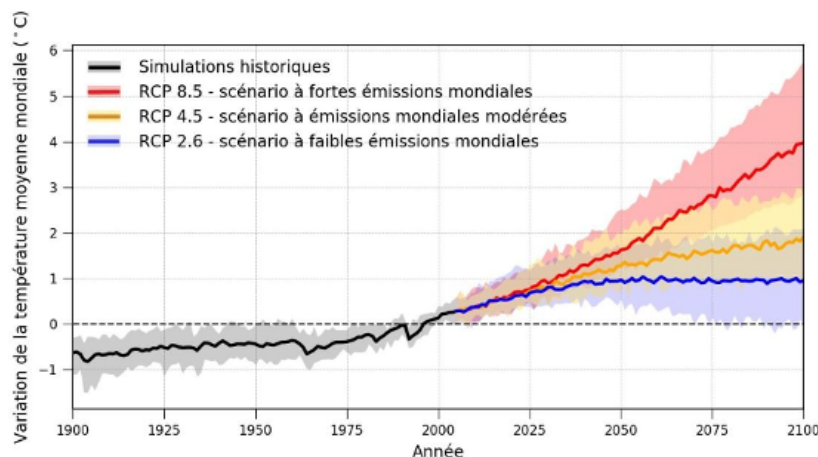


FIGURE 2 – Projection du GIEC selon trois scénarii d'émission de gaz à effet de serre (Canada, E. et C. climatique, 2018).

La croissance démographique entraîne une nouvelle forme de contrainte sur les écosystèmes forestiers : la pression anthropique (Union Européenne, 2019). L'augmentation des prélèvements en forêt (pour répondre à la demande croissante en bois de chauffage, de construction etc.) exerce une pression supplémentaire sur les ressources forestières (OEWB, 2021). Parallèlement, l'impact du secteur agricole sur les zones forestières est particulièrement préoccupant et a conduit à une perte significative de superficie forestière (Jimmy U, 2008).

A cela s'ajoute le fait que les populations de grands ongulés ne cessent de croître depuis les trente dernières années (Nathalie K, 2016). Les fortes densités d'herbivores posent des problèmes majeurs et constituent, de par leur régime alimentaire, un réel défi pour la régénération des essences forestières (Baar, 2008). La présence accrue d'herbivores perturbe l'équilibre écologique des écosystèmes, affectant ainsi la diversité biologique et la structure des communautés végétales et animales. Ce phénomène touche principalement l'Europe occidentale.

Les impacts de ces changements globaux se manifestent principalement par des modifications dans la composition et la structure des peuplements. Au sein des forêts wallonnes, par exemple, le hêtre (*Fagus sylvatica L.*), espèce climacique de cette région, a beaucoup souffert des récentes sécheresses (Latte N. et al., 2015). En raison de sa sensibilité à celles-ci, il présente des perspectives peu optimistes quant à sa répartition future à l'échelle de l'Europe (Piedallu et al., 2013 ; Martinez del Castillo et al., 2022).

1.2 La forêt ardennaise

La surface boisée en Ardenne connaît une croissance constante depuis la fin du XIX^e siècle. Actuellement, cette dernière s'étend sur 290.600 hectares, représentant un taux de boisement de 58% (22% pour la Belgique). Ces forêts équivalent à 61% de la surface boisée observée en Wallonie. Les peuplements feuillus productifs occupent 36% de cette surface, tandis que les peuplements résineux en couvrent 64% (Figure 3 ; Alderweireld et al., 2015). L'épicéa (*Picea Abies* L.) compose la majorité des peuplements résineux (73%). Au sein de ceux-ci, la structure prédominante observée est celle des futaies régulières (98%).

Concernant les peuplements de feuillus, une plus grande hétérogénéité est constatée. Les essences principales incluent le chêne (*Quercus sp.*), le hêtre (*Fagus sylvatica* L.) ainsi que le bouleau (*Betula sp.*) et l'érable (*Acer sp.*). En Ardenne, plusieurs types de gestions sylvicoles sont mises en œuvre pour ces essences de feuillus. La futaie régulière est la méthode la plus fréquemment utilisée (69%), suivie du taillis sous futaie (23%).

En Wallonie, plus de la moitié de la superficie forestière (soit 53%) est détenue par des propriétaires privés (Figure 3). Avec une moyenne inférieure à 1 hectare par propriétaire, la forêt privée se caractérise par un morcellement important et une grande diversité de détenteurs de parcelles (Colson et al., 2002 ; Rondeux, 1991). Les 47% restant font partie du domaine public (Alderweireld et al. 2015). Les types de gestion observés sont semblables à ceux observés en forêt privée.

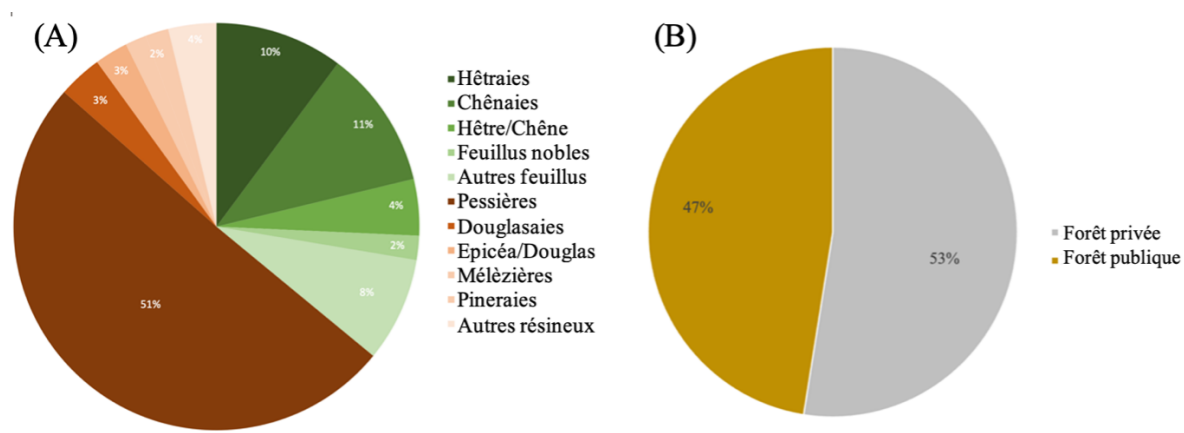


FIGURE 3 – Proportion des principales essences en Ardenne en surface terrière (a) ainsi que selon le type de propriétaire (b) (données issues de Alderweireld et al. (2015)).

Au cours des dernières décennies, la forêt wallonne a subi des transformations importantes tant sur le plan de sa composition que sur celui de son étendue. La superficie forestière, qui avait considérablement diminué au 19^e siècle, en raison du déboisement intensif pour la production de charbon de bois et le défrichement agricole, a connu une expansion notable au 20^e siècle. C'est entre autre pour répondre aux besoins de l'industrie minière

que la plantation d'espèces résineuses, telles que l'épicéa, a augmenté. Les forêts naturelles, ou forêts anciennes subnaturelles, ont particulièrement souffert de cette situation, perdant environ 60% de leur superficie initiale. Récemment, les attentes sociétales pour la forêt ont évolué, suite à une prise de conscience croissante des nombreux services offerts par celle-ci (Brockerhoff et al., 2017 ; Lecomte, 1994). De nombreux peuplements équiens ont ainsi été transformés en futaies irrégulières plus favorables à la stabilité et à la richesse biologique.

1.3 La régénération en forêt

En raison des multiples conditions qui doivent être remplies simultanément pour permettre le développement de la régénération, il est important d'étudier les facteurs qui dictent ce phénomène de régénération. Les plus importants sont (i) les conditions stationnelles (König et al., 2022) ; (ii) la densité d'ongulés (Redick et Jacobs, 2020 ; Unkule et al., 2022) ; (iii) la configuration et la composition de la forêt environnante (Manso et al., 2020) ; (iv) la composition et la compétition au sein des trouées de régénération (De Lombaerde et al., 2021) ; (v) les conditions climatiques (König et al., 2022).

Connaitre et comprendre ces facteurs est essentiel pour mettre en place une sylviculture luttant contre la perte de vitalité des forêts et assurant le développement de la régénération. Il devient impératif d'acquérir des informations plus précises sur les parcelles forestières afin d'étudier leur développement et de pouvoir le corrélérer à diverses variables (Leclère et al., 2021 ; Claessens, 2016).

1.4 Inventaires forestiers

1.4.1 Généralités

Parmi les inventaires forestiers, on retrouve différents types d'échantillonnage : l'échantillonnage systématique ou aléatoire, le transect etc. La méthodologie systématique est majoritairement employée pour recueillir des informations détaillées sur la ressource forestière. L'objectif principal est l'obtention de données précises décrivant la composition et la structure de l'écosystème forestier (Alderweireld et al., 2015). Ces données sont collectées sur le terrain à l'aide d'un échantillonnage par placettes disposées sur la zone d'étude de manière systématique (Duchateau et al., 2020). Pour chaque arbre, les données collectées reprennent sa circonférence (mesurée à 150 cm de hauteur), son essence et sa position dans la placette. Ces mesures sont effectuées sur les individus dépassant un seuil d'inventaire fixé à 40 cm de circonférence (Rondeaux, 2021 ; Alderweireld et al., 2015). L'état sanitaire ou la présence de régénération constituent d'autres données descriptives qui peuvent être collectées selon les objectifs de l'inventaire (Scott et Gove, 2002).

Les résultats des inventaires forestiers sont consignés dans des rapports détaillés fournissant un ensemble de statistiques sur la zone d'étude. L'interprétation de ces données peut déboucher sur des recommandations dans la gestion future des ressources forestières et l'optimisation des prélèvements.

1.4.2 Diversité des types d'inventaires

Depuis 1996, la Wallonie dispose d'une cellule d'inventaires permanents régionaux des ressources forestières wallonne (IPRFW). Ce dispositif assure une évaluation continue du capital forestier régionale, influençant les décisions politiques et informant la filière bois sur la disponibilité des ressources (Leclère et al., 2021). Des relevés sont effectués deux fois sur une période de 20 ans. Ces inventaires systématiques et permanents couvre une grille de 500 m x 1000 m, avec 11 000 points en zone forestière (Figure 4). Par conséquent, un point est présent par 50 hectares de territoire.

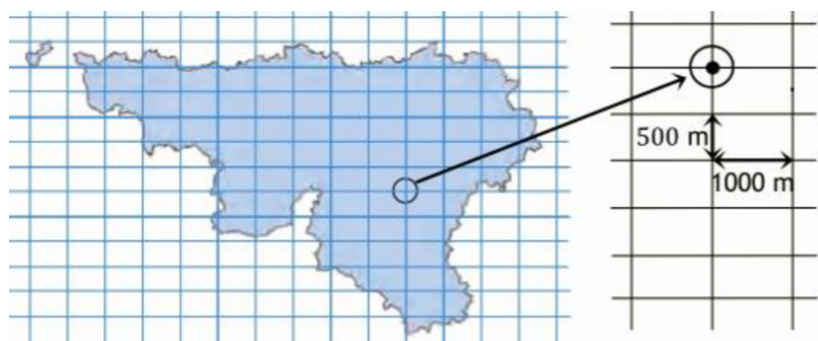


FIGURE 4 – Grille d'échantillonnage systématique de l'IPRFW (issue de Alderweireld et al. (2015)).

Les inventaires de gestion (IFG) et d'aménagement (IFA) permettent d'obtenir des informations de façon plus régulière (Lejeune et al., 2008). Au sein des massifs ou des parcelles, l'effort est concentré sur un nombre limité d'unités d'échantillonnage avec une grande précision de mesure (IFA, 2016). La plupart du temps, des placettes à rayon fixe sont mises en place de façon systématique (Claessens et al., 2017 ; IFA, 2016).

En forêts privées, en raison de la fragmentation des petites propriétés forestières, des inventaires plus fins sont requis pour obtenir des données plus précises au niveau de la parcelle. En raison du caractère chronophage de ces inventaires, ceux-ci ne sont pratiquement jamais réalisés en forêts privées.

1.4.3 Limites

Ces inventaires, bien que nécessaires pour une meilleure compréhension globale du milieu forestier, présentent certaines limites.

Dans un premier temps, un manque d'informations est observé à l'échelle de la parcelle (Veiga et al., 2021 ; Coelho et Pereira, 2011). En effet, avec la tendance à l'irrégularisation, il est difficile d'obtenir des statistiques fiables pour des zones aussi hétérogènes qu'une parcelle. Toutefois, les traitements sylvicoles sont réalisés sur des unités de gestion caractérisées par de faibles surfaces. Il devient donc crucial d'obtenir des informations précises à cette échelle (Kangas et al., 2018).

Ensuite, ces inventaires ne permettent pas d'obtenir suffisamment de données sur la régénération. Cette composante est néanmoins primordiale dans l'étude de l'avenir des forêts et est nécessaire pour guider le gestionnaire vers de bonnes pratiques sylvicoles. Outre les données dendrométriques de base, les autres variables étudiées se résument à de brèves valeurs semi-quantitatives (Leclère et al., 2021).

Enfin, comme expliqué précédemment, la réalisation de ces inventaires est chronophage. Douze années ont été nécessaires pour la mise en place de l'inventaire permanent régional de la forêt wallonne (IPRFW) (IFA, 2016). La forêt étant fortement dynamique, d'importants changements peuvent avoir lieu sur un laps de temps aussi important.

1.5 Le LiDAR aérien

De nos jours, il est possible d'acquérir des données précises grâce à des technologies embarquées sur des avions volant à des altitudes allant de 200 à 1000 mètres (Bonnet S, 2013). Les données LiDAR (*Light Detection And Ranging*, en anglais, signifiant détection et télémétrie par ondes lumineuses) décrivent la structure tridimensionnelle du couvert forestier. Une interprétation et des analyses supplémentaires sont cependant nécessaires pour en extraire des informations spécifiques sur les arbres. La précision des données vaut principalement pour la géométrie du nuage de points (précision planimétrique et altimétrique). L'erreur planimétrique (imprécisions dans les mesures horizontales) varie selon la hauteur de vol, oscillant entre 20 et 30 centimètres.

Ces données sont récoltées au moyen d'un capteur LiDAR émettant des impulsions laser réfléchies par la surface terrestre (Bonnet et al., 2013). Une analyse de l'énergie lumineuse et du temps de retour permet la création d'un nuage de points géoréférencés. Celui-ci décrit la structure tridimensionnelle du couvert (Figure 5 ; Lejeune, 2021).

L'acquisition d'informations peut également se faire à l'aide du LiDAR terrestre. Ce dernier est installé sur un trépied ou un véhicule pour des relevés détaillés à petite échelle.

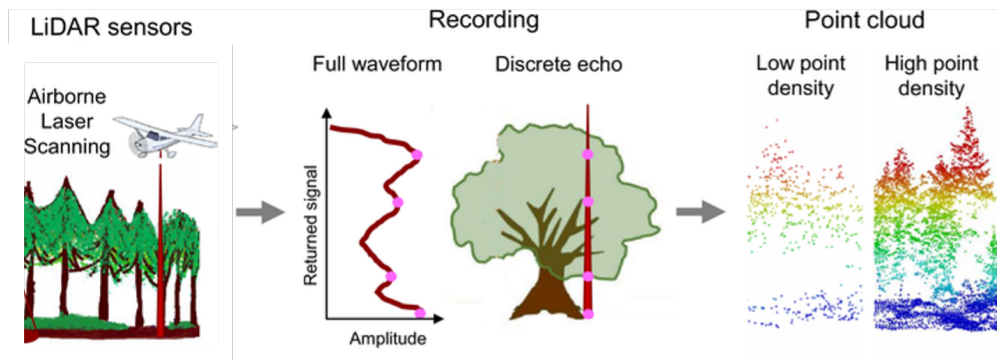


FIGURE 5 – Échantillonnage et traitement des données LiDAR (Bakx et al., 2013).

Le LiDAR s'avère utile dans des environnements diversifiés, où la prise en compte de l'hétérogénéité représente un défi. Le contexte forestier s'y prête particulièrement bien. Diverses cartographies peuvent ainsi être mises en place. Selon la période de végétation, deux types d'acquisition de données sont possibles : leaf-on (durant la croissance estivale) ou leaf-off (durant la période de repos végétatif).

Lors de l'analyse du nuage de points LiDAR, différentes méthodes peuvent être employées. D'une part, l'approche surfacique (ABA - Area Basal Approach ; Figure 6) propose une analyse statistique pour des surfaces de référence analogues aux placettes d'inventaires. Cette approche se concentre sur des caractéristiques statistiques de la canopée au sein de petites unités de surface. D'autre part, l'approche ITD (Individual Tree Detection ; Figure 7) permet une caractérisation individuelle de chaque arbre en identifiant les maxima locaux (ML) et en segmentant les houppiers grâce à des algorithmes appropriés (Marinelli et al., 2019).

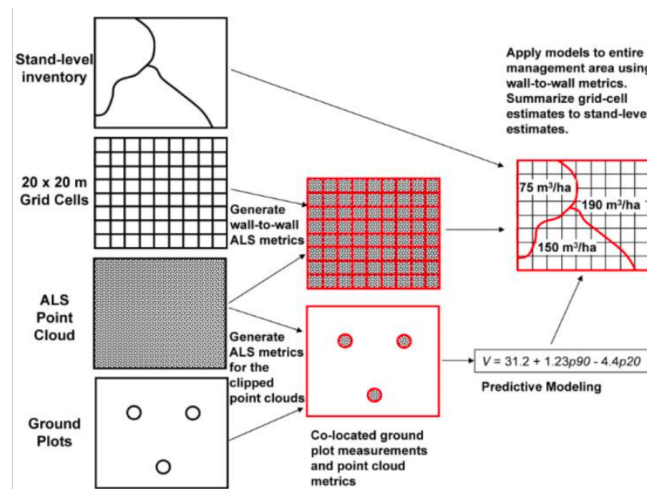


FIGURE 6 – Illustration de l'approche surfacique (ABA) (issue de White et al. (2013)).

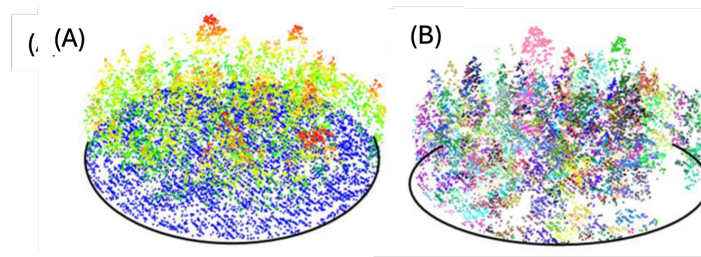


FIGURE 7 – Illustration de l'approche individuelle (ITD). Nuage de points ALS (A), segmentation du nuage de points par l'approche ITD (B) (issue de Rocha et al. (2023)).

À partir des données brutes ALS (*Airbone Laser Scanning*), différents types de modèles peuvent être générés (Figure 8) :

- Le modèle numérique de terrain (MNT) est déduit à partir des derniers retours des impacts laser correspondant au sol.
- Le modèle numérique de surface (MNS), peut être déduit à partir du nuage de points.
- Le modèle numérique de hauteur (MNH), obtenu en soustrayant le MNT au MNS, offre une compréhension approfondie de la topographie et de la structure des forêts (Bonnet, 2010). Ce dernier est particulièrement pertinent en milieu forestier.

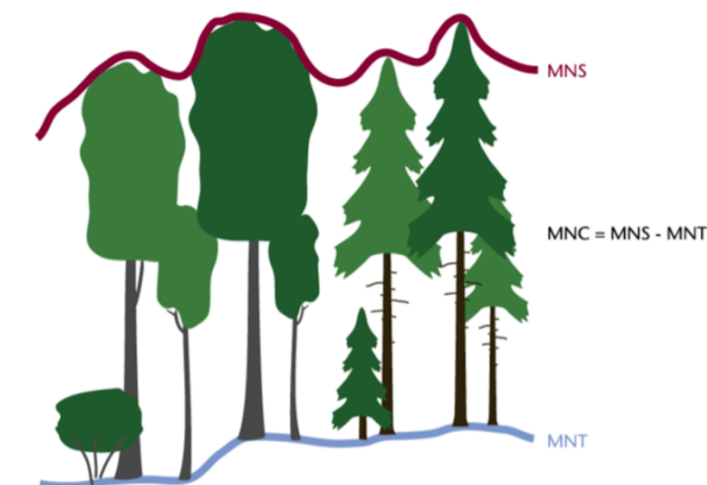


FIGURE 8 – Différents modèles numériques pouvant être obtenus sur base des données LiDAR (avec $MNC = MNH$) (issue de Bonnet (2009)).

Au commencement, l'utilisation du LiDAR en forêt s'est concentrée sur les peuplements résineux réguliers des pays nordiques. Cela s'explique par la structure régulière et donc plus facilement analysable de ces derniers. L'exploration des forêts feuillues irrégulières est une discipline plus récente. Actuellement, à l'échelle de la Wallonie, seulement deux vols ont eu lieu : le premier en 2013-2014 et le second en 2021-2022. Des techniques innovantes telles que l'ALS multispectral offrent la possibilité d'obtenir un nuage de points intégrant simultanément différentes longueurs d'ondes (Fernandez-Diaz et al., 2016). L'émergence progres-

sive de ces méthodes dans nos régions ouvre la porte à une exploration plus approfondie de la couverture forestière.

Toutefois, l'utilisation du LiDAR en forêt présente un biais non négligeable. En effet, lors de l'estimation de la hauteur d'un arbre à partir de données ALS, l'impulsion laser ne touche pas systématiquement le bourgeon terminal (Figure 9). Généralement, une sous-estimation de la hauteur des arbres par rapport à ce qui est mesuré sur le terrain est ainsi observée (Wang et al., 2019; Michez et al., 2020). Celle-ci est influencée par la densité du nuage de points laser (Zhao et al., 2018). Ce biais peut toutefois être atténué en développant des modèles qui ajustent les hauteurs LiDAR sur base des hauteurs observées sur le terrain.

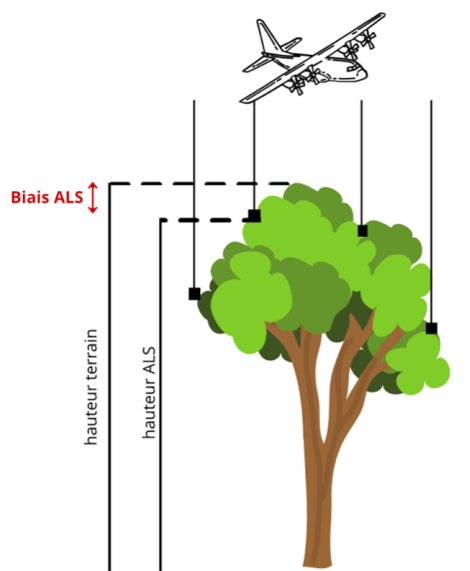


FIGURE 9 – Biais dans l'estimation de la hauteur terrain au moyen du LiDAR ALS.

1.5.1 Observation de l'accroissement des arbres sur le terrain

Le hêtre présente une particularité permettant d'étudier annuellement l'évolution de sa hauteur grâce à la cicatrice laissée par son bourgeon terminal (Figure 10). Occasionnellement, une deuxième pousse peut être produite, entraînant ainsi la formation de deux cicatrices pour une seule année (Zhao et al., 2018; Teissier du Cros, 1981). Ce phénomène reste néanmoins marginal dans le contexte de la régénération naturelle (Kiss et Claessens, 2002), limitant la marge d'erreur de cette méthode. De plus, en cas de développement d'une deuxième pousse, la cicatrice laissée est reconnaissable car généralement moins marquée sur la tige.



FIGURE 10 – Identification des cicatrices annuelles laissées par le bourgeon terminal sur le hêtre (A) et mesure de l'accroissement (B).

1.6 Objectifs

Actuellement, la Wallonie souffre d'un déficit global d'informations concernant la régénération forestière. Ce manque limite la caractérisation précise de son évolution. Peu d'études se sont penchées sur l'utilisation des techniques d'inventaires LiDAR aérien pour détailler la régénération des forêts feuillues irrégulières.

L'objectif principal de ce travail est de combler les lacunes actuelles dans la compréhension de la régénération forestière ardennaise en utilisant des techniques d'inventaires LiDAR ALS. Afin d'atteindre cet objectif central, différents sous-objectifs ont été définis : (i) détecter les trouées de régénération et identifier les jeunes arbres au sein de ces trouées, (ii) étudier la croissance en hauteur de la régénération et (iii) développer un modèle explicatif de cette croissance.

Ces objectifs mènent à poser la question suivante : L'utilisation de données LiDAR ALS permet-elle une analyse de la croissance en hauteur au sein des trouées de régénération et de développer un modèle explicatif de celle-ci ?

2 Matériel et méthode

2.1 Zone d'étude

La zone d'étude reprend l'ensemble de l'Ardenne, une région géographique riche en forêts feuillues. Celles-ci couvrent un peu plus de 100.000 hectares (Alderweireld et al., 2015). Cette zone bioclimatique (Figure 11) se caractérise par des forêts composées en majorité d'un mélange de chênes et de hêtres (Alderweireld et al., 2015). Ceci résulte de la gestion forestière des derniers siècles favorisant le chêne pour sa valeur socio-économique (Claessens et al., 2010). Le hêtre ayant tendance à se régénérer naturellement sous le couvert forestier.

L'étude se concentre sur ces forêts feuillues à couvert continu. Le couvert végétal dense et uniforme de ces feuillus caduques, entraîne un sous-bois relativement ouvert. Des trouées sont créées, volontairement ou non, afin de favoriser le développement de plages de régénération (Pommerening et Murphy, 2004).

Dans un premier temps, l'étude se focalisera sur le hêtre (*Fagus Sylvatica* L.) afin de pouvoir analyser au mieux les accroissements observés sur le terrain (comme présenté précédemment 1.5.1). Ceux-ci permettront alors de corriger le biais observé avec les hauteurs ALS. Par la suite, la correction sera appliquée à l'ensemble de la zone d'étude.

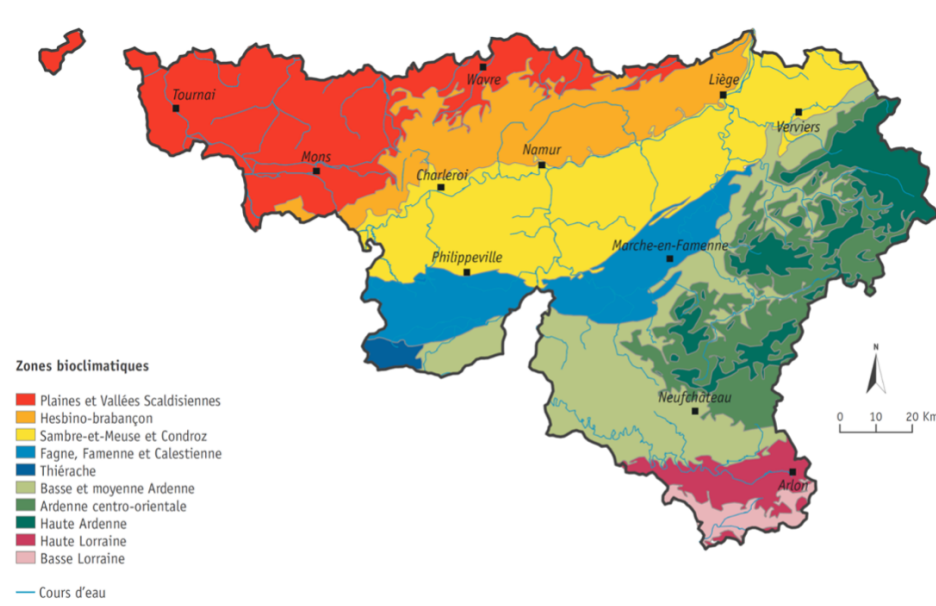


FIGURE 11 – Carte des zones bioclimatiques de Belgique avec, en vert, la zone d'étude (données issues de SPW - DGO3 - DEMNA et DNF (ACRVF)).

L'altitude maximale de la zone d'étude est de 694 m. La topographie est parfois vallonnée, avec une pente moyenne de $7,5 \pm 6,7^\circ$. Le climat continental tempéré est caractérisé par des précipitations annuelles moyennes supérieures à celles de la Belgique ainsi que des températures plus basses que la moyenne belge (European Environment Agency, 2019). Les précipitations annuelles sont comprises entre 151 ± 2 mm et 163 ± 4 mm. La température moyenne annuelle varie entre $7,7 \pm 0,2^\circ\text{C}$ et $8,7 \pm 0,3^\circ\text{C}$ (Figure 12; Van Der Perre et al., 2015).

	Longueur de la saison de végétation (jours)		Précipitations annuelles (mm)		Température moyenne annuelle ($^\circ\text{C}$)		Indice de Lang (xéricité) ($\text{mm}\cdot^\circ\text{C}^{-1}$)		Température maximale absolue ($^\circ\text{C}$)		Température minimale absolue ($^\circ\text{C}$)	
Basse et moyenne Ardenne	163	4	1170	118	8,7	0,3	136,8	17	35,8	0,4	-18,9	0,5
Ardenne centro-orientale	156	2	1136	70	8,1	0,2	141,8	9,2	35,3	0,3	-19,8	0,5
Haute Ardenne	151	2	1219	79	7,7	0,2	161,4	13,1	34,9	0,3	-20,6	0,4

FIGURE 12 – Variables climatiques sur l'ensemble de la zone d'étude en fonction des zones bioclimatiques (issue de Van Der Perre et al. (2015)).

Au sein de cette zone d'étude, l'intérêt a été mis plus précisément sur les trouées de régénération. Il s'agit de zones où le couvert forestier est interrompu, permettant ainsi à la lumière de pénétrer et de favoriser la croissance de nouvelles tiges (Figure 13). Ces trouées de régénération s'étendent sur des plages continues caractérisées par une surface supérieure à 0,5 ares ainsi qu'une largeur supérieure à 4 m (Leclère et al., 2021).



FIGURE 13 – Ambiance forestière avec un couvert interrompu (A) favorisant la croissance de trouées de régénération (B).

2.2 La cas de l'ALS en Ardenne

A l'échelle de la zone d'étude, deux campagnes LiDAR ALS ont eu lieu (Figure 14; Tableau 1). La première a pris place sur deux périodes hivernales, en 2013 et 2014. La seconde s'est déroulée entre 2021 et 2022, également sur deux hivers. L'intervalle entre les deux acquisitions LiDAR varie entre 7 et 8 saisons de croissance.

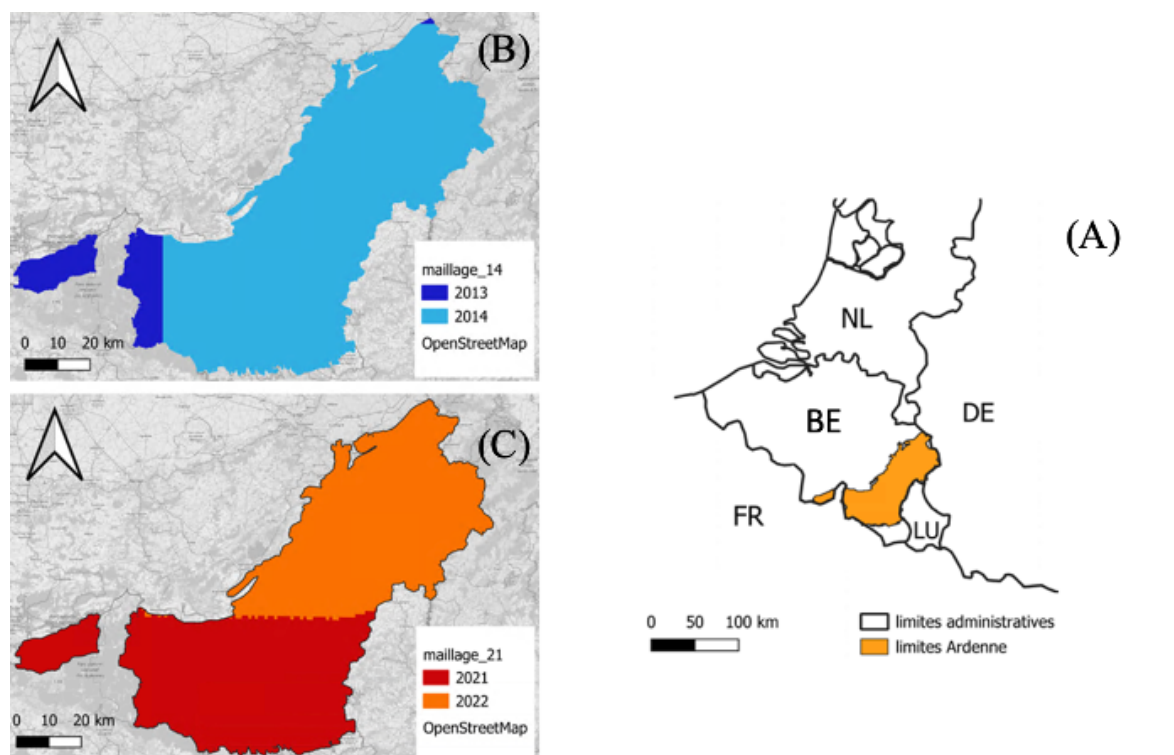


FIGURE 14 – Maillage de la zone d'étude (A) selon les deux périodes d'acquisition des données pour la période 2013-2014 (B) et la période 2021-2022 (B).

Caractéristiques	LiDAR 2013-2014	LiDAR 2021-2022
Nombre de pulses/m ²	1.5	7
Précision en Z (cm)	12	12
Système de projection en XY	Lambert 72	Lambert 2008
Système de projection en Z	DNG	DNG
Recouvrement entre deux bandes de vol (m)	0.3	0.6
Résolution des rasters (m)	1	0.5
Densité points (pts/m ²)	0.8	13
Nombre maximal de retours par pulse	4	7

TABLE 1 – Caractéristiques des deux vols ALS sur la zone d'étude.

2.3 Traitement des données LiDAR

La normalisation des nuages de points LiDAR implique d'estimer la hauteur de chacun de ces derniers par rapport au niveau du sol, harmonisant ainsi les valeurs selon un référentiel commun. Suite à cette normalisation, le nuage de points a été agrégé pour créer un mnh. Celui-ci intègre les informations relatives à la hauteur des arbres dans une représentation spatiale uniforme de type *raster*. Cette première étape a déjà été réalisée par l'équipe de recherche forestière de Gembloux Agro-Bio Tech (Lejeune et al., 2024).

Les données de référence de cette étude sont mnh14 (modèle numérique de hauteur pour 2013-2014) avec une résolution de 1 m et le mnh21 (modèle numérique de hauteur pour la campagne 2021-2022) avec une résolution de 0,50 m. Divers traitements ont été réalisés afin de transformer ces données brutes en un ensemble de maxima locaux permettant d'étudier la croissance en hauteur. Un second jeu de données a été employé. En effet, diverses cartographies ont permis d'obtenir des informations sur les trouées de régénération. Le nuage de points LiDAR 2021 a également servi comme source de données afin d'obtenir l'intensité du retour du signal (Figure 15).

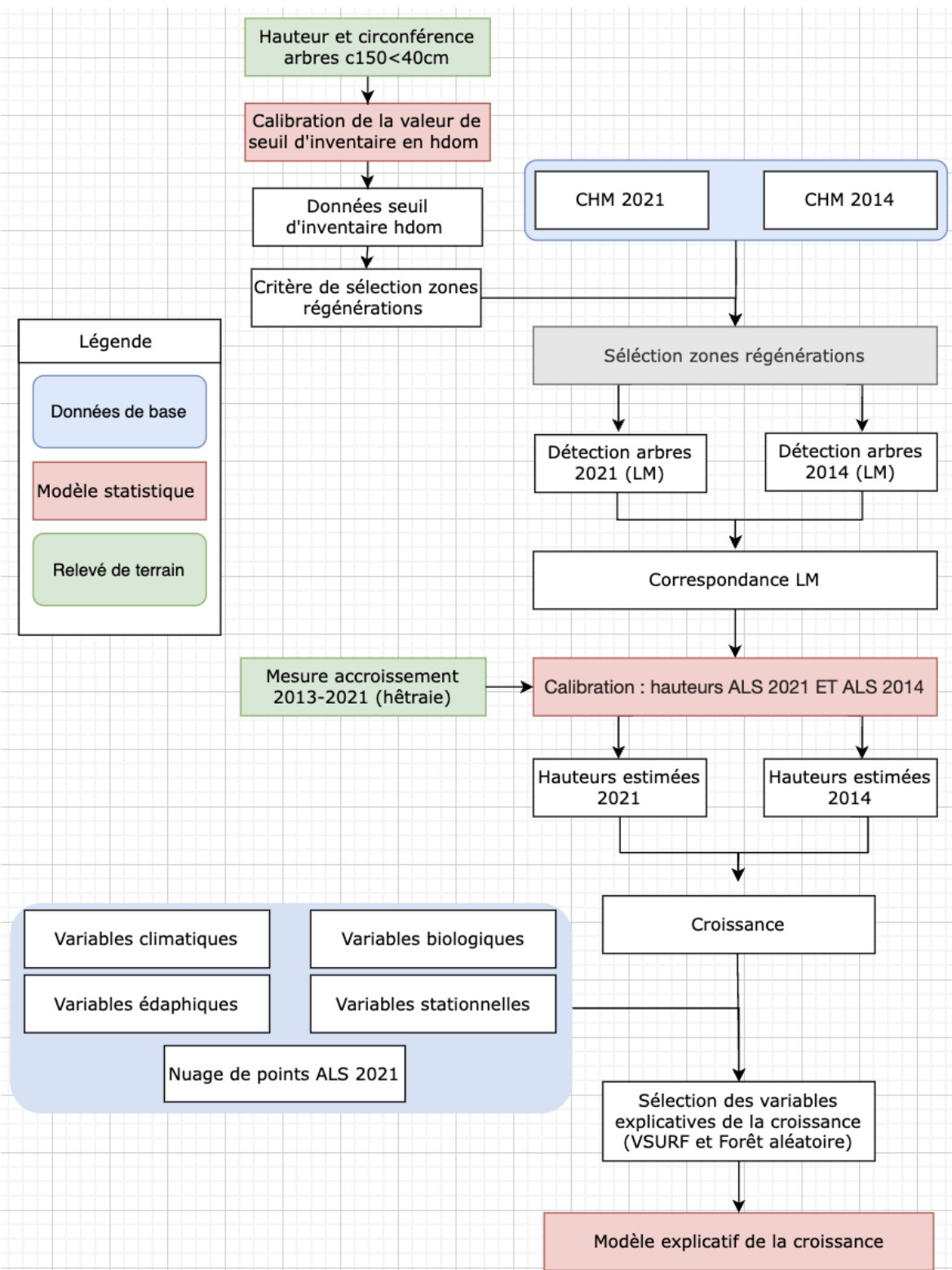


FIGURE 15 – Organigramme explicatif de la méthode de travail utilisée.

2.3.1 Importation des mnh14 et mnh21

Pour optimiser le traitement des données, les mnh ont été découpés en tuiles de 1 km² couvrant l'ensemble de la zone d'étude (Figure 16). Vu la différence dans les systèmes de coordonnées entre le mnh21 (Belgian Lambert 2008 - epsg : 3812) et le mnh14 (Belgian Lambert 72 - epsg : 31370), un processus de ré-échantillonnage du mnh14 sur le mnh21 a été effectué. En effet, il est essentiel de garantir la concordance des tuiles avec une homogénéité des résolutions et des couvertures spatiales.

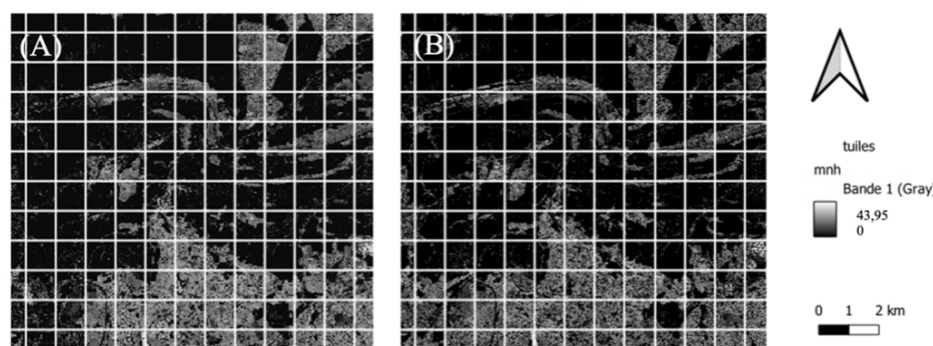


FIGURE 16 – Illustration des jeux de données mnh14 (A) et mnh21 (B) superposés aux tuiles de 1 km².

2.3.2 Détermination des trouées de régénération

La détection des trouées de régénération représente une étape importante permettant de répondre au premier sous-objectif (détecter les trouées de régénération). Ces trouées sont identifiées comme des zones ouvertes au sein d'une couverture forestière en cours de fermeture (Leclère et al., 2021). Elles sont caractérisées par la présence de jeunes arbres et l'absence d'un couvert d'arbres dominants (Löf et al., 2019). Les relevés de terrain ont permis, d'affiner certaines conditions de détection de ces trouées à l'aide de modèles.

Les trouées de régénération sont identifiées et délimitées en considérant les critères suivants (Figure 17) :

1. **Localisation** : seules sont considérées les trouées au sein de forêts feuillues. Pour cela, la carte de prédiction des essences a été combinée à la carte du masque forestier.
2. **Hauteur (dérivée du mnh)** : inférieure au seuil d'inventaires transformé en un seuil de hauteur
3. **Pente (calculée à partir du mnh)** : inférieure à 80°, éliminant ainsi les zones avec des branches basses
4. **Superficie** : comprise entre 0,5 et 50 ares

5. **Largeur** : supérieure à 4 m. En effet, les trouées trop étroites ne sont pas représentatives des conditions forestières nécessaires au bon développement des arbres au sein des trouées de régénération

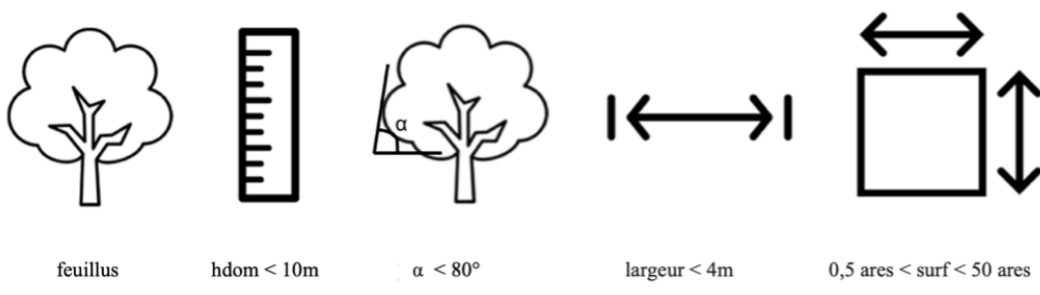


FIGURE 17 – Critères de délimitation des trouées de régénération.

Une fois l'ensemble de ces critères appliqué, une cartographie des trouées de régénération sur l'ensemble de la zone d'étude a pu être mise en place.

2.3.3 Localisation des maxima locaux correspondant aux arbres

Pour atteindre le second sous-objectif (mettre en place un modèle de croissance en hauteur de la régénération), il est essentiel d'étudier les arbres qui composent l'ensemble des trouées de régénération. Pour cela, la fonction *locate_trees* (package lidR) a permis, sur base des mnh, d'identifier l'ensemble des maxima locaux composant les différentes trouées. Chaque point est comparé, sur une fenêtre mobile, à ces voisins jusqu'à ce qu'un maximum local soit détecté. En fonction de la hauteur du point étudié, la fenêtre de recherche fluctue (Figure 18). La sélection d'une densité plus importante d'arbres est possible lorsque la hauteur est faible. Chaque maximum local est alors enregistré dans un fichier de sortie.

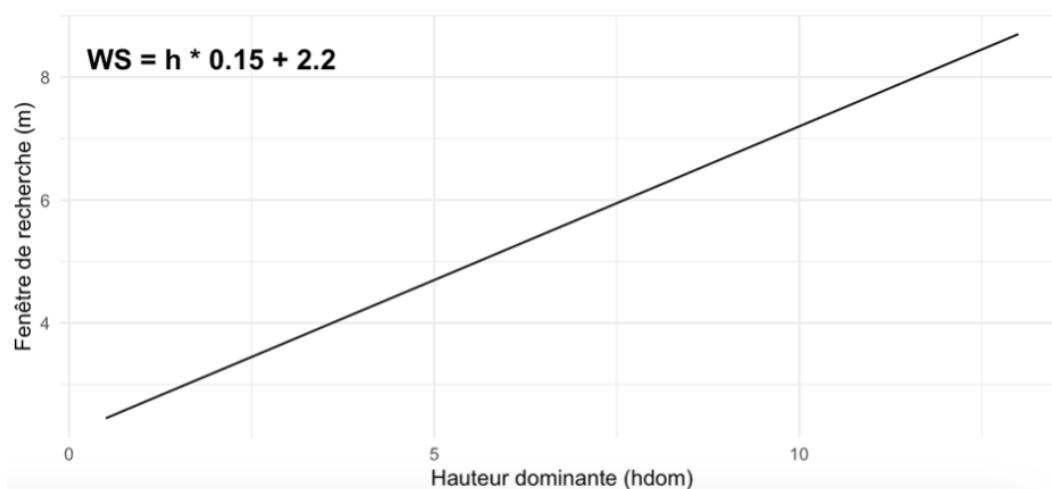


FIGURE 18 – Définition de la WS en fonction de la hauteur prédite.

Lors de la localisation des maxima locaux pour l'année 2014, une hauteur minimale de 0,5 m a été définie. Ce seuil a été choisi afin d'éliminer la plupart des végétaux herbacés identifiés par le modèle comme des maxima locaux. Pour ce qui est de l'année 2021, la hauteur minimale a été relevée à 2 m. Ce second seuil permet de réduire le bruit dans le modèle d'identification des arbres, en évitant la détection de végétaux herbacés dominants tels que les ptéridophytes. Il convient de noter que certains jeunes plants sont exclus avec ce seuil de hauteur minimale. Cependant, dans le cadre de la comparaison des maxima locaux entre 2014 et 2021, l'hypothèse sous-jacente est que les individus identifiés en 2014 ont dépassé le seuil de 2 m en 2021.

2.3.4 Correspondance des maxima locaux

Pour étudier la croissance en hauteur dans les trouées de régénération, il est essentiel de comparer les maxima locaux obtenus en 2014 à ceux de 2021 (Figure 20). Les fluctuations dans la précision du laser (entre les deux campagnes d'échantillonnage) ainsi que la croissance asymétrique des arbres entraînent un déplacement des positions des maxima locaux. Cela complexifie l'appariement de ces derniers.

Pour chaque année, les coordonnées spatiales, les hauteurs déduites et l'identité de chaque arbre ont été extraites.

L'écart entre un maximum local observé en 2021 et l'ensemble des maxima locaux de 2014 a été calculé pour chaque tuile.

Une distance seuil a été définie selon la hauteur des arbres en 2014 (Figure 19). Si la distance calculée est inférieure au seuil fixé, le maximum local de 2021 et son voisin le plus proche observé en 2014 sont appariés. Une fois qu'un arbre identifié en 2014 est attribué à son homologue en 2021, celui-ci est retiré de la liste pour éviter toute comptabilisation avec un second maximum local de 2021 (Figure 20).

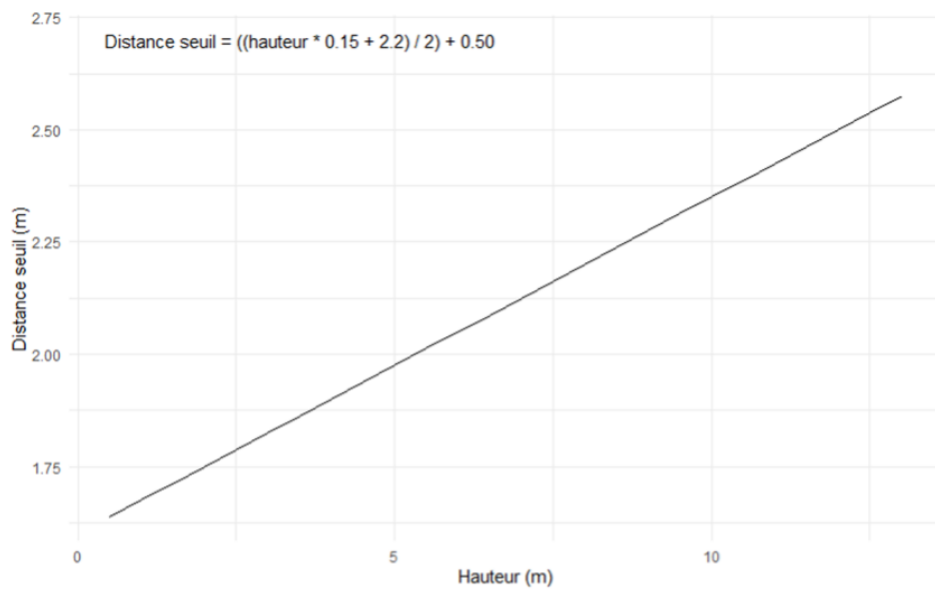


FIGURE 19 – Graphique des distances seuils en fonction de la hauteur du ML14 .

Finalement, l'ensemble des maxima locaux appariés sont combinés dans un fichier qui reprend leur identifiant pour 2014 et pour 2021, les hauteurs prédites pour ces deux années ainsi que l'année d'acquisition de l'image. Comme la récolte des données LiDAR a été réalisée pour les deux vols sur deux saisons hivernales consécutives, il est important de noter l'année exacte d'acquisition de l'image pour obtenir le bon accroissement (Équation 1).

$$\text{Accroissement} = \frac{H_{21} - H_{14}}{\text{year}_{21} - \text{year}_{14}} \quad (1)$$

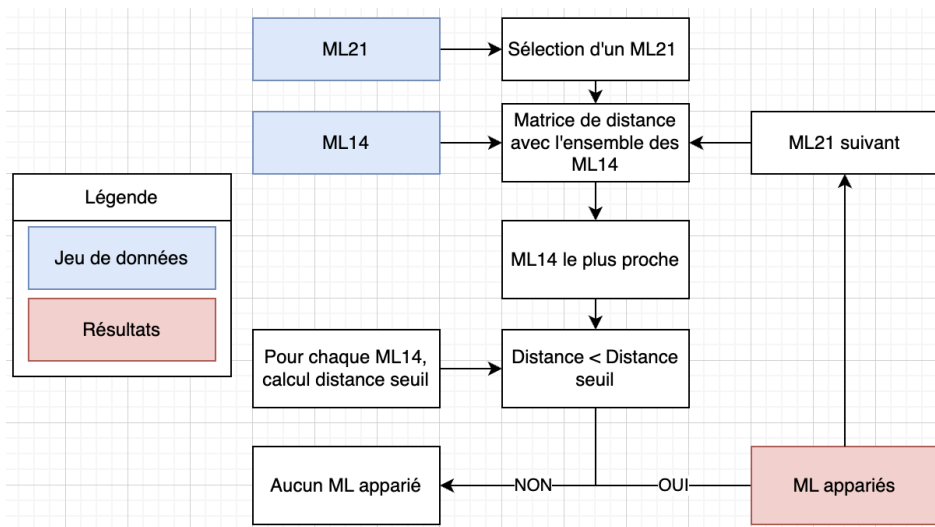


FIGURE 20 – Organigramme de la méthode mise au point afin de développer la fonction d'appariement des maxima locaux.

2.4 Collecte des données sur le terrain

Dans le cadre de la thèse de Louise Leclère sur la caractérisation de la régénération, un jeu de données a été mis en place dans la région de Florenville (1707,6 ha, 21). L'objectif de cette nouvelle phase de collectes est d'élargir le jeu de données existant, renforçant ainsi la robustesse des modèles prédictifs.

L'accent est mis sur l'acquisition de données qui dévient par rapport à la moyenne des accroissements observés.

2.4.1 Détermination d'un seuil d'inventaire

Habituellement, le seuil d'inventaire est défini selon la circonférence des arbres. Lorsque celle-ci est inférieure à 40 cm, l'arbre est catégorisé comme de la régénération.

Afin d'inscrire ce travail dans la continuité de ce qui est fait en Wallonie, il est nécessaire de transformer le passage à la futaie en une variable déductible sur base du nuage de points LiDAR. Les relations allométriques fournissent des équations permettant de relier deux variables. Il est donc pertinent de lier la circonférence des arbres à leur hauteur totale.

La valeur de passage à la futaie de 10 m, initialement définie pour la massif des Épioux (Leclère et al., 2021), est vérifiée afin de savoir si une variabilité est observée sur une plus grande zone d'étude. Un ensemble de vingt plots aléatoires de 15 m de rayon est échantillonné. Ces plots sont distribués également entre le cantonnement de Bièvre et de Saint-Vith (Figure 21). Les arbres échantillonnés sur le terrain sont des individus non sur-cimés. Leur hauteur ainsi que leur circonférence à 1,5 m sont mesurées et compilées dans un document.

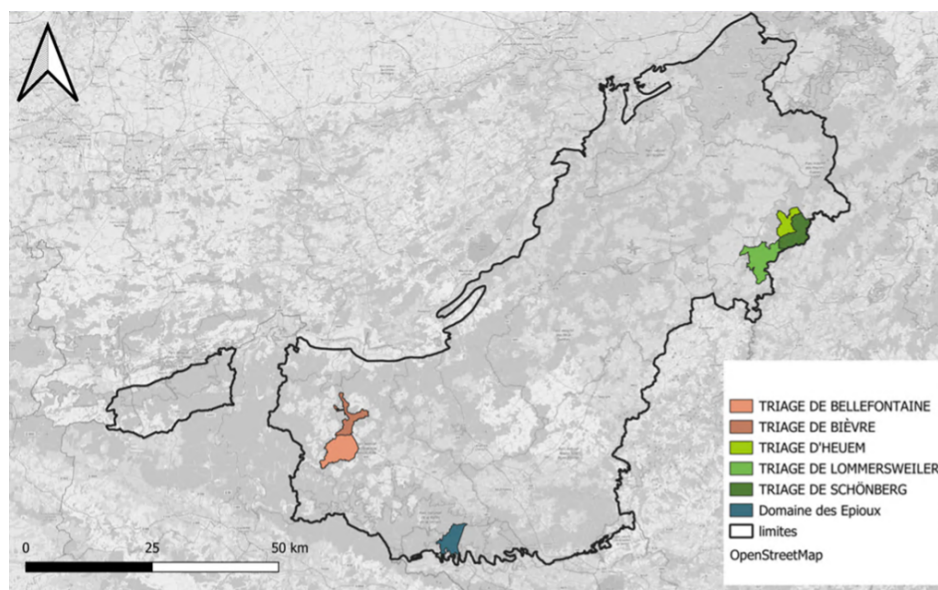


FIGURE 21 – Localisation des triages où ont lieu les échantillonnages sur la zone d'étude ainsi que sur la zone du massif des Épioux.

Un modèle de type puissance a permis de calibrer la relation observée entre la circonférence et la hauteur. Ce modèle établit une relation fonctionnelle entre deux variables. Le changement relatif d'une variable entraîne un changement relatif proportionnel de l'autre. Une fois catégorisé par classe de 1 cm de circonférence, le dixième percentile de chaque classe a été utilisé pour ajuster le modèle. Cette approche a permis de mieux cerner la dynamique de passage à la futaie en tenant compte des spécificités des arbres présentant une plus faible circonférence. Cette sélection d'arbres les plus petits vise à minimiser le nombre d'arbres dont la circonférence dépasse la valeur seuil de circonférence mais qui sont considérés comme de la régénération selon le seuil de hauteur.

2.4.2 Modèles hauteur ALS en hauteur terrain

Le parcellaire de la Wallonie a permis de définir l'ensemble des peuplements forestiers en Ardenne où la proportion de hêtres dépasse 80%. Dans ces peuplements, la moyenne et le coefficient de variation de l'accroissement ont été calculés, pour chaque triage, au moyen de la méthode définie précédemment. Les triages présentant une croissance nettement divergente par rapport à la moyenne (coefficient de variation plus important ou moyenne significativement différente) ont été sélectionnés afin d'être échantillonnés. Un ensemble de 10 trouées de régénération ont été sélectionnées par triage avec, au sein de celles-ci, au moins cinq individus. Cet échantillonnage a permis de compléter le jeu de données initial collecté par Louise Leclère dans le cadre de sa thèse.

Ce nouveau jeu de données élargi a été utilisé pour calibrer les hauteurs obtenues à partir des données LiDAR de 2014 et 2021. Il convient de noter que les hauteurs et les accroissements résultant de cette première détection nécessitent une calibration avant interprétation. Cela est dû au biais présent dans l'utilisation des hauteurs ALS pour estimer la hauteur des arbres (comme défini précédemment : 1.5 Le LiDAR aérien ; Figure 9). Les données non calibrées permettent de définir les trouées de régénération où l'échantillonnage sera le plus intéressant.

Pour les arbres sélectionnés et abattus, les cicatrices laissées par les bourgeons terminaux ont été localisées à partir de l'apex. La distance entre chaque cicatrice a alors été mesurée. Les données recueillies comprennent la hauteur des tiges en 2023, les accroissements annuels de 2013 à 2022 ainsi que la géolocalisation précise des sommets des tiges. Cette dernière a été obtenue à l'aide du GPS EMLid Reach RS2+ (EMLid, <https://eMLid.com/reachrs2plus/>). La qualité de la concordance entre les données obtenues par télédétection et sur le terrain a dicté la qualité de l'ensemble des résultats. Pour cela, un GPS de précision RTK (*Real Time Kinematic*) a été utilisé (Figure 22).



FIGURE 22 – Précision du GPS RTK (en rouge) dans l’observation sur le terrain des arbres détectés par cartographie.

Le jeu de données initial dispose de peu d’informations pour les arbres de faible hauteur ($h < 3$ m). Pour cette raison, un sous-ensemble a été échantillonné selon la même méthodologie. Ce dernier a été réalisé sur des arbres dont la hauteur en 2021 était comprise entre 1,5 et 2,5 m. L’objectif étant d’améliorer la qualité du modèle de calibration des hauteurs pour les arbres de petite taille.

2.5 Ajustement des modèles

2.5.1 Calibration des hauteurs ALS

Différents modèles ont été mis en place afin de réduire le biais dans l’estimation de la hauteur terrain par les hauteurs LiDAR. Ceux-ci ont été évalués et comparés afin de sélectionner celui présentant les meilleures performances statistiques. Ce dernier a alors été appliqué à l’ensemble des arbres détectés.

Initialement, un modèle linéaire a été développé (Équation 2). Ce modèle statistique suppose une relation linéaire entre la hauteur des arbres (variable dépendante) et les variables explicatives (hauteur LiDAR ; Zhao et al., 2018). Il a été ajusté sur la base du jeu de données décrit au point précédent (2.4.2 Modèles hauteur ALS en hauteur terrain). Afin d’évaluer la performance des différents modèles, le coefficient de détermination (R^2), la RMSE (racine carré de l’erreur quadratique moyenne des résidus) ainsi que l’erreur systématique ont été calculés et comparés.

$$H_{\text{Est_Lin}} = b_X + a_X \times H_{\text{ALS}} \quad (2)$$

Ensuite, un modèle non-linéaire a été appliqué (Équation 3). Ce modèle additif généralisé (GAM) permet une estimation non-linéaire des hauteurs ALS sur base des hauteurs observées sur le terrain. Cette approche offre la possibilité d'identifier des tendances au sein des données sans nécessiter la spécification d'une forme fonctionnelle a priori (Zhao et al., 2018). La performance de ce nouveau modèle a également été évaluée.

$$H_{\text{Est_GAM}} = s(H_{\text{ALS}}) + s(H_{\text{ALS}} \cdot x) \quad (3)$$

Le modèle présentant les meilleures statistiques a été conservé et appliqué sur l'ensemble des hauteurs estimées par ALS. Une nouvelle croissance prédite, plus fidèle aux valeurs observées sur le terrain, a pu être calculée sur base du modèle choisi.

2.5.2 Modèle explicatif de la croissance

Une fois les accroissements calculés et ajustés à travers l'Ardenne, il devient pertinent d'explorer les raisons sous-jacentes aux variations d'accroissement observées. Comprendre les facteurs explicatifs de l'accroissement de la régénération permet de conseiller les gestionnaires forestiers vers une sylviculture qui favorise cette dernière.

L'objectif est de développer un modèle explicatif du succès des trouées de régénération. Dans un premier temps, les analyses ont été faites à l'échelle du maximum local. Pour améliorer la précision du modèle, les taux de croissance et les autres variables ont été moyennés à l'échelle de chaque trouée. Ce traitement de données a permis d'atténuer l'impact des facteurs internes aux arbres qui n'ont pas été étudiés en les lissant par la moyenne.

Les variables étudiées (Tableau 2) ont été extraites à partir de diverses cartographies ainsi que des données IRM. Les variables climatiques ont été calculées à partir du logiciel CDO (Schulzweida, 2019). A l'exception des données trentenaires analysées sur la période de 1990 à 2020, les variables climatiques ont été étudiées de 2011 à 2020. Le choix de cette fenêtre temporelle vise à fournir une compréhension approfondie des conditions climatiques ayant pu influencer le développement des arbres dans les trouées de régénération. L'hypothèse de départ est que ces variables impactent de façon significative la croissance en hauteur.

TABLE 2 – Ensemble des variables étudiées dont l'influence sur la croissance de la régénération a été testée.

Variable	Explication	Échelle	Résolution	Source des données
Hauteur				
h14	Hauteur LiDAR en 2014 (m)	ML	1 m	(Lejeune et al., 2024)
h14_pred	Hauteur terrain prédite en 2014 (m)	ML	1 m	
h21	Hauteur LiDAR en 2021 (m)	ML	1 m	(Lejeune et al., 2024)
h21_pred	Hauteur terrain prédite en 2021 (m)	ML	0,5 m	
Trouée de régénération				
perim	Périmètre de la trouée de régénération en 2021	Trouée	0,5 m	
complexity	Indice de complexité de la trouée en 2021	Trouée	0,5 m	
densite_ML	Densité d'arbres au sein de la trouée en 2021 (arbre/m ²)	Trouée	0,5 m	
surf21	Surface de la zone de régénération en 2021 (m ²)	Trouée	0,5 m	
surf14	Surface de la zone de régénération en 2014 (m ²)	Trouée	1 m	
dist_mean	Distance moyenne des arbres à la bordure en 2021 (m)	ML	0,5 m	
Périphérie				
surf_MF	Surface du masque forestier (km ²)	Forêt	2 m	
buff_h21max	Hauteur maximale en 2021 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	0,5 m	
buff_h21min	Hauteur minimale en 2021 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	0,5 m	
buff_h21moy	Hauteur moyenne en 2021 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	0,5 m	
buff_h14max	Hauteur maximale en 2014 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	1 m	
buff_h14min	Hauteur minimale en 2014 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	1 m	
buff_h14moy	Hauteur moyenne en 2014 dans un buffer de 20 m autour de la trouée (m)	Périphérie de la trouée	1 m	

Variable	Explication	Échelle	Résolution	Source des données
densite_ML_buff	Densités d'arbre dans un buffer de 20 m autour de la trouée en 2021 (arbre/m ²)	Périphérie de la trouée	0,5 m	
Gibier				
ongu_all	Ongulés tirés par km ² de forêt et par an (ongulé/km ² /an)	Triage	/	SPW
mean_RedShotTri	Cerfs tirés par km ² de forêt et par an (cerfs/km ² /an)	Triage	/	DEMNA – SPW
Station				
AE	Apport en eau	ML	10 m	DEMNA – SPW
A_CS_HE	Aptitude du hêtre selon la carte des stations	ML	10 m	(Wampach et al., 2017)
aptitudeFEE_HE	Aptitude du hêtre selon le fichier écologique des essences	ML	10 m	(Tosens, 2024)
CNSW	Carte numérique des sols de Wallonie	ML	10 m	(Petit et al., 2017)
NH	Niveau hydrique	ML	10 m	SPW
NT	Niveau trophique	ML	10 m	(Wampach et al., 2017)
SS	Sous secteur radiatif	ML	10 m	(Petit et al., 2017)
SWC	Stockage de l'eau par le sol	ML	10 m	(Wampach et al., 2017)
TOPO	Situation topographique	ML	10 m	(Rodremont et al., 2012)
ZBIO	Zone bioclimatique	ML	/	
COMPO_ALL	Composition des essences	ML	2,5 m	DNF - SPW
CS_A	Catalogue des stations en Ardenne	ML	10 m	(Bolyn et al., 2020)
pen	Pente (°)	ML	0,5 m	
altitude	Altitude (m)	ML	0,5 m	
prop_ch	Proportion de chênes (%)	ML	10 m	(Bolyn et al., 2022)
prop_he	Proportion de hêtres (%)	ML	10 m	(Bolyn et al., 2022)
intensite	Intensité du retour du signal LiDAR	ML	0,5 m	SPW
Facteurs météorologiques				
Tmean_30aire	Température moyenne trentenaire (°C)	ML	5 km ²	(Tosens, 2024)
P_30aire	Précipitation moyenne trentenaire (mm)	ML	5 km ²	
dh	Déficit hydrique (mm)	ML	5 km ²	

Variable	Explication	Échelle	Résolution	Source des données
Tmin_4	Températures journalières minimales journalière du mois d'avril (°C)	ML	5 km ²	
Tmax_5	Température journalière minimale journalière du mois d'avril (°C)	ML	5 km ²	
ETP_30aire	Évapotranspiration moyenne trentenaire (°C)	ML	5 km ²	
R_30aire	Ruissellement moyen trentenaire	ML	5 km ²	
ETP	Évapotranspiration annuelle totale (ETP; mm), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (ETP_aut), printemps (ETP_ptps), été (ETP_ete) et hiver (ETP_hiv)	ML	5 km ²	
pl	Pluviométrie annuelle totale (pl; mm), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (pl_aut), printemps (pl_ptps), été (pl_ete) et hiver (pl_hiv)	ML	5 km ²	
rs	Radiation solaire annuelle totale (rs; W/m ²), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (rs_aut), printemps (rs_ptps), été (rs_ete) et hiver (rs_hiv)	ML	5 km ²	
sd30	Nombre de jours à plus de 30°C	ML	5 km ²	
tg	Température annuelle moyenne (tg; °C), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (tg_aut), printemps (tg_ptps), été (tg_ete) et hiver (tg_hiv)	ML	5 km ²	
tn	Température minimale annuelle moyenne (tn; °C), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (tn_aut), printemps (tn_ptps), été (tn_ete) et hiver (tn_hiv)	ML	5 km ²	
tx	Température maximale annuelle moyenne (tx; °C), ainsi que valeur pour chaque saison : automne (tx_aut), printemps (tx_ptps), été (tx_ete) et hiver (tx_hiv)	ML	5 km ²	

L'identifiant de chaque arbre, son accroissement moyen et les facteurs explicatifs ont été combinés dans le fichier reprenant le jeu de données. Celui-ci a été divisé en deux parties, l'une pour entraîner le modèle (70% des données) et l'autre pour le valider (30% restant). Préalablement, la fonction *corSelect* (package *fuzzySim*) a été utilisée pour déterminer la corrélation entre les variables prédictives. Seules les variables non corrélées ont été maintenues. Une forêt aléatoire (*Random Forest*) de régression ainsi que la fonction VSURF (*Variable Selection Using Random Forests* ou sélection des variables en utilisant la forêt aléatoire) ont été appliquées sur les données d'entraînement. La forêt aléatoire est un algorithme de machine learning utilisé pour la construction de modèles robustes de prédiction. VSURF est un outil complémentaire basé sur la forêt aléatoire, utilisé pour la sélection efficace des variables les plus importantes (Genuer et al., 2015). Ces fonctions permettent de calculer l'importance de chaque prédicteur pour la variable de réponse (Genuer, 2010). De cette façon, seuls les facteurs impactant le plus significativement la croissance de la régénération ont été conservés.

Ensuite, plusieurs modèles GAM ont été ajustés afin de prédire la croissance en hauteur sur base des facteurs sélectionnés (Wood, 2017). Le R^2 (proportion de la variance expliquée) ainsi que la distribution des résidus ont été évalués pour identifier le meilleur modèle explicatif de la croissance de la régénération. Une fois ce modèle mis en place, les résidus de chaque facteur sélectionné ont été étudiés. Dans le cas où la distribution des résidus n'était pas homogène, une fonction de lissage a été appliquée. Les fluctuations extrêmes ainsi atténuées permettent d'obtenir une représentation plus stable des données.

Finalement, le modèle GAM a été appliqué sur les données de validation afin de prédire l'accroissement observé sur le terrain.

2.5.3 Modèle de classification résineux – feuillus

Dans une optique d'aide au gestionnaire forestier, il est intéressant de pouvoir prédire la composition des trouées de régénération. Un modèle forêt aléatoire a été mis en place pour prédire cette composition à partir de l'intensité du retour signal LiDAR. En combinant l'ensemble des arbres détectés et l'orthophotoplan de 2021, 1046 arbres ont été classés selon deux classes (résineux – feuillus). 70% de ce jeu de données ont permis d'entraîner le modèle, les 30% restant l'ont validé.

3 Résultats

3.1 Modèle de définition du seuil d'inventaire

La mesure de 102 nouveaux arbres a permis d'étendre le jeu de données. Ceci amène l'échantillon à 261 individus ayant une amplitude de circonférence de 8 à 126 cm.

L'analyse selon le modèle puissance a permis de définir un seuil de passage à la futaie de 10,31 m sur l'ensemble de l'Ardenne (Figure 23). Ce seuil, arrondi à l'unité la plus proche, correspond au critère de hauteur initialement établi en référence à la littérature (Leclère et al., 2021). Les valeurs de passage à la futaie ont également été calculées séparément pour le cantonnement de Saint-Vith et de Bièvre. Aucune différence significative n'a été observée et les résultats arrondis donnent la même valeur (seuil d'inventaire de 10 m).

Désormais, les trouées de régénération sont clairement définies selon les critères précédemment établis avec une hauteur dominante inférieure à 10 m.

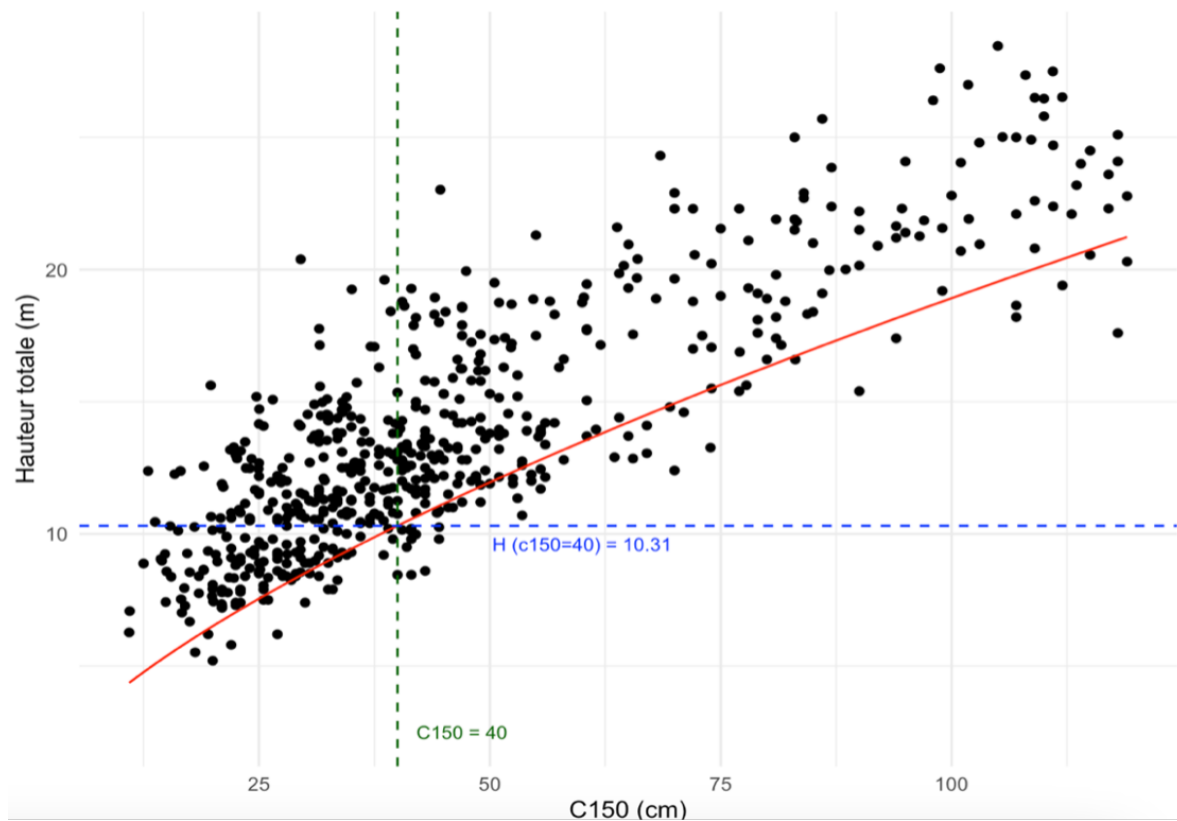


FIGURE 23 – Modèle puissance calibré sur le dixième percentile pour l'Ardenne.

Le coefficient de détermination de 0,996 montre une corrélation importante entre la hauteur et la circonférence des arbres (Tableau 3).

TABLE 3 – Résumé des résultats de la régression linéaire

$lm = lm(htot \sim circonf)$

Variable	Estimation	Erreur Std.	T valeur	Pr(> t)	R ²
(Intercept)	4.014	0.21	18.32	8.13e-08 ***	0.9957
Circonf	0.152	0.001	45.77	5.74e-11 ***	

*** = très hautement significatif

3.2 Caractérisation des trouées de régénération

En 2021, l'analyse cartographique a révélé la présence de 561.061 trouées de régénération à travers l'ensemble de l'Ardenne. Ces trouées présentent une variabilité importante en termes de superficie, avec une moyenne de $2,32 \pm 4,14$ ares (Figure 24). Au total, 13.016,61 hectares de régénération ont été observés en 2021. Ceci représente 12,4% de la surface totale de la zone d'étude (Figure 25-B). En se basant sur les données du mnh14, l'analyse a permis d'identifier un total de 385.654 trouées de régénération, avec une surface moyenne de $2,69 \pm 4,61$ ares. Il s'agit de 10.374,09 hectares de régénération en 2014 (soit 9,9% de la zone d'étude) (Figure 25-A). La plupart de ces trouées (89%) ont une superficie inférieure à 1000 ares (Figure 24).

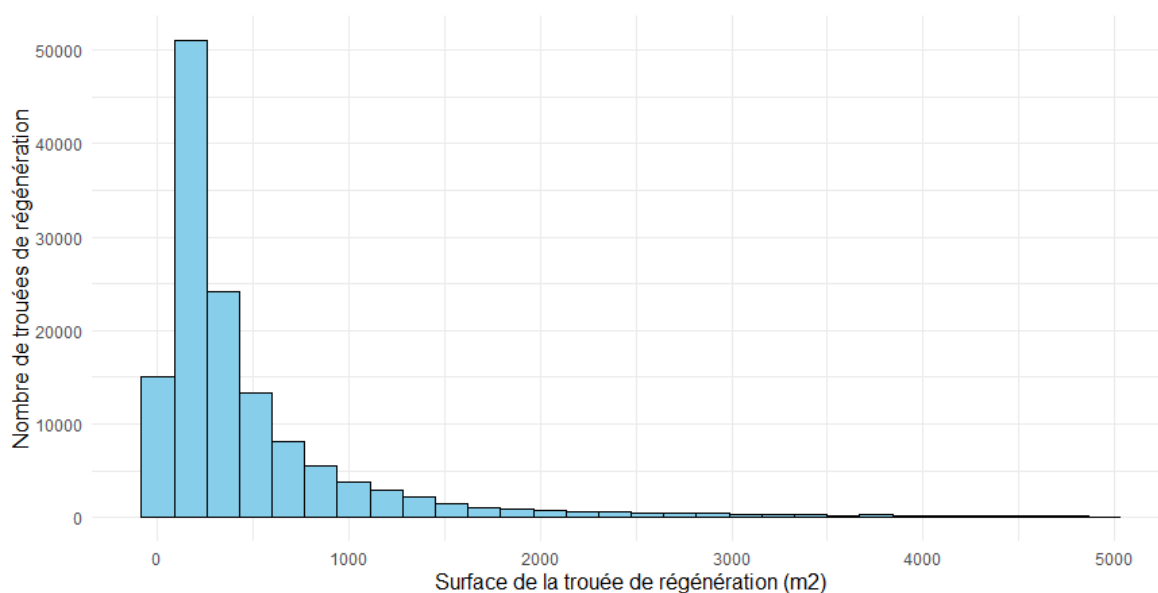


FIGURE 24 – Histogramme du nombre de trouées de régénération par classe de surface en 2021.

Au sein de ces trouées de régénération, 7.182.210 maxima locaux ont été relevés en 2014 et 11.386.552 en 2021. Ces maxima sont répartis de façon homogène entre les trouées de régénération.

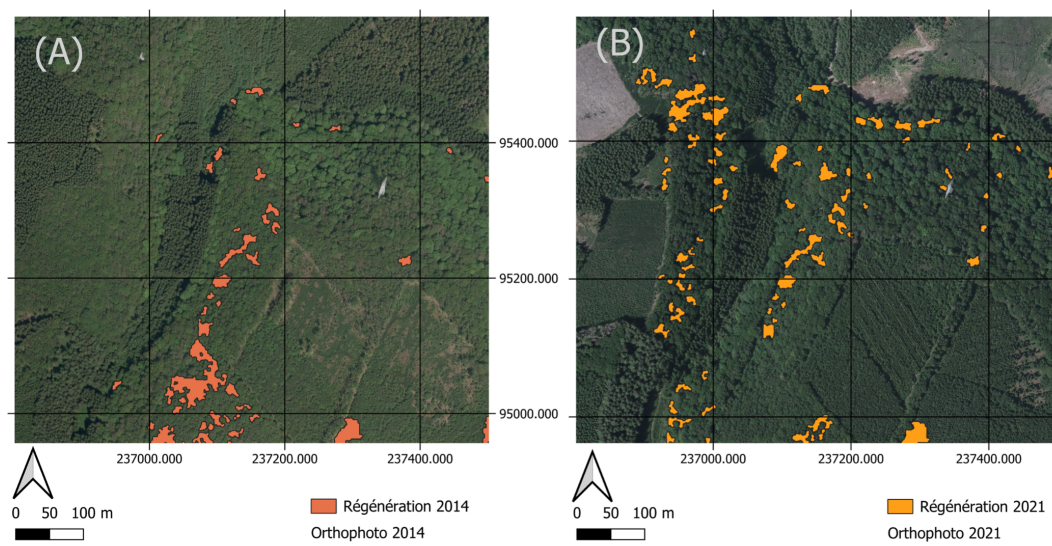


FIGURE 25 – Trouées de régénération détectées en 2014 (A) et 2021 (B) au sein du même massif forestier.

Parmi ces deux ensembles de maxima locaux, 919.413 arbres ont pu être appariés avec succès (Figure 26). Ces derniers se répartissent de manière homogène à travers la zone d'étude. Pour les analyses ultérieures, seuls ces arbres ont été pris en compte. Ces arbres sont répertoriés dans 133.269 trouées pour 2021 (23,7% des zones initialement détectées). Cette sélection rigoureuse a permis, en se basant sur les données de hauteur LiDAR, de calculer un accroissement moyen entre 2014 et 2021. En 2021, 6,9 arbres ont été observés, en moyenne, par zone de régénération.

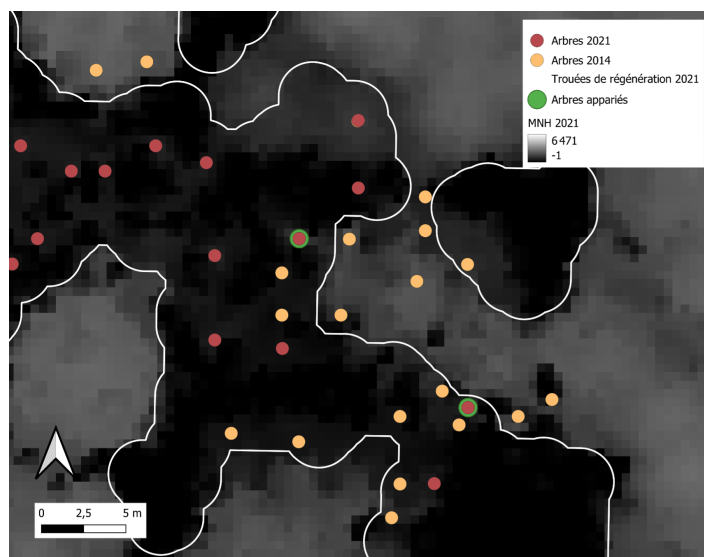


FIGURE 26 – Ensemble des maxima locaux observés sur une tuile pour 2014 (orange), 2021 (rouge) et ceux appariés (vert).

3.3 Accroissement en hêtraies, définition des zones d'échantillonnage

En forêt publique, au sein d'îlots forestiers composés à plus de 80% de hêtres, l'accroissement annuel moyen a été calculé pour chaque triage. Le nombre d'arbres est significativement semblable sur l'Ardenne. Les résultats (Figure 27) montrent des fluctuations significatives entre les taux d'accroissement observés au sein de l'Ardenne. Des accroissements plus faibles ont été constatés à l'Est de la zone d'étude. A contrario, des taux plus élevés ont été observés à l'Ouest de la zone d'étude (Figure 27).

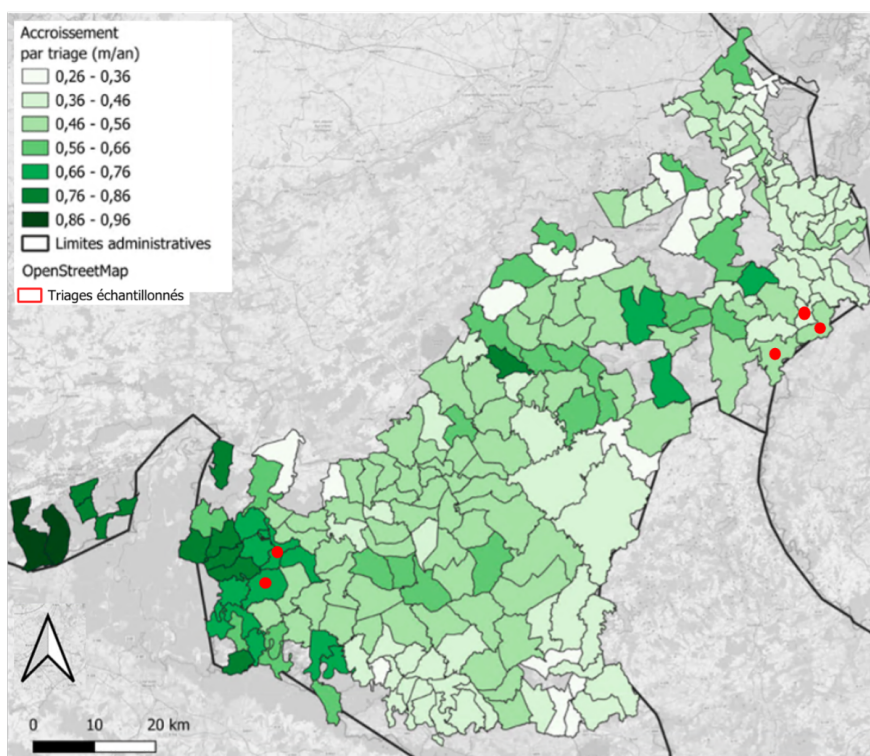


FIGURE 27 – Accroissement moyen au sein des trouées de régénération en hêtraies par triage.

Les triages de Lommersweiler (0,47 m/an), de Schonberg (0,46 m/an) et d'Heuem (0,45 m/an) ont été échantillonnés comme localités à faible accroissement. Ces triages se situent au sein du cantonnement de Saint-Vith. Pour ce qui est des forts accroissements, l'échantillonnage a pris place sur le cantonnement de Bièvre, plus précisément sur les triages de Bellefontaine (0,67 m/an) et de Bièvre (0,59 m/an) (Figure 27).

3.4 Description du jeu de données

L'ensemble des données (Tableau 4), recueillies pour le modèle de calibration de la hauteur ainsi que celles disponibles pour la zone d'étude, comprend un total de 205 arbres. En 2014, leur hauteur variait entre 0,93 et 14,05 m, avec une moyenne de $6,3 \pm 3,26$ m (Figure

28-A). En 2021, les arbres présentaient des hauteurs variant de 1,87 à 17,63 m, avec une moyenne de $8,97 \pm 3,83$ m (Figure 28-B).

Le sous-échantillon est composé de 24 individus spécifiquement identifiés en 2021 pour leur petite taille, offrant l'opportunité de rendre plus fiable le modèle pour de tels arbres.

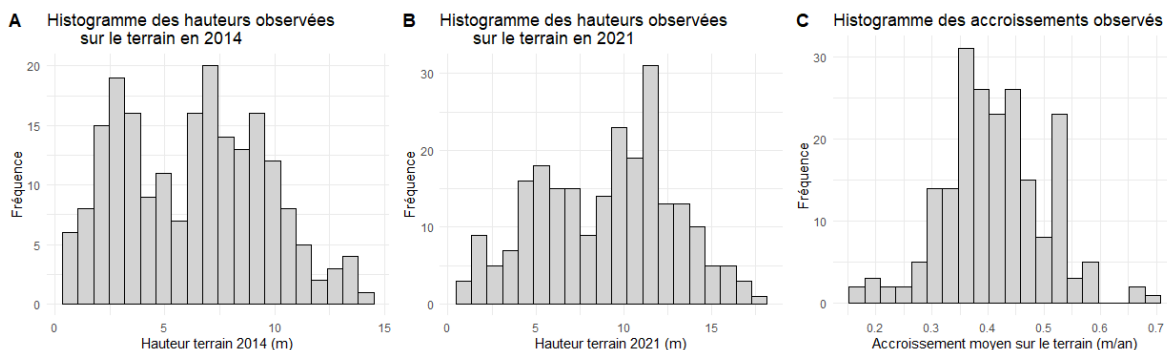


FIGURE 28 – Histogramme des valeurs de hauteur terrain en 2014 (A), en 2021 (B) et des valeurs d'accroissement (C).

TABLE 4 – Statistique descriptive des hauteurs obtenues par ALS

Année	Moyenne (m)	Écart-Type (m)	Min (m)	Max (m)
2014	6,3	3,26	0,93	14,05
2021	8,97	3,83	1,87	17,63

3.5 Modèle de calibration de la hauteur LiDAR et de l'accroissement

La précision dans l'estimation des hauteurs terrain varie en fonction des diverses méthodes de calibration des données LiDAR. Sans calibration, ces estimations en 2014 présentaient une erreur systématique de -1,23 m (Figure 29-A) et une valeur de 1,69 m pour la RMSE. Pour les hauteurs du terrain en 2021, les estimations sans calibration affichaient une RMSE de 2,17 m avec une erreur systématique de -1,69 m (Figure 29-D).

Lors de l'application de la calibration linéaire, l'erreur systématique a été réduite à 0 m, tant pour les prédictions des hauteurs sur le terrain en 2014 (Figure 29-B) que pour celles de 2021 (Figure 29-E). En 2014, après calibration, la RMSE de cette prédiction était de 1,16 m et le R^2 de 0,8794 (Tableau 5-A). Pour l'année 2021, la RMSE était de 1,34 m et le R^2 atteignait la valeur de 0,86 (Tableau 5-B).

La méthode de calibration GAM fournit une estimation alternative de la hauteur du terrain en se basant sur les données LiDAR (Figure 29-C, Figure 29-F). Les résultats indiquent

TABLE 5 – Estimation des coefficients de régression pour les modèles de 2014 (A) et 2021 (B)

Année	Estimate	Std. Error	Pr(> t)	R ²
(A) 2014 lm = lm(h21_field h21_ALS)				
(Intercept)	2.136	0.242	1.54e-15 ***	0.86
h21_ALS	0.940	0.029	< 2e-16 ***	
(B) 2021 lm(h14_field h14_ALS)				
(Intercept)	1.398	0.154	3.31e-16 ***	0.8794
h14_ALS	0.962	0.027	< 2e-16 ***	

*** = très hautement significatif

une absence d'erreur systématique, avec une valeur nulle pour les deux années étudiées. Les RMSE obtenues pour les années 2014 et 2021 sont respectivement de 1,04 et 1,2 m. Les R² obtenus sont de 0,8802 pour l'année 2014 (Tableau 6-A) et de 0,885 pour l'année 2021 (Tableau 6-B).

TABLE 6 – Résultats des modèles pour 2014 (A) et 2021 (B)

(A) 2014	Estimation	Erreur Std.	Pr(> t)	R-sq
(Intercept)	5.79789	0.08445	<2e-16 ***	0.8802
	Edf	P. value		
s(h14_ALS)	5.991	<2e-16 ***		
(B) 2021	Estimation	Erreur Std.	Pr(> t)	R-sq
(Intercept)	9.18056	0.09419	<2e-16 ***	0.885
	Edf	P. value		
s(h21_ALS)	6.964	<2e-16 ***		

***= très hautement significatif

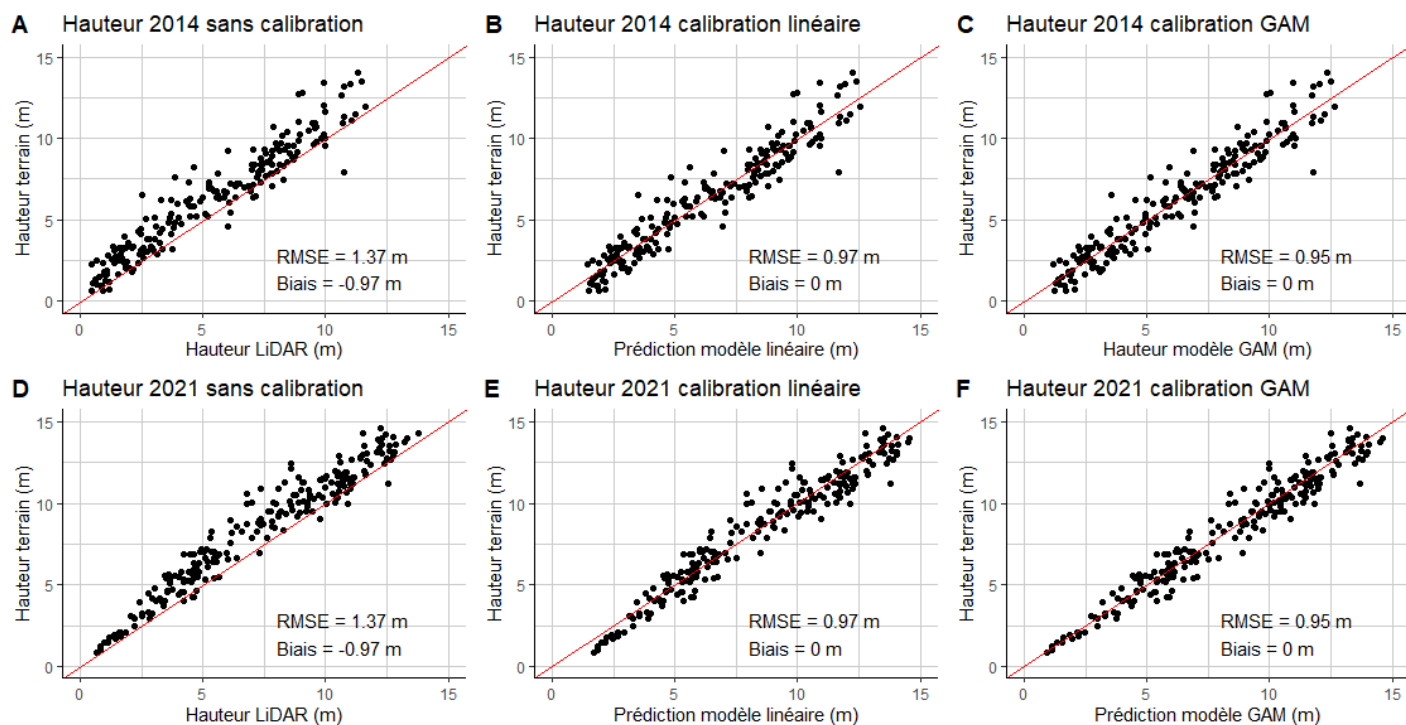


FIGURE 29 – Calibration des hauteurs ALS en 2014 (A-B-C) et 2021 (D-E-F), sans calibration (A-D), selon la calibration linéaire (B-E), avec la calibration GAM (C-F) .

En prolongement de l’analyse des modèles de calibration des données LiDAR, une étude des résidus a été réalisée pour chaque classe de hauteur en fonction du type de calibration appliquée (Figure 30). Ces derniers présentent, tant pour la calibration linéaire que pour la calibration GAM, une moyenne nulle. Toutefois, leur distribution varie avec, pour le modèle GAM, des valeurs supérieures à celles du modèle linéaire (Tableau 7). Cela signifie des résidus plus faibles pour les classes de hauteurs inférieures. Sans calibration, la hauteur des arbres de faible taille est sous-estimée. La hauteur est sur-estimée pour la modèle linéaire tandis qu’elle semble adaptée avec le modèle GAM.

En résumé, les modèles linéaire et GAM proposent des résultats assez proches. Toutefois, d’un point de vue sylvicole, il est important que l’estimation faite par les modèles soit fidèle pour l’ensemble des valeurs (y compris les faibles hauteurs de semis). C’est pourquoi l’analyse des résidus de chaque modèle a permis de définir le modèle GAM comme le plus performant. Il permet de réduire au maximum le biais systématique dans l’estimation des hauteurs terrain par les hauteurs ALS.

TABLE 7 – Comparaison de la répartition des résidus selon les méthodes de calibration

Résidus	Min. (m)	1er Qu. (m)	Médiane (m)	Moyenne (m)	3eme Qu. (m)	Max. (m)
Sans calibration	-3.98	-1.48	-0.93	-0.97	-0.27	2.82
Calibration linéaire	-3.00	-0.52	0.03	0.00	0.69	3.77
Calibration GAM	-2.95	-0.52	0.04	0.00	0.71	3.85

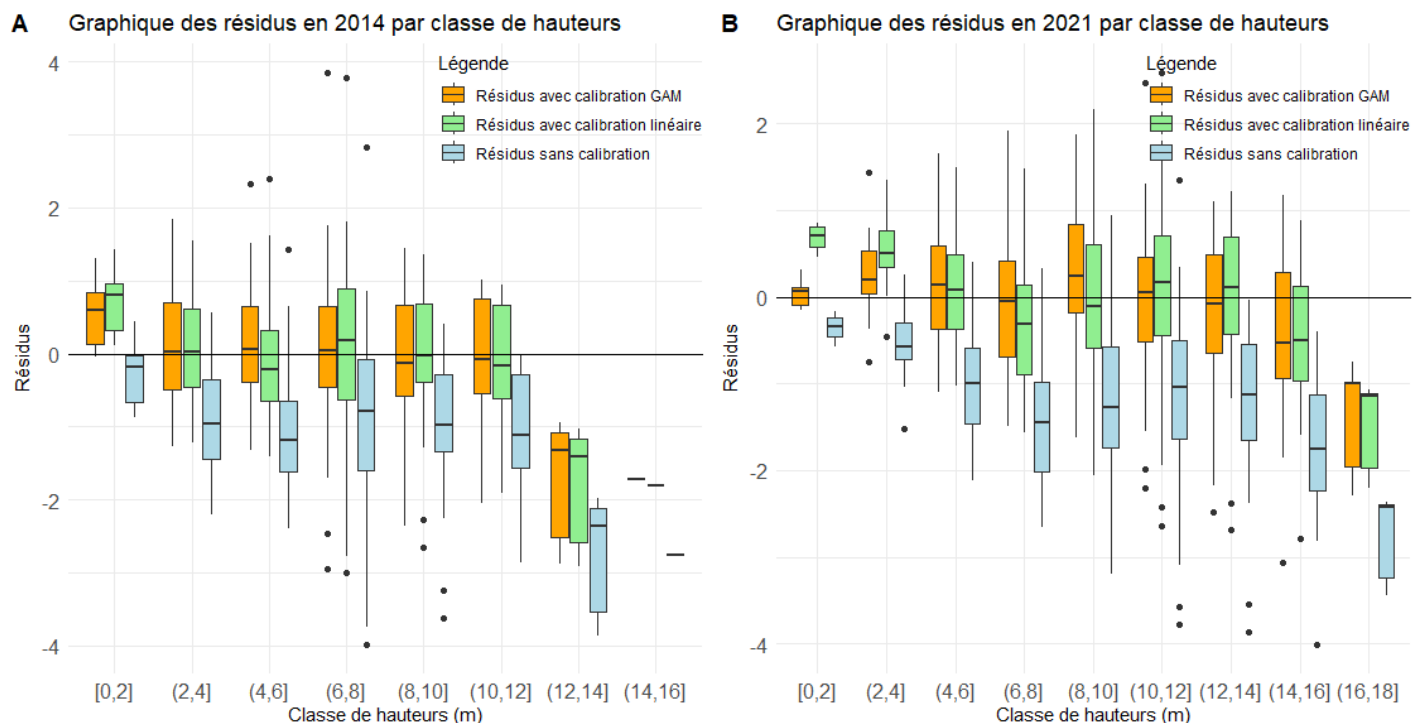


FIGURE 30 – Résidus des hauteurs ALS selon la calibration appliquée en comparaison à la hauteur de terrain pour 2014 (A) et 2021 (B).

Pour finir, des calibrations linéaires et GAM ont été appliquées sur les valeurs d'accroissement. Ces modèles ont ensuite été comparés aux valeurs sans calibration.

Sans calibration, les accroissements observés par LiDAR estiment les hauteurs terrain avec une erreur systématique de - 0,03 m/année et un RMSE de 0,07 m/année (Figure 31-A).

Selon le modèle linéaire, la calibration des hauteurs a permis d'estimer les valeurs d'accroissement observées sur le terrain avec une erreur systématique de 0 m/année et un RMSE de 0,06 m/année (Figure 31-B).

Finalement, le modèle GAM appliqué sur les hauteurs LiDAR mène à une estimation avec une erreur systématique de 0 m/année et un RMSE de 0,05 m/année (Figure 31-C).

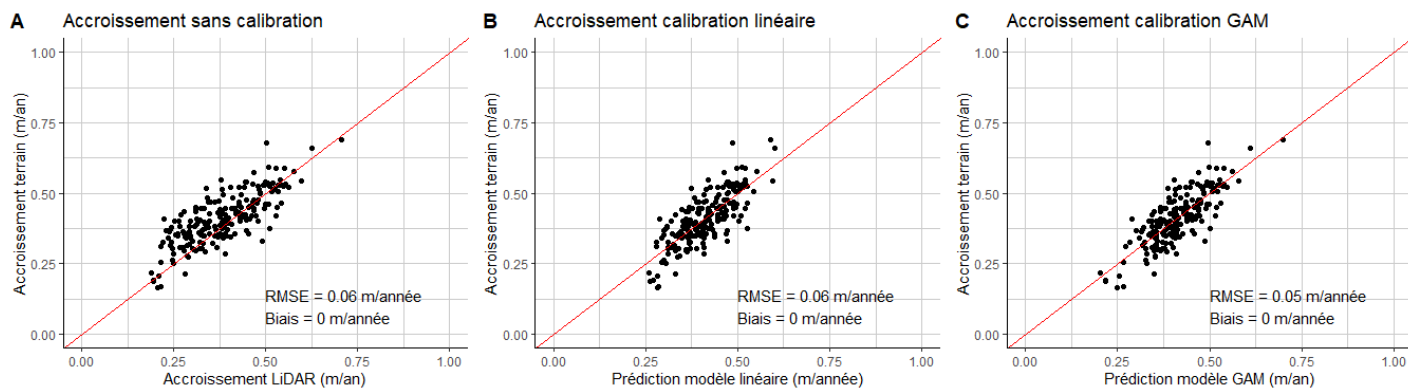


FIGURE 31 – Accroissement ALS sans calibration (A), avec calibration linéaire (B), avec calibration GAM (C) en fonction de l’accroissement observé sur le terrain.

3.6 Accroissement par triage

Les valeurs de hauteur, corrigées selon le modèle GAM, ont été moyennées aux forêts de feuillus d’Ardenne. Cette étape a permis de corriger et d’améliorer la carte des accroissements moyens calculés précédemment par triage (Figure 32).

Des différences ont été observées en fonction des triages. Les valeurs d’accroissement observées varient entre $0,286 \pm 0,1291$ m/an (triage de Baraque Michel) et $0,846 \pm 0,265$ m/an (triage de Pesche). A l’échelle de l’Ardenne, l’accroissement moyen est de $0,546 \pm 0,23$ m/an, ce qui se rapproche fortement des valeurs observées dans le centre de l’Ardenne. Les coefficients de variation fluctuent entre les triages (Figure 33)

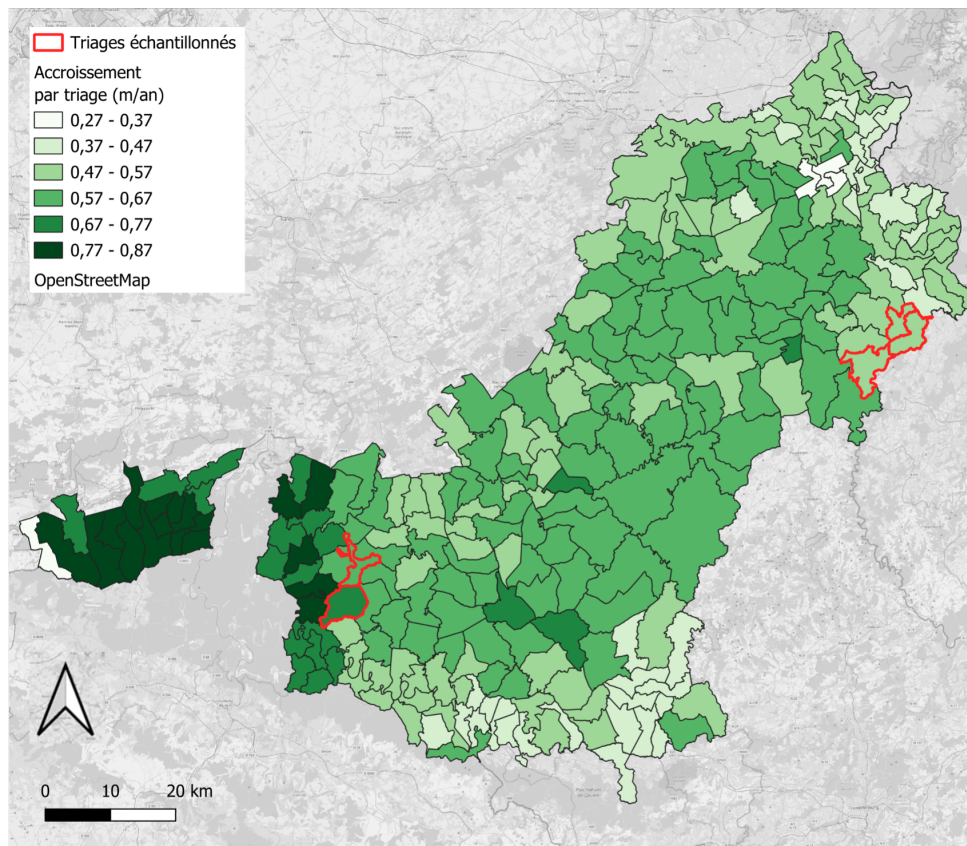


FIGURE 32 – Accroissement moyen observé par triage sur l'ensemble de l'Ardenne.

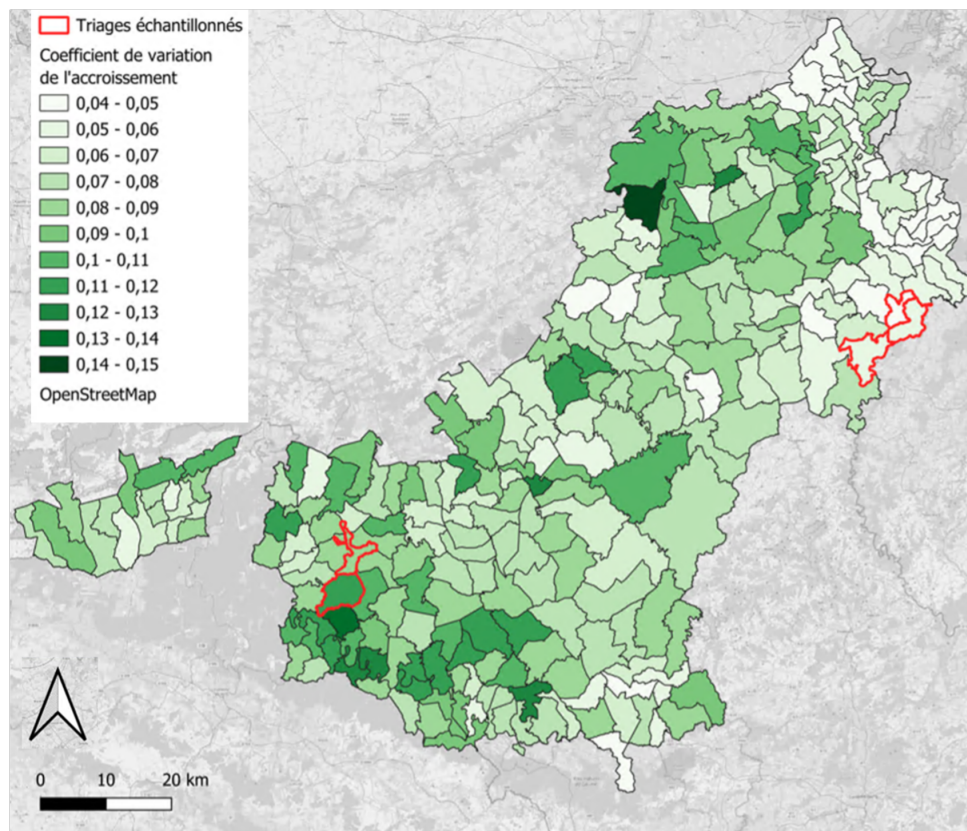


FIGURE 33 – Coefficient de variation de l'accroissement observé par triage sur l'ensemble de l'Ardenne.

3.7 Modèle explicatif du succès de la régénération

Pour répondre au dernier sous-objectif (développer un modèle explicatif de la croissance en hauteur), un dernier modèle GAM a été mis en place. Il permet d'explorer l'impact de diverses variables climatiques, biologiques et géographiques sur la croissance en hauteur au sein des trouées de régénération. L'analyse de la corrélation entre les variables prises en compte dans le modèle explicatif a permis de sélectionner 46 variables non corrélées.

L'impact de chaque variable a été évalué au moyen avec d'un modèle de forêt aléatoire et d'une fonction VSURF. Seules les variables avec un niveau d'explication non nulle ont été gardées (Tableau 8).

L'altitude mérite une attention particulière car elle reflète indirectement un ensemble de variables climatiques. Son impact peut ainsi fournir des indications utiles sur les tendances climatiques globales lorsqu'il n'est pas possible d'examiner toutes les variables climatiques individuelles. Néanmoins, l'altitude n'est que faiblement corrélée à la croissance des arbres.

TABLE 8 – Statistiques des variables sélectionnées pour l'accroissement

Variables	Modèle où la variable est sélectionnée	Niveau d'explication (%)	Min	Moyenne	Max
h14 (m)	VSURF	17,50%	2,966	7,215	13,818
Tmin_4 (°C)	Forêt aléatoire	12,80%	1,697	2,622	3,540
rs_ptps	Forêt aléatoire	8,85%	425,6	435,2	443,9
R_30aire (mm)	VSURF	8,04%	1034	1052	1076
ETP_30 (mm)	Forêt aléatoire	4,82%	611,6	630,0	651,8
intensite (µm)	VSURF et Forêt aléatoire	1,57%	11,70	54,17	942,95
ETP_aut (mm)	VSURF et Forêt aléatoire	4,30%	47,25	49,86	60,09
surf_MF (m ²)	VSURF	4,16%	0,106	4092,554	10554,017
surf (m ²)	Forêt aléatoire	3,64%	50,01	495,10	4996,00
Tmean_30aire (°C)	VSURF	3,21%	8,007	8,889	9,909
mean_RedShotTri (cerfs tirées / km ² .an)	VSURF et Forêt aléatoire	2,71%	0,05028	1,36995	4,93187
ETP_SV (mm)	VSURF	2,25%	527,5	543,0	568,0
rs_aut	Forêt aléatoire	1,62%	91,84	93,58	100,55
altitude (m)	Forêt aléatoire	1,16%	135,5	392,8	547,8
perim (m)	Forêt aléatoire	0,44%	25,87	128,42	1177,32
densi_ML	VSURF et Forêt aléatoire	0,35%	0,001602	0,056123	2,740173
sd30	VSURF	0,24%	20,1	28,2	40,6
CS_A	Forêt aléatoire	0,11%	0,00	12,55	17,00
ETP _h iv(mm)	VSURF	0,10%	65,40	68,38	76,14
CNSW	Forêt aléatoire	0,02%	/	/	/
dist (m)	VSURF	0,02%	0,06914	2,77764	13,42295
SWC	Forêt aléatoire	0,02%	14	1064	65535
NH	Forêt aléatoire	0,00%	/	/	/
penne (°)	Forêt aléatoire	0,00%	0,02305	15,78752	34,69319

Modèles	R²
acc h21_pred	7.54%
acc h14_pred	17.4%
acc s(h14_pred)	18.1%
acc s(h14_pred) + Tmin_4	24.3%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + rs_ptps	24.9%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + R_30	24.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + ETP_30	24.6%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + intensite	25.5%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + ETP_aut	24.9%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf_MF	24.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf	26.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + Tmean_30	26.9%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri	28.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + densi_ML_buff	28.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + CNSW	28.8%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + ETP_sv	28.9%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + rs_aut	29.0%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + altitude	28.9%
acc s(h14_pred) + s(Tmin_4) + surf + mean_RedShotTri + densi_ML	28.8%

TABLE 9 – Comparaison des différents modèles GAM

Ces variables explicatives, sélectionnées par la fonction VSURF ou incluses dans la forêt aléatoire, ont été intégrées dans divers modèles GAM (Tableau 9). Pour éviter tout sur-apprentissage et garantir une estimation non biaisée de la croissance en hauteur (Wood et al., 2002), une limite maximale de cinq variables a été fixée pour chaque modèle.

Le modèle retenu comprend les variables suivantes (Tableau 10) : la hauteur moyenne des trouées de régénération en 2014 (h14_pred) ; la température journalière minimale en avril moyennée de 2014 à 2021 (Tmin_4) ; le nombre moyen de cerfs prélevés par km² et par an (mean_RedShotTri) ainsi que la surface de la trouée de régénération (surf).

L'analyse des résidus pour chacune des variables prises en compte a permis de définir celles pour lesquelles un lissage était nécessaire (Figure 34). En raison de la non-homogénéité de leur répartition, un lissage a été appliqué à la hauteur prédite en 2014 et à la température journalière minimale en avril.

Au-delà d'une certaine valeur, les résidus pour cette température et ceux pour le nombre de cerfs tirés ne sont plus répartis de façon continue. Passé ce seuil, il ne sera pas possible de tirer des conclusions précises.

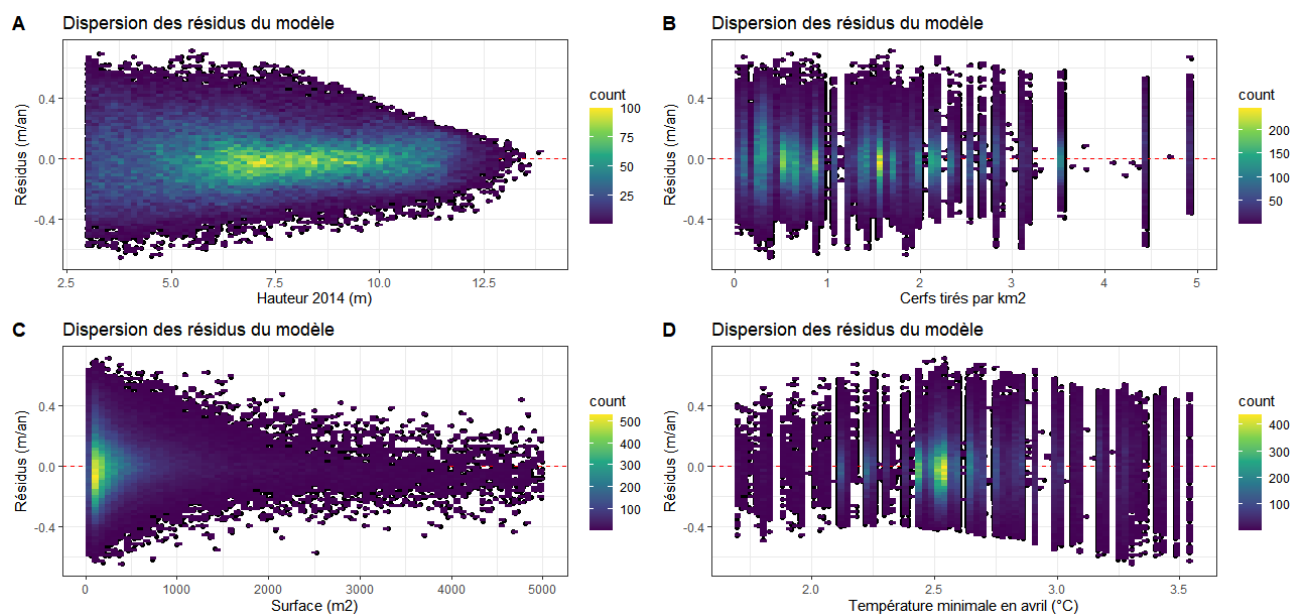


FIGURE 34 – Graphique de dispersion des résidus pour les facteurs retenus dans le modèle GAM.

Le modèle ainsi élaboré explique 28,8% de la variabilité observée (Tableau 10). La validation de ce modèle sur un jeu de données indépendant a révélé un biais de - 0,0012 m/an et une RMSE de 0,175 m/an (soit 32% de la valeur d'accroissement moyen prédit par le modèle).

TABLE 10 – Résumé du modèle GAM mis au point pour prédire l'accroissement des trouées de régénération

Coefficients paramétriques			
	Estimation	Std. Erreur	Pr(> t)
(Intercept)	5.887e-01	2.167e-03	<2e-16 ***
mean_RedShotTri	-1.484e-02	5.274e-04	<2e-16 ***
surf	2.590e-05	8.205e-07	<2e-16 ***
Signification approximative des termes lisses			
	Edf	p-valeur	
s(h14_pred)	8.175	<2e-16 ***	
s(Tmin_4)	8.959	<2e-16 ***	

Déviation expliquée = 27.7%

Ensuite, l'impact individuel de chaque variable sur l'accroissement a été analysé en maintenant les autres constantes à la moyenne.

Lorsque la hauteur initiale prédite augmente, une diminution de la croissance en hauteur des trouées de régénération est observée (Figure 35-A).

L'augmentation du nombre de cerfs prélevés par triage par km² et par an entraîne, lui aussi, une diminution de cette croissance (Figure 35-B).

En revanche, la croissance en hauteur augmente proportionnellement à la surface de la zone de régénération (Figure 35-C). Par contre, la variable étudiant la densité d'arbres au sein de la zone de régénération n'impacte pas l'accroissement.

L'impact de la température journalière moyenne en avril présente une influence non-linéaire sur l'accroissement (Figure 35-D). Pour les températures comprises entre 2.3 et 3.3°C, l'augmentation de la température entraîne un accroissement supérieur. En ce qui est des températures inférieures ou supérieures à ces dernières, l'accroissement diminue avec l'augmentation de la température (Figure 35-D).

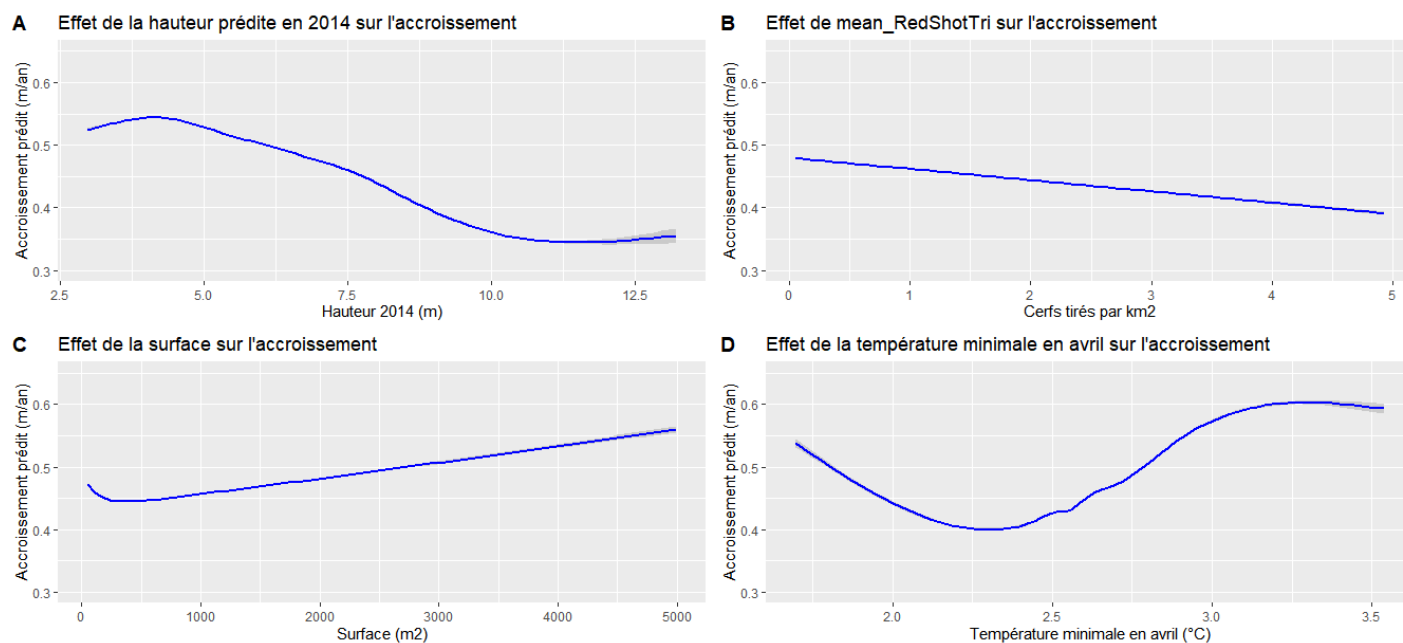


FIGURE 35 – Analyse de la régression entre chacun des facteurs qui composent le modèle GAM et la variable explicative (l'accroissement) avec l'intervalle de confiance.

En observant la relation entre les valeurs d'accroissement observées et celles prédites par le modèle explicatif, la majorité des points se concentrent sur la ligne d'identité. Toutefois, au-delà de 0,6 m/an, la répartition des accroissements prédits se fait de façon moins fidèle, avec une tendance systématique à la sous-estimation par le modèle prédictif (Figure 36).

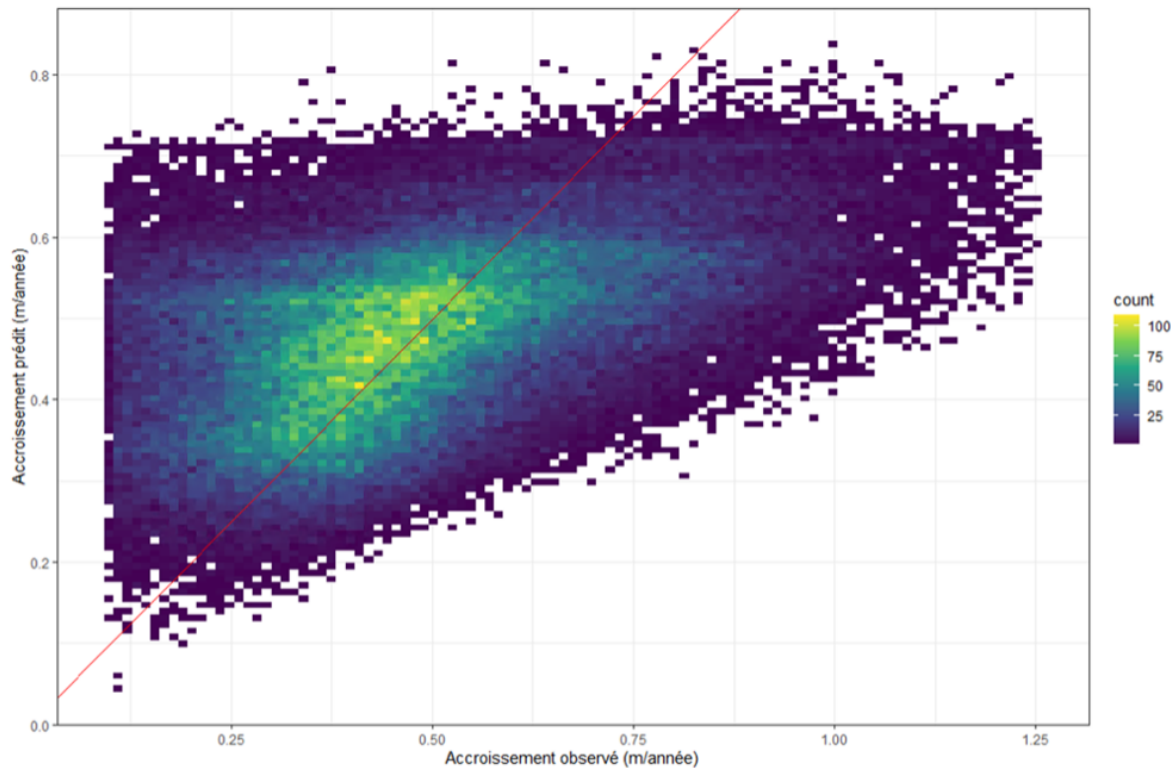


FIGURE 36 – Comparaison des prédictions selon le modèle par rapport aux observations.

Des boîtes à moustache (*boxplot*) ont permis de comparer chacune des variables entre les différents cantonnements. Après une analyse visuelle de celles-ci, aucune différence majeure n'a été observée (Figure 37). Toutefois, les résultats des tests Anova ont révélé la présence de variations significatives pour chacune des variables étudiées (p -value < 0,05). Les valeurs F indiquent que les disparités entre cantonnement sont principalement observées pour l'accroissement et le nombre de cerfs tiré par triage par km² et par an (Tableau 11). Une grande variabilité est également observée au sein de chaque cantonnement.

TABLE 11 – Résultat des Anova pour chaque variable étudiée par cantonnement

Variable	Valeur F	Pr(>F)
Accroissement	1181	<2e-16 ***
Surface	58.35	<2e-16 ***
Nombre de cerf tirés	1386	<2e-16 ***
Hauteur 2014	498.9	<2e-16 ***

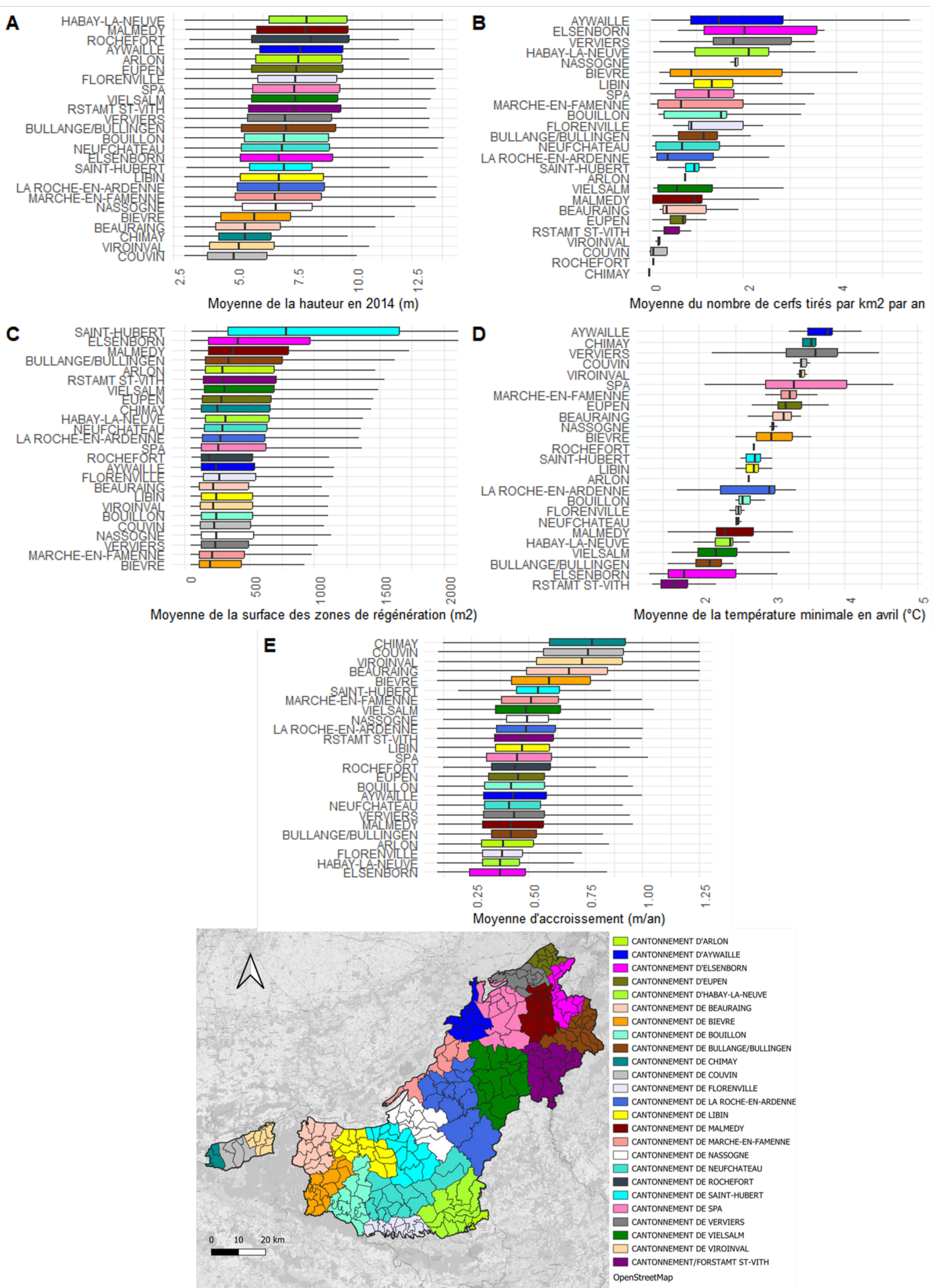


FIGURE 37 – Boîtes à moustache (*boxplot*) comparant la répartition de chacune des variables étudiées au sein des cantonnements en Ardenne.

3.8 Modèle composition de la régénération

Le modèle développé permet de classer la régénération en deux catégories : feuillus et résineux. Les données d'entraînement ont conduit à la mise au point d'un modèle avec un taux d'erreur estimé de 7,02%. En utilisant les données de validation, la précision du modèle est mesurée à 0,875. Bien que des ambiguïtés subsistent pour les valeurs intermédiaires, l'analyse des résultats révèle un pic distinct par classe (Figure 38).

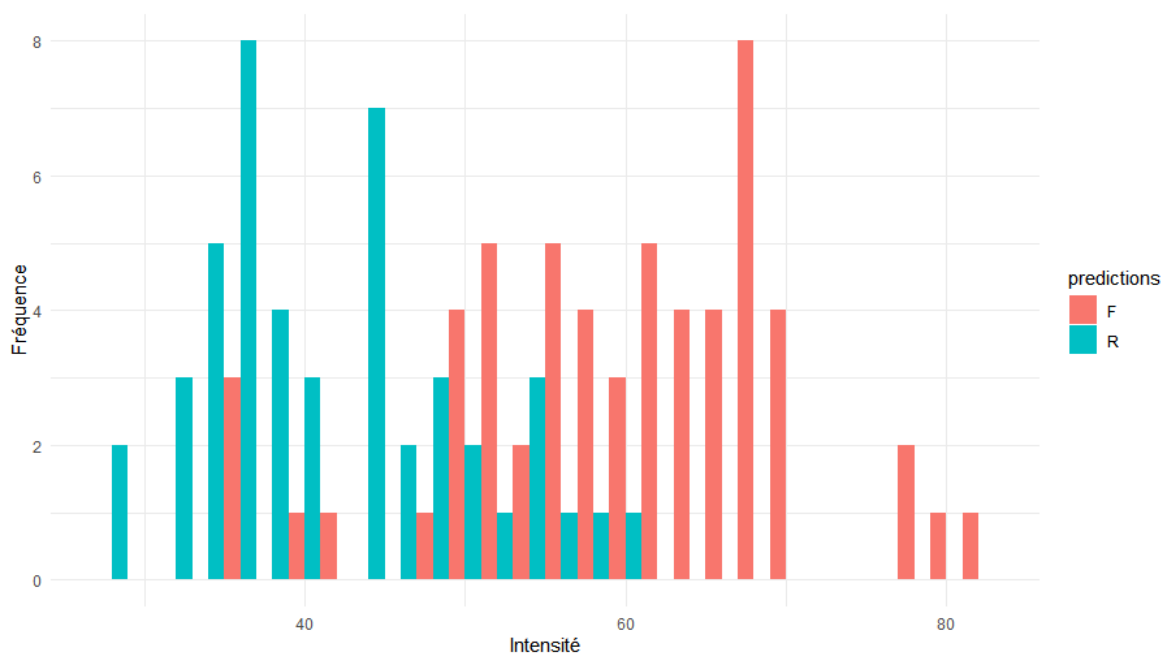


FIGURE 38 – Histogramme du nombre d'arbres classifiés selon la composition (feuillus ou résineux) en fonction de l'intensité.

4 Discussion

4.1 Mise en cohérence du seuil d'inventaire

D'après L. Leclère, la valeur du seuil d'inventaire était présagée à varier avec l'élargissement de la zone d'étude (en passant du massif à la zone bioclimatique). Toutefois, aucune fluctuation n'a été observée entre le nouveau seuil d'inventaire calculé et celui de la littérature (Leclère et al., 2021). Malgré les variations d'accroissement, la valeur de passage à la futaie reste similaire pour les cantonnements de Saint-Vith et de Bièvre. Les variations locales (stationnelles et climatiques) ne semblent pas affecter significativement la relation observée à grande échelle. Cependant, une attention accrue à ces variations pourrait être nécessaire pour définir un seuil d'inventaire à des échelles plus fines (comme la parcelle forestière).

La mise au point du modèle puissance a permis de minimiser le nombre d'arbres considérés comme de la régénération selon le seuil de hauteur, bien que leur circonférence dépasse 40 cm. De plus, la robustesse du modèle souligne que la relation ($R^2 = 0,996$) entre la circonférence et la hauteur des arbres est cohérente sur de vastes zones géographiques.

4.2 Caractérisation de la régénération

4.2.1 Qualité de la détection des trouées de régénération, des maxima locaux ainsi que de leur appariement

Un des objectifs attendus dans la définition des critères de détection des trouées de régénération est de limiter le nombre de plantations identifiées comme de la régénération naturelle. Le problème des zones de plantation est que les conditions y sont fortement différentes. Cela peut biaiser les accroissements moyens observés pour la trouée de régénération.

Sur base des observations de terrain pour le cantonnement de Saint-Vith la majorité des trouées détectées sont en fait des plantations. C'est pourquoi, afin de minimiser ce nombre de plantation, certains critères de détection des trouées de régénération, comme la surface et la largeur, ont été modifiés après les premières analyses.

La qualité de la fonction d'appariement des maxima locaux a été validée lors de collectes de données sur le terrain. Une majorité des arbres détectés par cartographie a pu être observée sur le terrain, à l'exception des arbres exploités depuis la dernière campagne LiDAR.

4.2.2 Calibration des hauteurs

La correction du biais obtenu suite à l'estimation des hauteurs par ALS permet d'améliorer les résultats obtenus. Bien que la mise en place d'un tel modèle nécessite de récolter des

données sur le terrain, cela est important au vu de la sous-estimation observée.

Le modèle non-linéaire (modèle GAM) offre la meilleure calibration des hauteurs ALS. La différence avec le modèle linéaire est principalement marquée sur les arbres de petite taille. Le modèle linéaire, pour les hauteurs inférieures à 5 m, a tendance à sur-estimer la hauteur observée sur le terrain provoquant une erreur systématique plus importante de l'estimation. Cette erreur est réduite lors de la calibration GAM (Figure 30).

Un autre biais existe en ce qui concerne l'estimation des accroissements. Ce dernier est lié à la conformation de l'arbre qui peut évoluer entre deux acquisitions des données ALS (par exemple : perte de branches, inclinaison d'un arbre ou redressement d'un arbre incliné). Suite à cela, l'estimation de la hauteur des arbres est parfois erronée (Song et al., 2016 ; Roussel et al., 2017).

4.2.3 Analyse de l'accroissement sur l'ensemble de l'Ardenne

Des fluctuations de la croissance en hauteur ont été observées pour l'ensemble des essences feuillues. Ces variations sont divisées en trois catégories :

- Des taux de croissance plus faibles sont visibles dans les régions Est (haute Ardenne) et Sud (limite de la Lorraine belge) de l'Ardenne. En effet, les températures y sont plus faibles en comparaison aux valeurs moyennes. Or, la température est positivement corrélée à la durée de la saison de végétation. Des températures plus faibles entraînent alors une diminution de la période de végétation et de la croissance en hauteur (Breda et al, 2000). Néanmoins, la suite des analyses a révélé que l'impact de conditions climatiques est assez limité. Ceci peut s'expliquer par la forte variation observée à l'échelle d'un arbre. En effet, les données climatiques ont une résolution de 5km² ce qui ne permet pas de prendre en compte certaines variations locales comme l'exposition (Figure 32).

De plus, ces peuplements affichent un faible coefficient de variation. Ceci s'explique par le nombre de plantations monospécifiques persistant malgré les filtres appliqués pour se concentrer sur la régénération naturelle. Au sein de ces plantations, la strate dominante se développe comme un ensemble, sans laisser place à des essences colonisatrices telles que le bouleau ayant une croissance importante sur ces trouées de régénération (Figure 39).

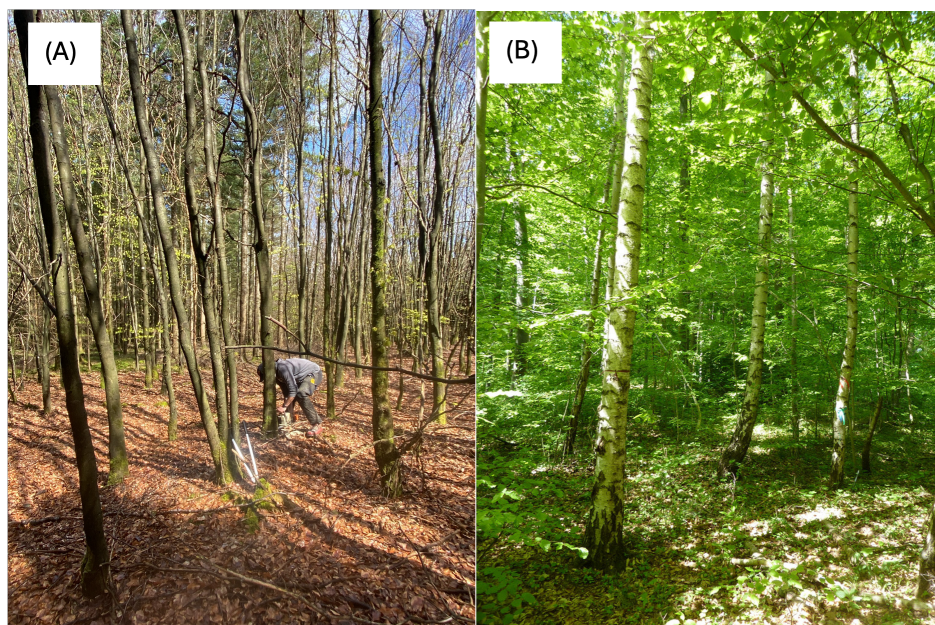


FIGURE 39 – Plantation de hêtres pure, observée principalement à Saint Vith (A). Régénération naturelle dans une hêtraie mixte, composée majoritairement de hêtres et de bouleaux, représentative de la régénération type à Bievre (B).

- Les accroissements relevés au centre de la zone d'étude représentent la croissance moyenne des arbres sur la zone d'étude (Figure 32). Ces valeurs moyennes sont observées pour les cantonnements de la Roche-en-Ardenne, de Vielsnam et de Neufchâteau.
- Les taux de croissance les plus élevés sont observés à l'Ouest (Figure 32). En opposition aux plantations observées à l'Est, les trouées de régénération sont présentes, en majorité, de façon naturelle au sein du peuplement dominant. Celui-ci crée une ambiance forestière continue favorisant l'accroissement en hauteur au sein de la trouée. De plus, la diversité des espèces observée à cet endroit contribue à augmenter le coefficient de variation des taux de croissance.

4.2.4 Perspectives pour l'étude de la régénération en forêt

La méthode mise au point utilise le LiDAR aérien afin de générer des données précises et actualisées sur de petites surfaces. Il est important d'obtenir des informations fiables concernant la régénération pour prédire l'avenir de nos forêts. Contrairement aux inventaires forestiers traditionnels, qui offrent souvent des résolutions spatiales et temporelles limitées, le LiDAR permet aux propriétaires forestiers d'évaluer précisément les ressources disponibles et de planifier la gestion future de leurs parcelles. Il est essentiel d'analyser la dynamique au sein des trouées de régénération pour favoriser le bon développement de la forêt future.

Cependant, il ne faut pas minimiser l'investissement en connaissance nécessaire à l'utilisation du LiDAR. Un outil simplifié devrait être mis au point afin de simplifier l'accès et l'utilisation de ces données. De plus, au vu de la faible résolution temporelle, cette technologie n'amène pas nécessairement à une vision sur le long terme. Il serait donc pertinent d'utiliser le LiDAR aérien et les inventaires forestiers de manière complémentaire pour une gestion plus efficace et durable des forêts.

En réalité, peu de gestionnaires forestiers mettent en place des inventaires de leurs parcelles. Ils ne disposent donc que de peu d'informations précises et d'un faible suivi temporel. Dans ce cas, le gain de temps et d'informations, résultant de l'application du LiDAR aérien, permettrait de combler ce manque sans devoir mettre en place un inventaire.

4.3 Implications pour la gestion forestière

4.3.1 Facteurs explicatifs de l'accroissement

L'hypothèse de départ voulait que les variables étudiées (Tableau 2) aient un impact significatif sur la croissance en hauteur. L'application du modèle explicatif GAM (non-linéaire) a révélé deux variables fortement influentes (la hauteur initiale et la température journalière minimale en avril) ainsi que deux autres variables expliquant une partie de l'accroissement : la surface de la zone de régénération ainsi que la moyenne du nombre de cerfs tirés par km² et par an.

En comparaison avec la littérature, le coefficient de détermination du modèle a augmenté grâce à l'élargissement de l'échelle. L'augmentation de la gamme d'accroissement moyen observé par trouées de régénération a permis d'améliorer la corrélation entre les prédictions d'accroissement et les valeurs observées. Toutefois, ce modèle n'a pas vocation de modéliser, mais de comprendre.

Il est surprenant d'observer que :

- Aucune variable stationnelle ne ressort dans ce modèle.
- L'impact des variables climatiques est assez limité. La température journalière minimale en avril est le facteur le plus explicatif. L'altitude, bien que cette dernière cache un ensemble de variables pouvant influencer l'accroissement, explique seulement 1,16% de l'accroissement observé.
- Ce modèle explicatif ne permet d'expliquer qu'une partie de la variabilité des accroissements observés (28,8 %).

- L'intensité du retour du signal LiDAR ne ressort pas comme facteur impactant l'accroissement. Pourtant, cette intensité est utilisée pour classer les essences et la croissance en hauteur varie considérablement selon celles-ci. Dans cette étude, seule la valeur d'intensité du premier retour a été considérée. Une analyse plus approfondie de l'ensemble des variables d'intensité pourrait permettre de mieux comprendre son impact sur l'accroissement.

Les trois premières observations peuvent être expliquées par la diversité d'espèces présentes dans la zone d'étude et leur écologie variable. En effet, les essences réagissent différemment face aux conditions stationnelles (dues à leur enracinement, à leur réaction à la mise en lumière . . .) mais aussi face au climat. Cette diversité d'essence n'a toutefois pas pu être entièrement étudiée au moyen du modèle de classification. La mise en place d'un modèle précis de classification des essences permettrait de mieux prendre en compte cette diversité d'espèces.

Une autre explication est la résolution spatiale relativement faible de certaines données utilisées (par exemple 5 km² pour les données climatiques), ce qui limite la capacité à détecter les variations fines du terrain.

A cela s'ajoute le fait que certains facteurs explicatifs du succès de la régénération sont difficilement identifiables par cartographie. Il semble nécessaire de combiner les résultats obtenus à une observation de la situation directement sur le terrain. Un gestionnaire forestier pourrait facilement détecter le potentiel de la régénération en combinant ses observations de terrain aux prédictions du modèle.

Pour revenir aux variables explicatives, voici une analyse de l'effet des différents facteurs obtenus par le modèle.

Premièrement, la hauteur initiale des arbres est le facteur le plus impactant ($R^2 = 17.5\%$). La croissance en hauteur est principalement marquée pour les arbres de faible taille. Elle diminue à mesure que la hauteur initiale augmente. En effet, la compétition pour la lumière et pour les autres ressources devient intense lors de la croissance des arbres et de la fermeture de la canopée. Afin de maximiser cette période de forte croissance, il est nécessaire de réaliser des travaux sylvicoles sur les arbres dès leur plus jeune stade. Le travail du peuplement pour des tiges d'avenir permet ensuite le maintien d'une croissance en hauteur importante (Wilhelm Rieger, 2017). De plus, il est nécessaire d'intervenir pendant les phases critiques d'établissement de la régénération, lorsque la lumière constitue un facteur limitant. Si la sylvigénèse est bloquée ou rendue aléatoire, des interventions comme la création d'îlots de plantation peuvent permettre de favoriser une croissance en hauteur. Cependant, l'effet combiné de la plantation sur l'accroissement des trouées avoisinantes de régénération naturelle

n'a pas été exploré dans cette étude.

Deuxièmement, une relation décroissante est observée entre la moyenne du nombre de cerfs prélevés par km² et par an et la croissance des arbres ($R^2 = 2,71\%$). Les triages avec une importante densité de cerfs tirés, représentant approximativement la densité de cervidés, subissent généralement plus de dégâts et montrent une croissance réduite. Il est donc crucial de gérer efficacement la population de cervidés dans les forêts ardennaises. Néanmoins, dans un peuplement où la densité initiale de cerfs est faible, augmenter le nombre de ceux-ci ne garantit pas une meilleure croissance en hauteur des arbres.

Différentes limites de ce facteur atténuent la corrélation entre l'abondance du cerf et la croissance de la régénération : (i) la faible résolution spatiale (Churski et al., 2017); (ii) la faible appétence du hêtre (Boulanger et al., 2009); (iii) l'impact du cerf est marqué surtout sur les tiges de moins de 2 m, alors que les arbres détectés mesurent en majorité plus.

À l'échelle de la parcelle, il est difficile d'atténuer la pression exercée par ceux-ci. En cas de surpopulation d'ongulés non régulée, une solution consisterait à mettre en place localement des systèmes de protection sur certaines tiges ou plages d'avenir sélectionnées.

Troisièmement, l'augmentation de la surface de la zone de régénération influence positivement l'accroissement observé sur les arbres (et ce jusqu'à 50 ares, limite fixée afin d'étudier seulement l'accroissement en régénération naturelle) ($R^2 = 3,64\%$). Une grande surface de régénération naturelle favorise un meilleur accès à la lumière pour les semis et permet le développement de nombreux jeunes arbres, optimisant ainsi la croissance en hauteur. Cependant, une surface de régénération trop étendue pourrait avoir l'effet inverse en perturbant l'équilibre forestier, nuisant ainsi à la régénération. Des essences sciaphiles, telles que le hêtre, sont impactées négativement par cette perte d'ambiance forestière. Il est donc essentiel que les gestionnaires forestiers veillent à établir des surfaces de régénération adéquates lors de l'ouverture des peuplements.

Pour finir, en ce qui concerne l'impact des températures journalières minimales sur les mois d'avril entre 2014 et 2021 ($R^2 = 12,64\%$), les tendances varient. Cela s'explique en partie par l'analyse des résidus (Figure 34). En effet, leur distribution se fait de façon non continue à partir de 3,5°C, limitant l'analyse au-delà de cette température. Globalement, l'effet des températures minimales d'avril sur la croissance en hauteur montre une relation positive. Cette relation provient de la sensibilité des arbres aux degrés jour et aux gelées tardives. Des températures plus faibles causent donc une diminution du nombre de degrés jour, diminuant ainsi la période de végétation et la croissance. Lors du débourrage, la brûlure du bourgeon terminal par les gelées a pour conséquence de réduire sa croissance annuelle.

Toutefois, pour les températures comprises entre 1,5 et 2,5°C, on observe une diminution de

l'accroissement. Ces valeurs, qui faussent la relation linéaire, sont observées au Sud du cantonnement de la Roche-en-Ardenne (Figure 40). Malgré les températures faibles observées, les accroissements restent dans la moyenne. L'analyse des adaptations physiologiques des arbres pour augmenter leur résistance aux gelées tardives pourrait expliquer cette constatation. Ces arbres auraient pu s'adapter et ainsi maintenir une croissance en hauteur importante, ce qui fausse la tendance globale.

Ensuite, au-delà de 2,5°C, une phase d'augmentation de la croissance est observée, permettant un débourrage plus tôt et une saison de végétation prolongée. Pour favoriser la régénération, il serait bénéfique de privilégier des essences possédant une meilleure résistance au froid printanier.

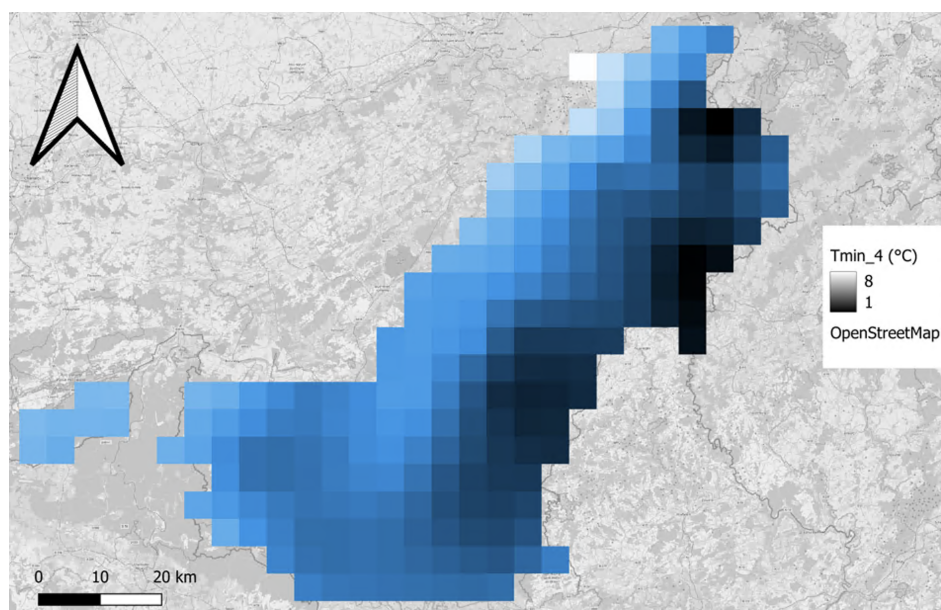


FIGURE 40 – Cartographie des températures minimales observées en avril sur l'Ardenne.

Les autres variables étudiées (Tableau 2) ne montrent pas d'impact significatif. Des analyses plus poussées pourraient être mises en place afin de mieux définir la structure du peuplement et de la trouée. Il serait ainsi possible de quantifier avec plus de précision l'influence de ces variables sur l'accroissement.

4.4 Modèle de classification de la composition

La composition de la régénération est une variable complexe à appréhender. Le modèle mis en place, bien que présentant une précision élevée (précision globale = 0,939), se concentre uniquement sur deux classes : feuillus et résineux. La majorité de l'incertitude est observée pour les valeurs d'intensité intermédiaires aux deux pics observés. Dans le cadre de

ce mémoire, seule la valeur moyenne de l'intensité au premier retour a été prise en compte. L'utilisation de différentes valeurs d'intensité pourrait ainsi réduire cette confusion.

Développer des modèles capables de prédire la composition avec plus de nuances est crucial pour améliorer la gestion forestière, notamment en vue de l'objectif de diversification des forêts dans le cadre de l'adaptation au changement climatique du milieu forestier.

Les facteurs de l'intensité du retour du signal LiDAR combinée à des données obtenues par caméra multispectral permettraient de mettre en place un modèle de classification plus précis.

4.5 Perspectives et limites

4.5.1 Transférabilité

Les résultats de cette étude ont permis de valider les observations obtenues à l'échelle du massif forestier (Leclère et al., 2021). En ce qui concerne le modèle prédictif de l'accroissement, bien que celui-ci ait été amélioré par rapport aux résultats de la littérature, il ne permet pas de prédire avec certitude la croissance en hauteur de la régénération. Cela reste donc un véritable défi.

La collecte de données en amont de la prochaine campagne LiDAR en Wallonie, prévue pour 2026, permettrait de développer de nouveaux modèles basés sur un jeu de données plus fidèle et conséquent. Il serait donc pertinent d'implanter un ensemble de placettes géoréférencées et de collecter des données exhaustives sur la composition, la structure et le développement de la régénération. À l'échelle du cantonnement, cette récolte de données est réalisable et constituerait un avantage considérable pour le développement des techniques LiDAR en Wallonie.

Lors de diverses études, des technologies de vols ALS multispectraux ont permis, grâce à la combinaison des canaux vert et infrarouge, la classification des forêts selon dix classes d'essences (Axelsson et al., 2018; Budei et al., 2018). Un vol ALS multispectral à l'échelle de la Wallonie, permettrait d'améliorer cette classification dans le contexte ardennais. En effet, classer les essences sur base de l'intensité constitue un défi difficile à résoudre sans l'utilisation de telles caméras.

4.5.2 Critique de la méthode utilisée

Une autre méthodologie pour l'analyse de la croissance en hauteur au sein des trouées de régénération consiste à calculer directement les accroissements sur base des mnh14 et mnh21. Après délimitation précise des trouées, un accroissement moyen par zone de régénération

peut être prédit, réduisant le biais apporté par les étapes d'identification et d'appariement des maxima locaux. Cette méthode a été testée (Annexe 6) afin de comparer les résultats à ceux présentés précédemment (3.6 Accroissement par triage). Les résultats obtenus sont moins fiables. En effet, un nombre important d'erreurs au sein des trouées de régénération (avec près d'un tiers des accroissements négatifs) a été observé avec cette méthode.

4.5.3 Régénération sous couvert

Le LiDAR ALS est particulièrement efficace pour fournir une vue d'ensemble de la structure forestière. Cependant, il peut manquer de précision pour les zones densément boisées où la pénétration du signal est limitée. La prise en compte de la régénération sous couvert est impossible avec l'acquisition de données par imagerie aérienne, particulièrement dans le cas de régénération sous des essences feuillues (Figure 41)(Latifi et al., 2017; Venier et al., 2019).



FIGURE 41 – (A) Peuplement forestier avec des arbres surcimés (en gris); (B) image d'un arbre surcimé non détecté (flèche rouge) (Leclère et al., 2022).

).

4.5.4 Combinaison du LiDAR ALS avec d'autres méthodes

Les drones, équipés de capteurs LiDAR, apportent des améliorations dans la gestion forestière. En effet, la dynamique de la régénération évoluant très rapidement, une obtention régulière de données permettrait de mieux appréhender le développement de la régénération. En raison des délais souvent important entre les différentes campagnes LiDAR, les drones permettent de combler cette lacune en offrant des relevés plus fréquents sur de petites surfaces. Cela facilite un suivi en temps réel des changements dans les forêts, améliorant ainsi la réactivité et l'adaptation des stratégies de gestion forestière.

De plus, des techniques de LiDAR mobile permettraient un échantillonnage détaillé de la parcelle, y compris du sous étage, fournissant ainsi des données précises sur la structure et la composition de la forêt (Figure 42). Les données recueillies par le LiDAR mobile pourraient être utilisées pour calibrer et valider les observations obtenues par le LiDAR ALS. Cela permettrait ainsi d'obtenir des prédictions plus robustes quant à la croissance de la régénération .

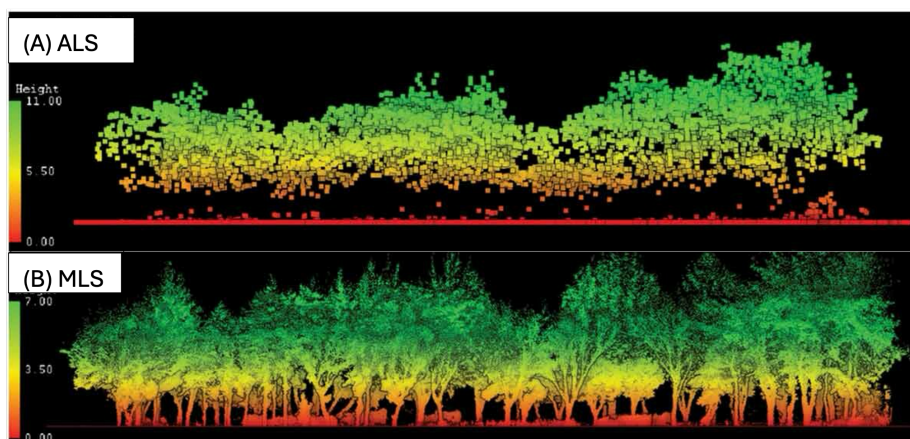


FIGURE 42 – Comparaison du nuage de points obtenus par LiDAR ALS (A) et LiDAR mobile (B) (issue de Choi et al. (2022)).

Néanmoins, malgré l'arrivée de ces technologies novatrices, les collectes de données sur le terrain restent cruciales pour valider et compléter les informations obtenues. Les inventaires forestiers fournissent des données de référence indispensables pour calibrer des modèles et vérifier leur précision.

5 Contributions personnelles de l'étudiant

La rédaction de ce mémoire a commencé par une rencontre avec Louise Leclère, doctorante ayant soutenu une thèse sur un sujet similaire (*Caractérisation des forêts feuillues irrégulières et mélangées d'Ardenne (Belgique) à partir de données de LIDAR aérien*). À partir de celle-ci, j'ai mis à jour les informations disponibles en effectuant une revue de la littérature.

Ensuite, j'ai développé une méthode qui m'a permis de détecter les trouées de régénération, d'identifier les maxima locaux et de les apparier. Entre avril et juin, j'ai validé ces premiers résultats grâce à plusieurs sorties sur le terrain.

Par la suite, j'ai analysé ceux-ci et utilisé des modèles GAM pour corriger les données ALS. Finalement, j'ai construit un modèle explicatif du succès de la régénération basé sur diverses variables, avant de rédiger l'intégralité du mémoire.

6 Conclusion

La méthode de détection de l'accroissement au sein des trouées de régénération a permis de valider les premiers résultats obtenus à l'échelle du massif forestier. Une cartographie complète des trouées en Ardenne a ainsi pu être réalisée. Les accroissements ont ensuite été calculés au moyen de données ALS bi-temporel. 919.413 arbres ont été détectés au sein de 133.269 trouées de régénération.

Cette méthode se révèle être un outil précieux pour les gestionnaires forestiers afin d'obtenir des informations essentielles sur la régénération.

Le dernier modèle conçu a permis d'identifier les variables ayant le plus d'impact sur la croissance en hauteur. Néanmoins, ce modèle n'explique que 28,8% de la variabilité observée. Ce résultat prouve que d'autres facteurs doivent encore être explorés pour une compréhension complète des variables influençant la croissance en hauteur des arbres.

- [13] Duchateau E., Schneider R., Tremblay S. & Dupont-Leduc L., 2020. Density and diameter distributions of saplings in naturally regenerated and planted coniferous stands in Québec after various approaches of commercial thinning. *Annals of Forest Science*, 77(2), 1–16, DOI :10.1007/s13595-020-0929-5.
- [14] European Environment Agency, 2023. European Union 8th Environment Action Programme — European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-8th-environment-action-programme> (06/06/2024).
- [15] FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020.
- [16] Feldmann E., Glatthorn J., Ammer C. & Leuschner C., 2020. Regeneration Dynamics Following the Formation of Understory Gaps in a Slovakian Beech Virgin Forest. *Forests*, 11(5), 585, DOI :10.3390/f11050585.
- [17] Fernandez-Diaz J., Carter W., Glennie C., Shrestha R., Pan Z., Ekhtari N., Singhania A., Hauser D. & Sartori M., 2016. Capability Assessment and Performance Metrics for the Titan Multispectral Mapping Lidar. *Remote Sensing*, 8, 936, DOI :10.3390/rs8110936.
- [18] Füssel H.-M. & Klein R.J.T., 2006. Climate Change Vulnerability Assessments : An Evolution of Conceptual Thinking. *Climatic Change*, 75(3), 301–329, DOI :10.1007/s10584-006-0329-3.
- [19] Genuer R., Poggi J.-M. & Tuleau-Malot C., 2015. VSURF : An R package for variable selection using random forests. *The R Journal*, 7, DOI :10.32614/RJ-2015-018.
- [20] Gimmy G. & Casabayó M., 2008. Innovation is not a democracy. How consumer concept testing impacts the capability of Fast Moving Consumer Goods companies to generate truly innovative products. *Innovative Marketing*, 4(2).
- [21] Ionita M. & Nagavciuc V., 2021. Changes in drought features at the European level over the last 120 years. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(5), 1685–1701, DOI :10.5194/nhess-21-1685-2021.
- [22] Kangas A., Astrup R., Breidenbach J., Fridman J., Gobakken T., Korhonen K., Maltamo M., Nilsson M., Nord-Larsen T., Næsset E. & Olsson H., 2018. Remote sensing and forest inventories in Nordic countries – roadmap for the future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33, DOI :10.1080/02827581.2017.1416666.
- [23] Kiss S. & Claessens H., 2002. Les jeunes peuplements mélangés de hêtres et de bouleaux : étude bibliographique sur la forme des hêtres (cahier technique n°18). *Forêt Wallonne* (55–56).

- [24] König L.A., Mohren F., Schelhaas M.-J., Bugmann H. & Nabuurs G.-J., 2022. Tree regeneration in models of forest dynamics – Suitability to assess climate change impacts on European forests. *Forest Ecology and Management*, 520, 120390, DOI :10.1016/j.foreco.2022.120390.
- [25] Korboulewsky N., Perot T., Balandier P., Ballon P., Barrier R., Boscardin Y., Dauffy Richard E., Dumas Y., Ginisty C., Gosselin M., Hamard J.-P., Laurent L., Mârell A., Ndiaye A., Perret S., Rocquencourt A., Seigner V. & Vallet P., 2015. OPTMix - Dispositif expérimental de suivi à long terme du fonctionnement de la forêt mélangée. *Rendez-vous Techniques de l'ONF* (47), 60–70.
- [26] 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(Octobre-Novembre-Décembre).
- [27] Leclere L., 2023. Caractérisation des forêts feuillues irrégulières et mélangées d'Ardenne (Belgique) à partir de données de LiDAR aérien.
- [28] Leclere L., Latte N., Bolyn C. & Lejeune P., 2021. Mapping Natural Regeneration in Canopy Gaps from Seedlings to Saplings in Uneven-Aged Deciduous Forests using ALS Data.
- [29] Leclere L., Lejeune P., Bolyn C. & Latte N., 2022. Estimating Species-Specific Stem Size Distributions of Uneven-Aged Mixed Deciduous Forests Using ALS Data and Neural Networks. *Remote Sensing*, 14, 1362, DOI :10.3390/rs14061362.
- [30] Lecomte H. & Rondeux J., 1994. L'inventaire forestier régional wallon : brève présentation méthodologique. *Silva Belgica*, 101(6), 9.
- [31] Lejeune P., 2021. Le LiDAR aérien : une source de données intéressante pour analyser le paysage - Vivasciences 2021.
- [32] Lejeune P., Claessens H. & Ligot G., 2024. Plan quinquennal de recherches forestiere 2019-2024, Rapport annuel - Juin 2024.
- [33] Lejeune P., Gheysen T. & Rondeux J., 2008. Les inventaires forestiers en futaie feuillue : Quelles méthodes pour quels objectifs? *Forêt Wallonne* (93).
- [34] Ligot G., Balandier P., Courbaud B. & Claessens H., 2014. Forest radiative transfer models : which approach for which application? *Can. J. For. Res.*, 44(5), 391–403, DOI :10.1139/cjfr-2013-0494.

- [35] Löf M., Madsen P., Metslaid M., Witzell J. & Jacobs D., 2019. Restoring forests : regeneration and ecosystem function for the future. *New Forests*, 50, 139–151, DOI :10.1007/s11056-019-09713-0.
- [36] Lutz W., Amran G., Belanger A., Conte A., Gailey N., Ghio D., Grapsa E., Jensen K., Loichinger E., Marois G., Muttarak R., Potancokova M., Sabourin P. & Stonawski M., 2019. Demographic Scenarios for the EU. *JRC Publications Repository*. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC116398>, (07/06/2024).
- [37] Manso R., Ligot G. & Fortin M., 2019. A recruitment model for beech–oak pure and mixed stands in Belgium. *Forestry : An International Journal of Forest Research*, 93, DOI :10.1093/foresj/cpz056.
- [38] Marinelli D., Paris C. & Bruzzone L., 2019. An Automatic Technique for Deciduous Trees Detection in High Density Lidar Data Based on Delaunay Triangulation. In : *2019 IEEE International Geoscience & Remote Sensing Symposium : Proceedings*. Presented at the 39th IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS 2019IEEE, 94–97.
- [39] Martinez del Castillo E., Zang C.S., Buras A., Hacket-Pain A., Esper J., Serrano-Notivolli R., Hartl C., Weigel R., Klesse S., Resco de Dios V., Scharnweber T., Dorado-Liñán I., van der Maaten-Theunissen M., van der Maaten E., Jump A., Mikac S., Banzragch B.-E., Beck W., Cavin L., Claessens H., Čada V., Čufar K., Dulamsuren C., Gričar J., Gil-Pelegrín E., Janda P., Kazimirovic M., Kreyling J., Latte N., Leuschner C., Longares L.A., Menzel A., Merela M., Motta R., Muffler L., Nola P., Petritan A.M., Petritan I.C., Prislán P., Rubio-Cuadrado Á., Rydval M., Stajić B., Svoboda M., Toromani E., Trotsiuk V., Wilmking M., Zlatanov T. & de Luis M., 2022. Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Commun Biol*, 5(1), 1–9, DOI :10.1038/s42003-022-03107-3.
- [40] Michez A., Huylensbroeck L., Boly C., Latte N., Bauwens S. & Lejeune P., 2020. Can regional aerial images from orthophoto surveys produce high quality photogrammetric Canopy Height Model? A single tree approach in Western Europe. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 92, 102190, DOI :10.1016/j.jag.2020.102190.
- [41] Moser D., Zechmeister H.G., Plutzar C., Sauberer N., Wrba T. & Grabherr G., 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology*, 17(7), 657–669, DOI :10.1023/A :1021513729205.
- [42] OEWB, 2021. PANORABOIS WALLONIE 2021 | Filière Bois Wallonie.

- [43] 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.
- [44] Piedallu C., Gégout J.-C., Perez V. & Lebourgeois F.F., 2013. Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 470–482, DOI :10.1111/geb.12012.
- [45] Pommerening A., 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry*, 77, 27–44, DOI :10.1093/forestry/77.1.27.
- [46] Popescu S. & Wynne R., 2004. Seeing the Trees in the Forest : Using Lidar and Multispectral Data Fusion with Local Filtering and Variable Window Size for Estimating Tree Height. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70, 589–604, DOI :10.14358/PERS.70.5.589.
- [47] Rigolot E., 2008. Impact du changement climatique sur les feux de forêt - Notre bibliothèque - *Forêt Méditerranéenne*.
- [48] Rondeux J., 1991. Nouveaux développements dans l’usage de l’informatique dans l’aménagement forestier. 203.
- [49] Rondeux J., 2021. La mesure des arbres et des peuplements forestiers.
- [50] Sauvages E., 2020. Laissons vieillir les forêts! *ETATS SAUVAGES*. <https://www.etatssauvages.org/post/laissons-vieillir-les-forets>, (06/06/2024).
- [51] Schulzweida U., Kornblueh L. & Quast R., 2019. CDO user guide.
- [52] SPW, 2023. Ressources forestières - État de l’environnement wallon. *Etat de l’environnement wallon*. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicators
- [53] SPW, June-6-2024. Inventaire forestier Wallon. <http://iprfw.spw.wallonie.be/>, (06/06/2024).
- [54] Stechow C. von, McCollum D., Riahi K., Minx J.C., Kriegler E., Vuuren D.P. van, Jewell J., Robledo-Abad C., Hertwich E., Tavoni M., Mirasgedis S., Lah O., Roy J., Mulugetta Y., Dubash N.K., Bollen J., Ürge-Vorsatz D. & Edenhofer O., 2015. Integrating Global Climate Change Mitigation Goals with Other Sustainability Objectives : A Synthesis. *Annual Review of Environment and Resources*, 40(Volume 40, 2015), 363–394, DOI :10.1146/annurev-environ-021113-095626.

- [55] Trumbore S., Brando P. & Hartmann H., 2015. Forest health and global change. *Science*, 349, 814–818, DOI :10.1126/science.aac6759.
- [56] Unkule M., Piedallu C., Balandier P. & Courbaud B., 2022. Climate and ungulate browsing impair regeneration dynamics in spruce-fir-beech forests in the French Alps. *Annals of Forest Science*, 79, 11, DOI :10.1186/s13595-022-01126-y.
- [57] Wang Y., Lehtomäki M., Liang X., Pyörälä J., Kukko A., Jaakkola A., Liu J., Feng Z., Chen R. & Hyypä J., 2019. Is field-measured tree height as reliable as believed – A comparison study of tree height estimates from field measurement, airborne laser scanning and terrestrial laser scanning in a boreal forest. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 147, 132–145, DOI :10.1016/j.isprsjprs.2018.11.008.
- [58] Wood S.N. & Augustin N.H., 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling*, 157(2), 157–177, DOI :10.1016/S0304-3800(02)00193-X.
- [59] Zhao K., Suarez Minguéz J., García M., Hu T., Wang C. & Londo A., 2018. Utility of multitemporal lidar for forest and carbon monitoring : Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. *Remote Sensing of Environment*, 204, 883–897, DOI :10.1016/j.rse.2017.09.007.

Annexe : Etude de l'accroissement sans passer par les fonctions de détection des maxima locaux

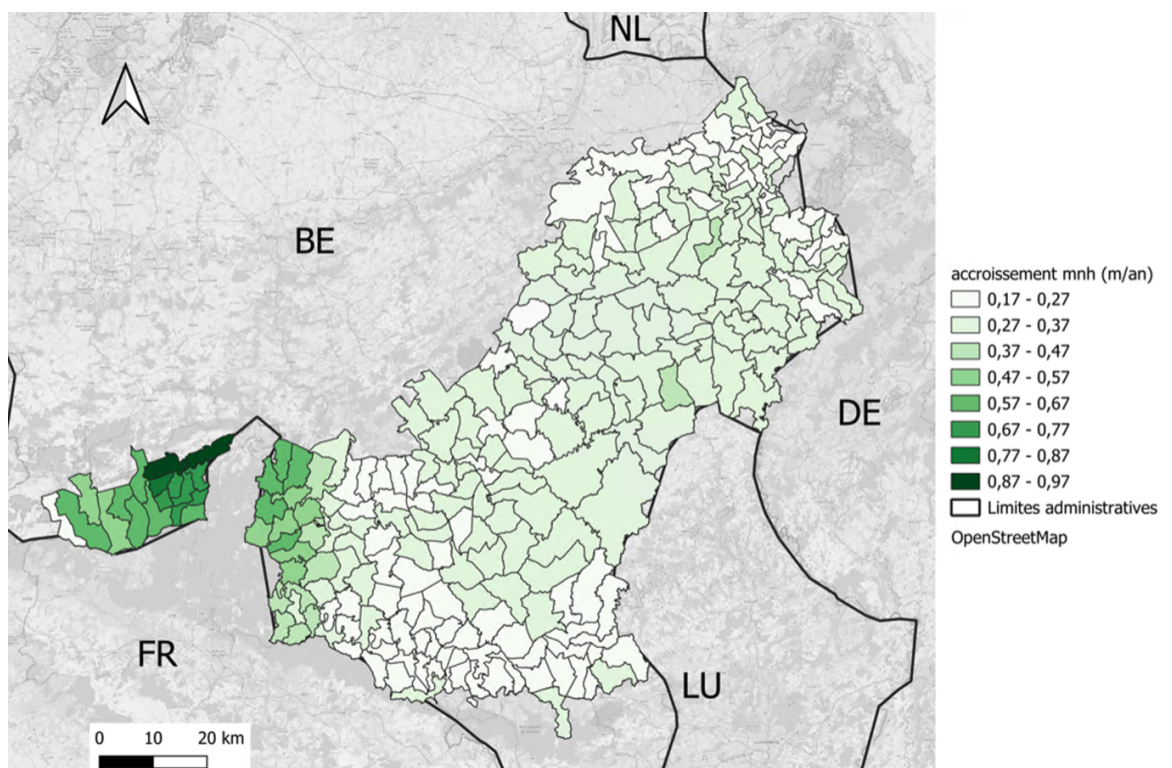


FIGURE 43 – Accroissement moyen par triage observé avec la méthode d'étude de l'accroissement sans passer par la détection des maxima locaux.

Une nouvelle méthode d'analyse de l'accroissement dans les trouées de régénération a été développée. Avec celle-ci, les variations de croissance en hauteur sont plus faibles et les tendances observées sont moins nettes à l'échelle de la zone d'étude (Figure 43). De plus, la majorité des trouées de régénération analysées ont dû être exclues en raison de leur accroissement négatif. Bien que cette méthode semble idéale car elle simplifie le processus en réduisant le nombre de fonctions (détection et appariement des maxima locaux), elle ne permet pas d'obtenir des résultats aussi précis que la méthode principale utilisée dans cette étude.