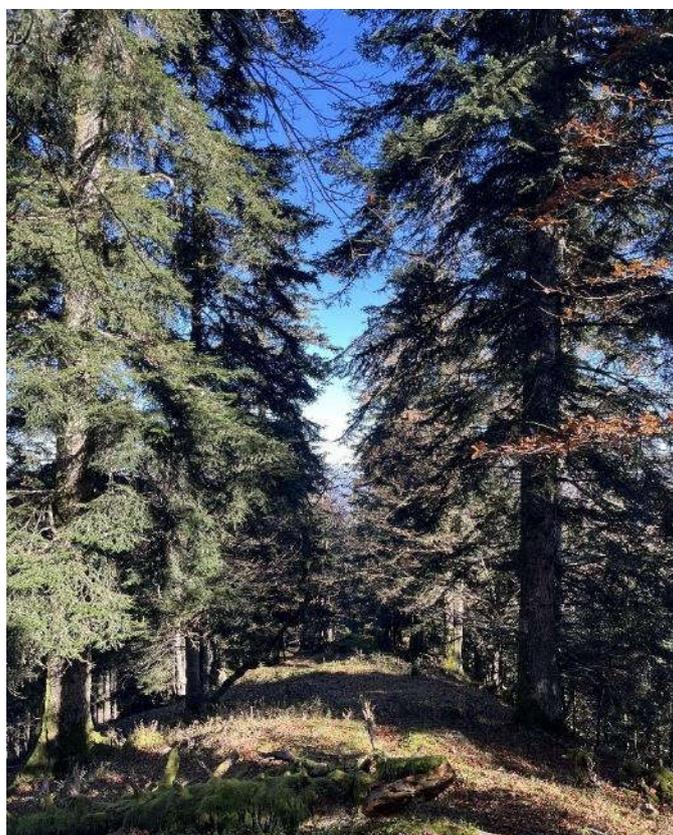




Étude de l'adaptation des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises au changement climatique



Forêt de Bellissens, Léa Wiart, Projet CCRN 2024-2025

Décembre 2024

Domaine d'Approfondissement Gestion des Milieux Naturels

Projet encadré par Christian PIEDALLU, UMR Silva AgroParisTech, INRA, Université de Lorraine

Avant-propos

Le présent rapport est le résultat du travail des 28 élèves ingénieur-es de la dominante de 3ème année Gestion des Milieux Naturels (GMN) d'AgroParisTech. Il s'inscrit dans le module « Changement Climatique et Ressources Naturelles » (CCRN), module qui vise à apporter aux étudiant.e.s des connaissances et des compétences sur les changements globaux et leur prise en compte dans la gestion des milieux naturels. En plus de ce rapport, une restitution orale a été organisée auprès des commanditaires, pour une mise en situation professionnelle complète.

Ce projet, d'une durée de cinq semaines, a comporté trois phases : une phase de préparation de terrain, une phase de terrain avec récolte de données et rencontres d'acteurs, et une phase d'analyse, qui a duré trois semaines. Sa visée première est pédagogique, et s'il subsiste des erreurs ou des maladresses, elles sont le fait d'un manque de temps et parfois de recul.

Autrices et auteurs

Mélane APPERRY, Manuela ARIAS GARCIA, Matthias COLIN, Armand CONSIGNY, Quentin DE PERETTI AVOCATI DE LA ROCA, Maud DEKEYSER, Marie-Caroline DOUESNARD, Juline FOUCAULT, Lucie JARREAU, Oriane LAVIGNON, Pierre LE CLÉAC'H, Aurélien MASSART, Sarah MERMOUD, Gaïa MICHEL, Solène MONNERET, Vincent PEARLSTEIN, Elda PÉRONNET, Thy Pha PHAM, Sylvain REYDELLET, Elodie RICHOMME, Margot RIFFAUD, Salomé SCHLOSSER, Matthieu SENDRAL, Jeanne SOUBEYRAN, Romain THIERRY, Fulbert VAN ROOIJ, Amélie VICENTE- DOUTRELEAU, Léa WIART.

Contacts

Chargé d'enseignement AgroParisTech Nancy

Christian Piedallu - christian.piedallu@agroparistech.fr

Responsables étudiants et étudiantes

Solène Monneret – solenemanon.monneret@agroparistech.fr

Sylvain Reydellet – sylvain.reydellet@agroparistech.fr

Elodie Richomme - elodieanneolivia.richomme@agroparistech.fr

Remerciements

Les cinq semaines de travail ayant abouti à la rédaction de ce rapport ont été riches en enseignements et en apprentissages. A l'issue de ce projet, nous souhaitons témoigner notre gratitude à toutes les personnes qui nous ont accompagnées et aiguillées tout au long de notre travail.

Tout d'abord, nous souhaitons remercier Raphaële HEMERYCK, chargée de projets forêts et adaptation aux changements climatiques au sein du Parc naturel régional des Pyrénées ariégeoises, pour son accueil sur le territoire du PNR et ses réflexions toujours justes qui ont su guider nos travaux.

Nous tenons à remercier Livio TILATTI et Thomas VILLIERS, respectivement technicien forestier à l'Office National des Forêts et responsable territorial développements techniques, télédétection et changements climatiques, pour leur aide et leur disponibilité tout au long de ce projet.

Nous adressons aussi nos remerciements à Célia BRESSON, Arnaud CALLEBAUT, Hélène CARLETTI, Philippe DURAND et Lise MACIEJEWSKI de l'Unité mixte de recherche Silva, pour le temps consacré à répondre à nos diverses interrogations.

Enfin, nous souhaitons remercier particulièrement notre enseignant, Christian PIEDALLU, pour son encadrement, son investissement et son accompagnement lors des cinq semaines de ce projet, ainsi qu'à l'ensemble de l'équipe pédagogique d'AgroParisTech Nancy.

Table des matières

AVANT-PROPOS	2
REMERCIEMENTS	3
TABLE DES MATIERES	4
RESUME	6
ABSTRACT	6
LISTE DES FIGURES	8
LISTE DES TABLEAUX	10
LISTE DES ANNEXES	11
TABLE DES SIGLES	13
INTRODUCTION	15
1. LE PNR DES PYRENEES ARIEGEOISES	15
2. LES DIFFERENTS PROJETS DEPLOYES SUR LE TERRITOIRE	15
3. OBJECTIFS ET ENJEUX DE L'ETUDE	16
I. MATERIELS ET METHODES	18
1. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE	19
2. PRESENTATION DU PROTOCOLE DE CALIBRATION LIDAR	23
3. RELEVES SUR LA FORET DE BELLISSENS	27
4. ANALYSES	29
a. <i>Présentation des variables générales</i>	34
b. <i>Valorisation du jeu de calibration LiDAR</i>	37
c. <i>Impact du peuplement sur la mortalité</i>	38
d. <i>Evaluation des effets du changement climatique sur la santé des forêts</i>	39
e. <i>Données climatiques historiques et futures</i>	40
f. <i>La naturalité pour adapter la gestion au changement climatique</i>	41
g. <i>Élaboration d'une Trame Vieux Bois</i>	42
II. RESULTATS	43
1. VALORISATION DES DONNEES DES PLACETTES DE CALIBRATION LIDAR	44
a. <i>Analyse des données relevées sur les placettes de calibration LiDAR</i>	45
b. <i>Analyse des données récoltées en forêt de Bellissens</i>	46
c. <i>Proposition échantillonnage pour le suivi temporel de l'Observatoire forestier</i>	47
d. <i>Complétion du protocole de calibration LiDAR et se rapprocher d'une gestion multifonctionnelle de la forêt par l'ajout de données complémentaires et exogènes</i>	Erreur ! Signet non défini.
2. EFFET DES CARACTERISTIQUES DU PEUPELEMENT SUR LA MORTALITE :	49
3. EVALUATION DES EFFETS DU CLIMAT SUR LA MORTALITE DES ARBRES	50
a. <i>Historique climatique (températures et précipitations) du PNRPA et du pays de Sault et comparaison aux tendances nationales</i>	51
b. <i>Évolutions récentes du climat (températures et précipitations) et mortalité des hêtres et sapins pectinés à l'échelle nationale</i>	52
c. <i>Modélisation de l'impact des variables climatiques sur la mortalité du hêtre</i>	

<i>et du sapin à l'échelle nationale</i>	53
<i>d. Prévisions climatiques et probabilités de mortalité à l'échelle du PNRPA</i>	54
4. LA NATURALITE POUR ADAPTER LA GESTION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	55
5. TRAME VIEUX BOIS	56
<i>a. Réservoirs de biodiversité</i>	57
<i>b. Corridors écologiques : hiérarchisation et profil</i>	58
III. DISCUSSION	59
1. VALORISATION DES DONNEES DES PLACETTES DE CALIBRATION LIDAR	60
<i>a. Données essences, DMH et BMS</i>	63
<i>b. Critique du jeu de données après échantillonnage</i>	66
2. EFFET DES CARACTERISTIQUES DU PEUPEMENT SUR LA MORTALITE	71
3. EVALUATION DES EFFETS DU CLIMAT SUR LA MORTALITE DES ARBRES.....	19
4. LA NATURALITE POUR ADAPTER LA GESTION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	22
5. TRAME VIEUX BOIS.....	23
<i>a. Conseils de gestion</i>	24
<i>b. Vers une méthode répliquable de définition de réservoirs de biodiversité</i>	39
<i>c. Analyse critique des résultats de continuité écologique</i>	40
CONCLUSION	41
BIBLIOGRAPHIE	47
ANNEXES	56

Résumé

Afin de valoriser au mieux ses milieux naturels, le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (PNRPA) s'est engagé dans diverses démarches de connaissance et d'adaptation de ses forêts, notamment par la mise en place d'un Observatoire forestier et par l'utilisation du LiDAR HD qui a survolé le territoire français entre 2020 et 2025. A ce titre, près de 700 placettes ont été réalisées dans les forêts du PNRPA, qui permettent d'obtenir une vision d'ensemble du territoire, ainsi que de poser les bases d'un suivi à long terme. L'objectif de ce rapport est de s'intéresser au suivi et à l'adaptation du Parc naturel régional des Pyrénées Ariégeoises au changement climatique. Tout d'abord, nous cherchons à valoriser le réseau de calibration LiDAR notamment au travers d'un état des lieux sur les données de celui-ci, ainsi qu'une proposition de protocoles complémentaires et d'un échantillonnage constitué de 249 placettes. Nous avons mené des analyses plus poussées quant aux effets de peuplement sur la mortalité des forêts. Les modèles utilisés montrent que les variables influençant le plus la mortalité du Hêtre sont le pH et la densité, tandis que celles influençant le plus la mortalité du Sapin sont l'Indice de Position dans le Versant (IPV), la proportion de Hêtre, les anomalies de précipitations sur la période de végétation et enfin les températures moyennes contemporaines. L'influence des variables climatiques est ensuite approfondie pour déterminer avec plus de précision les effets du changement climatique sur la santé des forêts du Parc. Les modèles retenus pour chacune de ces essences comprennent comme variables explicatives la surface terrière et l'anomalie relative du déficit d'évaporation estival. En parallèle, nous avons réalisé un travail exploratif de la naturalité afin d'amorcer l'étude de la manière dont ce concept pourrait être employé pour l'adaptation de la gestion des forêts du PNRPA face au changement climatique. Pour répondre à la volonté du Parc de mettre en réserve 25% de son territoire, nous avons également identifié une Trame Vieux Bois avec 15,4% de l'emprise forestière du PNRPA identifiée en réservoir de biodiversité, qui sont reliés par corridors écologiques. Enfin, nous avons mené des analyses transversales sur la forêt de Bellissens à la demande de l'Office National des Forêts (ONF) afin notamment d'identifier si le martelage effectué avait permis de conserver un nombre de DMH (Dendromicrohabitats) suffisant dans une optique d'expérimentation sur les pratiques de gestion à adopter dans un contexte de réchauffement climatique.

Abstract

In order to best promote its natural spaces, the Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (PNRPA) has committed to several programs to develop its knowledge and adapt its forest, for instance by implementing a forest observatory, and taking advantage of a national LiDAR program running from 2020 to 2025. Thus, close to 700 plots were measured across the forests of the PNRPA, which allows to have a broad view of the whole territory and acts as a steppingstone in favor of a long-term monitoring. In this report, we aim to make the most of this LiDAR calibration network, in particular through a review of its data, a proposal for additional protocols and a sample of 249 plots. We carried out more detailed analysis of stand effects on forest mortality. The models we used show that the variables with the greatest influence on Beech mortality are pH and density, while those with the greatest impact on Fir mortality are Topographic Position Index (TPI), Beech proportion, precipitation anomalies over the vegetation period and mean contemporary temperatures. The influence of climatic variables is then examined in greater detail to determine the precise effects of climate change on the health of the Park's forests. The models selected for each of these species include basal area and relative summer evaporation deficit anomaly as explanatory variables. Simultaneously, we carried out an exploratory work on naturalness with the aim of beginning the study the way in which this concept could be used to adapt the management of the PNRPA's forests in the face of climate change. In response to the Park's intention to set aside 25% of its territory, we also identified an Old Growth Forest Network, with 15.4% of the PNRPA forest area identified as a biodiversity patches, linked with an ecological network. Finally, at the request of the ONF, we carried out cross-sectional analyses of the Bellissens forest, to identify whether the hammering carried out had enabled enough TreM (Tree Microhabitats) to be preserved for experimental purposes.

Liste des figures

Figure 1 : Répartition des placettes dans la forêt de Bellissens	19
Figure 2 : Variables d'intérêt et placettes concernées	23
Figure 3 : Etapes du traitement de la base de données de l'Inventaire Forestier National, du LiDAR et du Pays de Sault.	27
Figure 4 : Schéma décisionnel de sélection des indicateurs de naturalité	29
Figure 5 : Formule de l'indice de maturité d'après Sussan et al., 2022.	34
Figure 6 : Diagramme représentant la proportion des 10 essences les plus présentes (données du jeu de calibration LiDAR)	37
Figure 7 : Essences majoritaires par placette de calibration LiDAR.	38
Figure 8 : Représentation des DMH en fonction des essences d'arbres et des classes de diamètre.	39
Figure 9 : Répartition du volume de bois mort au sol (VBMS) en fonction de l'état de décomposition du BMS ($\varnothing > 30$ cm) en forêt publique et privée.	40
Figure 10 : Cartographie des notes d'intérêt attribuées à chaque placette et échantillonnage en décollant.	41
Figure 11 : Utilisations possibles des données récoltées et ajoutées pour répondre aux problématiques du PNRPA.	42
Figure 12 : Nombre de placettes contenant au moins un arbre dominant mort, de l'essence concernée.	43
Figure 13 : Nombre de placettes en fonction du type de peuplement et du type de mélange. Typologie construite à partir de celle du CNPF Hauts-de-France Normandie, 2019.	44
Figure 14 : Répartition spatiale de la mortalité en Hêtre (A) et en Sapin (B) pour les placettes du PNR des Pyrénées Ariégeoises (données calibration LiDAR 2024) et du Pays de Sault.	45
Figure 15 : Proportion de placettes avec mortalité de Sapin selon les quatre variables descriptives des peuplements : mélange, structure, surface terrière et densité de tiges. Les nombres en gras correspondent aux nombres de placettes dans chaque catégorie ou classe.	46
Figure 16 : Probabilité de mortalité selon les quatre variables explicatives du modèle Sapin, et histogramme du nombre de placettes en fonction de variables explicatives	47
Figure 17 : Évolution de la température moyenne annuelle et des précipitations selon l'état sanitaire des placettes en hêtraie pure (sources : IGN et DIGITALIS)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 18 : Probabilité de mortalité du Sapin (à gauche) et du Hêtre (à droite) en fonction de l'évolution du déficit d'évaporation en été entre la période contemporaine et la période de référence.	49
Figure 19 : Carte des probabilités de mortalité du Hêtre (à gauche) et du Sapin pectiné (à droite)	50
Figure 20 : Evolution temporelle du déficit d'évaporation estival sur le PNRPA.	51
Figure 21 : Présence ou absence de mortalité parmi les arbres dominants par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR sur le périmètre du PNR PA élargi	52
Figure 22 : Proportion du nombre de tiges d'essences indigènes par placettes (91 tiges retirées et 4 placettes retirées).	53
Figure 23 : Nombre de groupes fonctionnels de DMH différents par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR	54
Figure 24 : Volume de bois mort (au sol et sur pied) en m ³ /ha par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR	55
Figure 25 : Placette du jeu de données de calibration LiDAR présentes sur des forêts anciennes (vrai) ou non (faux)	56
Figure 26 : Evolution du taux de mortalité en fonction des variables de naturalité	57

<i>Figure 27 : Réservoirs de biodiversité retenus selon l'indice Proxynat ainsi que réservoirs additionnels à fort IBP.</i>	58
<i>Figure 28 : Corridors colorés par centralité (échelle logarithmique)</i>	59
<i>Figure 29 : Exemple de profil d'occupation du sol</i>	60
<i>Figure 30 : Répartition en densité des altitudes avant et après échantillonnage</i>	63
<i>Figure 31 : Carte de compatibilité climatique issue de Climesences</i>	66
<i>Figure 32 : Etude de cas - Conseils de gestion pour une continuité écologique sur les communes de St-Girons et Lescure.</i>	71

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Nomenclature, description et usage des variables utilisées dans les analyses.</i>	19
<i>Tableau 2 : Objectifs visés par l'échantillonnage et variables associées</i>	22
<i>Tableau 3 : Répartition des placettes selon les critères de stratification « Roche mère » et « Orientation ».</i>	23
<i>Tableau 4 : Définition des critères et types de mélanges associés (variable Melange).</i>	24
<i>Tableau 5 : Fréquence de bois mort au sol par SER.</i>	39
<i>Tableau 6 : Comparaison des valeurs moyennes et des écarts-types pour les variables Nha, G, Altitude et Pente entre les 89 placettes réalisées en forêt de Bellissens et les 3 placettes de calibration LiDAR se trouvant en forêt de Bellissens.</i>	40
<i>Tableau 7 : Comparaison du nombre de placettes et de leur proportion dans le jeu de données pour chaque note.</i>	41
<i>Tableau 8 : AUC représentant la performance du modèle prédictif ; apports aux modèles des variables expliquant la mortalité.</i>	47
<i>Tableau 9 : Résultats statistiques de l'effet des variables de naturalité sur la mortalité</i>	56

Liste des annexes

<i>Annexe 1.1 : Tableaux récapitulatifs des modifications réalisées pour les catégories de DMH et pour les différentes essences mal renseignées.</i>	78
<i>Annexe 1.2 : Visualisation des étapes de transformation du MNH pour calculer les différents types de hauteur dominante.</i>	79
<i>Annexe 1.3 : Liste des essences et de leurs abréviations.</i>	79
<i>Annexe 1.4 : Nombre moyen de DMH par essence d'arbre.</i>	81
<i>Annexe 1.5 : Répartition des DMH selon les classes de diamètres des arbres de la forêt de Bellissens.</i>	82
<i>Annexe 1.6 : Liste des abréviations des espèces retenues pour la variable « Essences peu fréquentes ».</i>	83
<i>Annexe 1.7 : Analyse de l'influence des variables « Nb_ess » (pondération) et « Geol » (stratification) sur la répartition altitudinale des placettes après échantillonnage.</i>	83
<i>Annexe 1.8 : Récapitulatif des différents protocoles pouvant compléter les inventaires. Les notes d'intérêts et de coûts en temps sont basés sur nos expériences et savoir personnel (IGN, 2018; ONF, 2023b).</i>	84
<i>Annexe 1.9 : Tableau présentant les jeux de données IGN et Renecofor et proposition de valorisation par le PNRPA (IGN, 2018).</i>	86
<i>Annexe 2.1 : Variables explicatives utilisées dans nos modèles</i>	87
<i>Annexe 2.2 : Détail du filtrage de la base de données IFN</i>	89
<i>Annexe 2.3 : Evolution des températures moyennes annuelles</i>	90
<i>Annexe 2.4 : Evolution du cumul de précipitations sur la saison de végétation</i>	90
<i>Annexe 2.5 : Probabilité de mortalité en fonction de la surface terrière pour le Sapin pectiné</i>	91
<i>Annexe 2.6 : Probabilité de mortalité en fonction de la surface terrière pour le Hêtre.</i>	91
<i>Annexe 3.1 : Simplification de la typologie de peuplement en classes de structure</i>	92
<i>Annexe 3.2 : Description de la méthodologie de modélisation de la mortalité du Hêtre et du Sapin</i>	92
<i>Annexe 3.3 : Proportion de placettes avec mortalité de Hêtre selon les quatre variables descriptives des peuplements : mélange, structure, surface terrière et densité de tiges. Les nombres en gras correspondent aux nombres de placettes dans chaque catégorie ou classe.</i>	92
<i>Annexe 3.4 : Probabilité de mortalité selon les valeurs des quatre variables explicatives du modèle Hêtre, et histogramme du nombre de placettes par classes de valeurs de variables explicatives.</i>	93
<i>Annexe 4.1 : Découpage selon les Petites Régions Naturelles Forestières (données IFN)</i>	93
<i>Annexe 4.2 : Découpage selon les régions biogéographiques croisées avec le découpage des petites régions naturelles forestières (données IGN)</i>	94
<i>Annexe 4.3 : tableau d'indigénat des essences selon la région biogéographiques (données IGN)</i>	94
<i>Annexe 4.4 : Tableau d'indigénat des essences/groupes d'essences non prises en compte (données IGN)</i>	96
<i>Annexe 4.5 : Liste des catégories, groupes et types de DMH étudiés.</i>	96
<i>Annexe 4.6 : Pourcentage de placettes présentant de la mortalité parmi les arbres dominants selon les petites régions forestières (test de Wilcoxon).</i>	98
<i>Annexe 4.7 : Proportion du nombre de tiges d'essences indigènes par placette en fonction des petites régions naturelles forestières (test de Wilcoxon).</i>	99
<i>Annexe 4.8 : Volume de bois mort moyen (m³/ha) par placette en fonction de la petite région naturelle forestière (test de Wilcoxon)</i>	99
<i>Annexe 4.9 : Note de diversité fonctionnelle moyenne des DMH par placette en fonction des</i>	

<i>petites régions naturelles forestières (test de Wilcoxon).....</i>	<i>99</i>
<i>Annexe 4.10 : Proportion de placettes en forêt ancienne par petite région naturelle forestière (test de Wilcoxon).....</i>	<i>100</i>
<i>Annexe 4.11 : Essences par placette dont la proportion du nombre de tiges d'essences indigènes.....</i>	<i>101</i>
<i>Annexe 4.12 : Proportion de tiges d'essences indigènes en fonction de la mortalité par placette.....</i>	<i>101</i>
<i>Annexe 4.13 Indicateurs proposés pour évaluer la naturalité</i>	<i>102</i>
<i>Annexe 4.14 : (Suite) Indicateurs proposés pour évaluer la naturalité</i>	<i>102</i>
<i>Annexe 4.15 : Fréquence du nombre de groupes fonctionnels de DMH sur Bellissens :</i>	<i>102</i>
<i>Annexe 4.16 : Comparaison du protocole DMH appliqué sur Bellissens à celui de calibration</i>	
<i>LiDAR</i>	<i>103</i>
<i>Annexe 5.1 : explication des seuils de Proxynat et d'IBP pour la construction des réservoirs.</i>	<i>105</i>
<i>Annexe 5.2 : Regroupement des classes d'occupation du sol.....</i>	<i>105</i>
<i>Annexe 5.3 : Choix des paramètres pour BioDispersal et Graphab</i>	<i>107</i>
<i>Annexe 5.4 : Conductivité écologique à partir des réservoirs de biodiversité pour les différents scénarios choisis</i>	<i>109</i>
<i>Annexe 5.5 : Paramètres choisis pour la simulation des corridors</i>	<i>110</i>
<i>Annexe 5.6 : Calcul de centralité d'un lien (Girvan and Newman, 2002)</i>	<i>111</i>
<i>Annexe 5.7 : Comparaison de deux simulations Graphab</i>	<i>111</i>
<i>Annexe 5.8 : Risque de mortalité du Sapin et du Hêtre au sein des réservoirs de biodiversité</i>	<i>112</i>
<i>Annexe 5.9 : Profil d'altitude le long de lien 167-130.....</i>	<i>113</i>
<i>Annexe 5.10 : Comparaison des réservoirs retenus avec ceux de la TVB du PNR.....</i>	<i>113</i>
<i>Annexe 5.11 : Occurrences de 3 espèces patrimoniales et réservoirs de biodiversité – PNRPA</i>	<i>114</i>
<i>Annexe 6 : Analyse descriptive des données de la forêt de Bellissens</i>	<i>116</i>

Table des sigles

AUC	Area Under the Curve (Aire sous la courbe)
BM	Bois moyen
BMS	Bois mort au sol
CC	Changement Climatique
CCRN	Changement Climatique et Ressources Naturelles
CNPF	Centre National de la Propriété Forestière
DMH	Dendromicrohabitats
ECE	Evènements Climatiques Extrêmes
EI	Essence Indigène
ENI	Essence Non Indigène
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
FPY	Front Pyrénéen
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GB	Gros bois
GLM	Modèle de régression linéaire généralisé
GMN	Gestion des Milieux Naturels
GR	Grande Randonnée
HAC	Haute Ariège et Vicdessos
HCC	Haute Chaîne du Couseran
IBP	Indice de Biodiversité Potentielle
IFN	Inventaire Forestier National
IGN	Institut Géographique National
IMAT	Indice de maturité
IPV	Indice de Position dans le Versant
LiDAR	Light Detection and Ranging
MNH	Modèle Numérique des Hauteurs
MNT	Modèle Numérique de Terrain

OFB	Office Français de la Biodiversité
ONF	Office National des Forêts
PB	Petit Bois
PBMS	Petit bois mort au sol
PNR	Parc Naturel Régional
PNRPA	Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises
PRNF	Petites régions naturelles forestières
PPP	Piémont pyrénéen et Plantaurel
PSDRF	Protocole de Suivi Dendrométrique des Réserves Forestières
RBG	Régions biogéographiques
ROP	Ratio entre les essences observées et les essences prédites
SER	Sylvoécorégions
SfN	Solutions fondées sur la Nature
SIG	Système d'Information Géographique
TGB	Très gros bois
TTGB	Très très gros bois
TVB	Trame vieux bois
UMR	Unité Mixte de Recherche
VBM	Volume de bois mort
VBMP	Volume de bois mort sur pied
ZNIEFF	Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

Introduction

Solène MONNERET

Selon le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la limite des +1,5 °C de réchauffement climatique sera probablement franchie d'ici 2035 (Hervé, 2023). L'ampleur des changements attendus risque très fortement de dépasser les capacités d'adaptation des forêts et de leurs écosystèmes. Ainsi, de nombreuses espèces, notamment végétales, seront limitées dans leur capacité à migrer suffisamment rapidement pour suivre leur optimum climatique ; ce qui accentuera leur vulnérabilité (Keenan, 2015).

Dans sa stratégie biodiversité à l'horizon 2030, l'Union Européenne met en place plusieurs mesures afin d'encourager les divers acteurs à intégrer les enjeux liés au changement climatique (CC) dans la gestion des espaces naturels. Cette stratégie repose notamment sur un plan de restauration de la nature (Commission Européenne, 2020). Au niveau français, cela se traduit par une stratégie nationale qui s'articule autour de quatre axes : réduire les pressions qui s'exercent sur la biodiversité, restaurer la biodiversité dégradée là où c'est possible, mobiliser l'ensemble des acteurs et finalement garantir les moyens d'atteindre ces ambitions (OFB, 2020).

Au sein de la mosaïque d'acteurs pouvant agir dans le cadre de cette stratégie, les Parcs Naturels Régionaux (PNR) français occupent une place de choix. En effet, ils représentent des interlocuteurs privilégiés pour les mesures de protection et de conservation à mettre en place sur leurs territoires (Fédération des Parcs naturels régionaux, 2024).

1. Le PNR des Pyrénées Ariégeoises

Salomé SCHLOSSER

Le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (PNRPA), créé en 2009, s'étend sur un territoire de 2 465 km², couvrant 40% du département de l'Ariège dans le sud-ouest de la France. Il regroupe 138 communes et est reconnu pour la diversité de son patrimoine culturel, naturel et paysager.

Depuis 2020, le PNRPA est l'un des 10 sites pilotes du projet LIFE ARTISAN. Piloté par l'OFB, ce programme a pour but de concilier préservation de la biodiversité et adaptation des territoires aux changements globaux (OFB, 2024). Le PNRPA se distingue par son approche unique, en faisant de la forêt sa problématique centrale.

La forêt, qui couvre aujourd'hui près de 60% de la surface du Parc, porte les traces d'une surexploitation passée, notamment jusqu'au XIX^{ème} siècle. Souhaitant améliorer la valorisation forestière et préserver la richesse de sa biodiversité, le PNRPA a inscrit dans sa précédente charte des objectifs de gestion en ce sens : préserver son patrimoine naturel, maintenir des milieux ouverts essentiels à la biodiversité, développer une filière bois locale. De plus, le parc cherche à renforcer la préservation de ses forêts, avec pour objectif principal la protection de 25% de son territoire forestier. Pour cela, le PNR cherche à identifier une trame forestière incluant des espaces où les forêts pourront atteindre et maintenir leur maturité naturelle.

S'appuyant sur son riche patrimoine culturel et naturel, le PNRPA met en œuvre divers projets innovants pour répondre aux défis climatiques et environnementaux. Ces initiatives, telle que l'Observatoire forestier, illustrent son rôle actif dans la gestion du territoire et l'adaptation aux enjeux actuels.

2. Les différents projets déployés sur le territoire

Mélane APPERRY

Le programme LiDAR HD, mené par l'Institut géographique national (IGN) dans le cadre du Plan de relance, vise à acquérir des données fines sur les peuplements forestiers et agricoles afin de caractériser leur évolution dans le temps. Plus particulièrement, les données LiDAR HD permettent d'obtenir des données sylvicoles à l'échelle des parcelles et d'accompagner les gestionnaires dans la rédaction des plans d'aménagements. Elles permettent aussi le suivi des indicateurs de biodiversité, de l'état sanitaire et des risques naturels (ONF, 2023). Les acquisitions LiDAR HD sont à compléter par un jeu de placettes de calibration qui servent à optimiser la précision des données obtenues (Coq and Séjourné, 2023). Entre 2020 et 2025, l'ensemble du territoire français (hors Guyane) a été ou sera survolé par le LiDAR HD. Le PNRPA, couvert en 2022, s'est saisi de cette opportunité pour approfondir sa connaissance de son territoire. Les placettes de calibration ont été réalisées entre 2023 et 2024, et les résultats seront disponibles en décembre 2024 - janvier 2025.

En parallèle des acquisitions LiDAR et conscient de la vulnérabilité de ses forêts face aux enjeux globaux (augmentation et aggravation des sécheresses, arrivées de pathogènes, etc., avec des impacts écologiques, sociaux et économiques), le PNRPA a engagé ses forêts comme site pilote du projet Life ARTISAN. Ce projet a pour objectif "d'Accroître la Résilience des Territoires au CC par l'Incitation aux Solutions d'adaptations fondées sur la Nature". Les Solutions fondées sur la Nature (SfN), sont définies comme des "actions visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer les écosystèmes naturels ou modifiés" (OFB, 2024), elles permettent de répondre à l'enjeu de l'adaptation au CC et aux enjeux sociétaux tout en générant des bénéfices pour la biodiversité et le bien-être humain. Financé par la Commission Européenne, ce projet s'étendra jusqu'en 2027. Fort de cette démarche, le PNRPA a entrepris réflexions et actions : amorcer le renouvellement et favoriser le mélange d'essences, orienter la sylviculture vers la production de bois d'œuvre etc.

En lien avec le Life ARTISAN, le PNRPA a décidé d'installer un Observatoire forestier sur son territoire, constitué d'un réseau de placettes permanentes destinées à être visitées tous les dix ans environ. Le PNRPA a mis à profit la nécessité de réaliser des placettes de calibration LiDAR pour valoriser celles-ci au sein de son Observatoire et obtenir des données pour l'année 0. Ses réflexions sont maintenant tournées vers le suivi et la valorisation des données de cet Observatoire.

Grâce à ces différents programmes, le PNRPA est en mesure de mettre en place un réseau de suivi et de valorisation de ses espaces forestiers afin de répondre aux enjeux du territoire.

3. Objectifs et enjeux de l'étude

Léa WIART

L'objectif de ce rapport est de s'intéresser au suivi et à l'adaptation des forêts du Parc naturel régional des Pyrénées Ariégeoises au changement climatique. Différents sujets guident la réflexion tout au long du rapport. Ceux-ci s'intéressent :

- À la valorisation à long terme du jeu de placettes calibration LiDAR (Observatoire des forêts du PNRPA). L'objectif est d'identifier les données importantes et/ou manquantes ainsi qu'un ou plusieurs objectifs d'analyse pour une bonne valorisation du réseau. Nous proposons un échantillonnage du réseau de placettes selon des objectifs précis, et des compléments aux protocoles que le Parc sera libre de choisir selon un ordre de priorisation défini, dans un souci de dualité coûts/complétion des connaissances.
- À l'évaluation des risques et opportunités pour l'adaptation au changement climatique des forêts du PNRPA. Le but est d'évaluer l'effet du climat et de son évolution ainsi que l'effet des peuplements sur la mortalité des arbres. Ce sujet est séparé en deux parties : les effets du CC et les effets des caractéristiques du peuplement sur les forêts du territoire.

- Au concept de naturalité et au lien entre une gestion des forêts optimisant leur niveau de naturalité et une meilleure adaptation au changement climatique. L'objectif est de déterminer, de calculer et de cartographier des indicateurs de naturalité, puis de les lier avec l'état de santé des forêts.
- À l'identification de réservoirs de biodiversité et des principales continuités forestières dans le but de mettre en place une Trame vieux bois : un réseau d'aires en protection forte sur des vieilles forêts existantes et en devenir.

Il s'agit également de tester deux hypothèses à la suite de notre campagne de terrain sur la forêt de Bellisens (Annexe 6), pour permettre l'adaptation des forêts au changement climatique via des changements de pratiques sylvicoles :

- La première, plus étudiée, plus répandue et notamment promue par l'ONF, consiste à diminuer la densité des peuplements (autours de 35 m²/ha ici) et diminuer le diamètre d'exploitabilité (55 cm de diamètre ici), afin de diminuer la pression sur les ressources en eau, vouées à s'amoinrir dans le futur.
- La seconde, plus expérimentale, cherche à reconstituer les écosystèmes avec de très et très très gros bois (au-delà de 70 cm de diamètre), plus de bois mort et plus « d'arbres-habitat » (10 arbres/ha). Ces vieilles forêts, plus proche des dynamiques des forêts naturelles, seraient plus résilientes et résistantes.

I. Matériels et méthodes

1. Description des sites d'étude

Le territoire du PNRPA est recouvert à 60% de forêts, dont 89% sont des forêts décidues. Environ deux tiers des forêts appartiennent à des propriétaires privés (63%). L'influence des Pyrénées est marquée : 70% des forêts ont une pente supérieure à 30%.

À la suite du passage du LiDAR HD en 2022, 679 placettes (296 en forêt publique, 383 en forêt privée) ont été réalisées entre 2023 et 2024 sur le territoire du PNRPA afin d'obtenir un jeu de données de calibration LiDAR.

La forêt domaniale de Bellissens, sur laquelle a été effectuée notre campagne de terrain pour ce projet (sur 3 parcelles), est située sur la commune d'Esplas-de-Sérou (09) et s'étend sur 546 ha. Elle est constitutive du massif de l'Arize, massif du piémont nord-pyrénéen. Le relief y est escarpé (pente moyenne de 60 % et altitude entre 600 et 1468 m) et sillonné par de nombreux cours d'eau et thalwegs intégrant le bassin versant de la Garonne. L'exposition générale est nord. Le climat y est de type montagnard à tendance océanique (ONF, 2014).

La forêt de Bellissens est au cœur de plusieurs enjeux : une grande partie est classée en forêt de protection (455 ha) et 9 ha sont dans un périmètre immédiat de captages (ONF, 2014). Des enjeux de biodiversité y sont aussi à relever, en témoigne l'intégration de l'entièreté de la forêt domaniale dans la ZNIEFF (Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) de type 1 du Massif de l'Arize, versant Nord. Elle abrite de nombreuses espèces patrimoniales, telles que le Calotriton des Pyrénées (*Calotriton asper*) et le Desman des Pyrénées (*Galemys pyrenaicus*) (Bonneil, 2024). Les deux essences majoritaires sont le Sapin pectiné (*Abies alba*) et le Hêtre (*Fagus sylvatica*). Les deux-tiers de la forêt sont gérés en futaie irrégulière, le reste étant hors sylviculture (ONF, 2014). Les îlots de sénescence sont répartis sur 161 ha. Dans les années 1990, la gestion de la forêt favorise le maintien de gros bois (L. Tilatti comm. pers., 2024).

2. Présentation du protocole de calibration LiDAR

Le protocole de calibration de placettes LiDAR a pour objectif de recueillir des informations précises et spatialisées qui permettront une calibration des nuages de points obtenus grâce à la technologie LiDAR HD. En ce sens, la précision des relevés est importante pour la validité du futur jeu de données LiDAR.

Les placettes installées sont des placettes temporaires dont certaines auraient vocation à devenir permanentes. En plus de l'enregistrement de la position GPS exacte, le centre de la placette est matérialisé. La calibration consiste ensuite en l'inventaire de toutes les tiges pré-comptables ($\varnothing > 17,5$ cm) dans un rayon de 15 m autour du centre de la placette (avec correction de pente). Les paramètres suivants sont relevés : azimut, distance, essence, diamètre 1 et diamètre 2, caractère vivant ou mort. Sur la même surface, les diamètres et les stades de décomposition des bois morts au sol ($\varnothing > 30$ cm) sont relevés. Le stade de décomposition comprend 5 facteurs : 0 = bois dur, 1 = décomposition sur 0 à 25% du diamètre, 2 sur 25 à 50% du diamètre, 3 sur 50 à 75%, 4 sur plus de 75%. Les DMH (dendromicrohabitats) sont relevés sur les GB (Gros bois), TGB (Très gros bois) et TTGB (Très très gros bois) ($\varnothing > 42,5$ cm).

Les données récoltées lors de cette campagne sont les bases d'une plus vaste campagne de suivi de l'Observatoire forestier du PNRPA, et pourront d'ores et déjà permettre de dresser un état des

lieux des forêts du PNR.

3. Relevés sur la forêt de Bellissens

Les relevés en forêt de Bellissens complètent les inventaires réalisés par l'ONF sur les parcelles 7a, 8a et 18a et ainsi permettent une vision plus claire des peuplements, incluant les DMH présents. Un plan d'échantillonnage avec 97 placettes espacées de 50 m réparties sur les trois parcelles a été réalisé. Finalement, 89 placettes ont été inventoriées du fait des contraintes de temps et de relief.

Le protocole déployé consiste en l'inventaire de toutes les tiges précomptables ($\varnothing > 17,5$ cm)

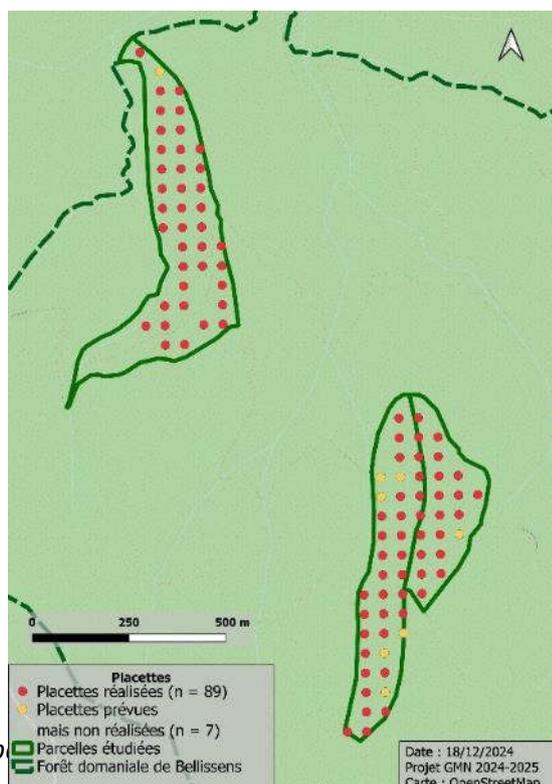


Figure 1 : Répartition des placettes dans la forêt de Bellissens

dans un rayon de 15 m avec correction de pente autour du centre de la placette. L'essence, la circonférence, le caractère vivant/mort sont notés. Si l'arbre est un feuillu, les DMH sont consignés au-delà de 20 cm de diamètre (circonférence > 63 cm) ; si l'arbre est un résineux, les DMH sont consignés au-delà de 30 cm de diamètre (circonférence > 95 cm). L'état sanitaire des arbres dominants est évalué selon le protocole DEPERIS). Les souches sont relevées sur l'ensemble de la placette et sont classées en deux catégories : récentes/anciennes. Enfin, la hauteur dominante est calculée à partir des mesures des hauteurs des 3 arbres les plus dominants de la placette. L'état sanitaire des arbres dominants est évalué selon le protocole DEPERIS (Goudet and Nageleisen, 2019). Les souches sont relevées sur l'ensemble de la placette et sont classées en deux catégories : récentes & anciennes.

4. Analyses

a. Présentation des variables générales

Dans le cadre des analyses, des variables sont utilisées par l'ensemble des groupes (Tableau 1).

Tableau 1 : Nomenclature, description et usage des variables utilisées dans les analyses.

Variabes	Description	Paragraphe
Variabes de peuplement		
G_tot	Surface terrière totale de la placette, recalculée (m ² /ha)	I.4.b ; I.4.c ; I.4.d ; I.4.e ; I.4.f
G_TTGB	G très très gros bois $\varnothing > 55$ cm (mZ/ha)	I.4.g
VBMS	Volume de bois mort au sol (m ³)	I.4.f ; I.4.g ; II.1.a
Nha	Densité de tiges à l'hectare (nb/ha)	I.4.c ; II.1.b ; II.2
Nb_ess	Nombre d'essences par placette	I.4.b ; III.1.b
Type_peuplement	Typologie de peuplement	I.4.c
Class_struct	Classe de structure. Simplification par regroupement des typologies de peuplement proches	I.4.c

nb_PB, nb_BM, nb_GB, nb_TGB, nb_TTGB	Nombre de PB (17,5 < Ø < 27,5 cm), BM (27,5 < Ø < 47,5 cm), GB (47,5 < Ø < 67,5 cm), TGB (67,5 < Ø < 90 cm) et TTGB (90 cm < Ø) par placette	II.1.a
PB, BM, GB, TGB, TTGB	Proportion en surface terrière de PB, BM, GB, TGB, TTGB (%)	II.1 ; II.2
Melange	Type de mélange en hêtre – sapin selon proportion en surface terrière	I.4.c
Mortalité_hêtre Mortalité_sapin	Indicateur de présence/absence d'arbres dominants morts sur une placette. Décliné en mortalité pour le Hêtre et le Sapin. Variable binaire : mortalité = 1 ; pas de mortalité = 0	I.4.c ; I.4.d ; I.4.e
H0	Hauteur dominante	I.4.B ; I.4.f
Variables topographiques		
Altitude	Altitude (en m)	I.4.b ; II.1.b
Pente	Pente (en °)	I.4.b ; II.1.b
Orientation	Sud (S), Est (E), Ouest (O), Nord (N) ou Plat	I.4.b
ipv	Indice de position dans le versant	I.4.c ; II.2
pH	pH	I.4.c ; I.4.f ; II.2
Variables climatiques		
SER	Sylvoécorégions	I.4.b ; II.1.a
tmoy_ctp	Température moyenne annuelle sur la période contemporaine (1991-2023) en °C. DIGITALIS v.3 2023	I.4.c ; II.2
tmoy_evol	Anomalie relative de températures moyennes entre les périodes contemporaines et de référence en °C ² , calculée : $tmoy_ref * (tmoy_ctp - tmoy_ref)$	I.4.c ; I.4.f
prec_veg_ctp	Moyenne sur la période contemporaine du cumul de pluie sur la saison de végétation (avril-sept). Calculée à partir de DIGITALIS, en mm	I.4.c ; I.4.f
prec_veg_evol	Anomalie de précipitations moyennes entre les périodes contemporaine et de référence en %, calculée : $(prec_veg_ctp - prec_veg_ref) / prec_veg_ref$	I.4.c ; I.4.f ; II.2
deth_et_ctp	Moyenne du déficit d'évaporation en eau des sols calculée avec la formule de Thornthwaite (etp-etr) sur la période contemporaine en mm. DIGITALIS v.3 2023.	I.4.b ; I.4.d

Nous allons maintenant présenter les méthodes spécifiques à chacun des groupes.

b. Valorisation du jeu de calibration LiDAR

Mélane APPERRY, Armand CONSIGNY, Pierre LE CLÉAC'H, Solène MONNERET, Léa WIART

Afin d'obtenir une vision globale des forêts du PNRPA, les différents paramètres issus de la

base de données du jeu de calibration LiDAR ont été analysés. Parmi ces paramètres figurent les essences, la surface terrière (G_{tot}), les BMS et les DMH.

Nous avons représenté les essences sur une carte du territoire en identifiant celles qui sont majoritaires au sein de chaque placette. Certaines essences ont donc été regroupées pour simplifier l'analyse (Annexe 1.1).

Les DMH reflètent une partie de la biodiversité forestière et doivent être analysés en lien avec l'essence et le diamètre des arbres, deux facteurs influençant leur abondance et diversité. Les essences représentées par un seul arbre ont été exclues pour des raisons de lisibilité des figures et de représentativité des valeurs. Bien que le protocole initial prévoyait d'identifier les DMH uniquement sur des arbres de $\varnothing > 42,5$ cm, certains DMH ont été relevés sur des arbres de diamètre inférieur. Pour éviter tout biais, les PB et BM n'ont pas été inclus dans l'analyse des DMH.

Les informations sur les DMH ont été simplifiées en ne conservant que les 2 premiers caractères des codes dans la base de données du jeu de calibration LiDAR. Ainsi, 7 catégories ont été utilisées dans les analyses : EP, CV, DE, IN, GR, EX et FU (cf Annexe 4.5)(Rita Bütler et al., 2020).

Certaines colonnes désignant des "catégories" de DMH ont été supprimées ou modifiées car ces dernières ont été mal renseignées lors de la prise de données (Annexe 1.1). Une même essence étant parfois représentée par plusieurs sigles différents, un sigle unique en majuscules a été attribué à chaque essence du jeu de données, et celles non renseignées ont été assignées à la catégorie « Autres » (Annexe 1.1).

Le volume des BMS a été approximé par le volume d'un cylindre dont la longueur est celle du billon et le diamètre, le diamètre moyen du billon.

Complétion du jeu de données

Le modèle numérique de terrain (MNT) au pas de 25 m a une résolution pertinente au vu de la taille des placettes (15 m de rayon) pour compléter le jeu de données avec des valeurs d'altitude, de pente et d'exposition, ces deux dernières étant facilement calculables sous R avec la fonction *terrain* du package *terra* (Hijmans et al., 2024).

Le modèle numérique des hauteurs (MNH) du LiDAR permet d'estimer la hauteur dominante du peuplement au sein des placettes, selon différentes méthodes : la hauteur maximale relevée sur la placette (H_{max}), la moyenne des hauteurs de la placette supérieures à 90% de H_{max} (H_0), et la moyenne des hauteurs de la placette supérieures à 90% de H_{max} après « lissage » des hauteurs par une fonction focale, ce qui permet de donner plus de poids aux sommets (H_0_{lisse}) (Annexe 1.2).

Echantillonnage pour la mise en place d'un suivi à long terme

Afin de permettre un suivi sur le long terme des placettes de l'Observatoire forestier, un plan d'échantillonnage comprenant 249 placettes a été élaboré. L'objectif est de réaliser 50 placettes chaque année, avec complétion du jeu de données après 5 ans, et actualisation partielle de celui-ci tous les ans.

Une approche en deux temps a été mise en place : attribution d'une note d'intérêt selon la rareté de certains paramètres biotiques ou abiotiques (Tableau 2, Figure 2, plus la note est élevée plus le site est spécifique) puis stratification par le type de roche mère et orientation. Les variables spécifiques à notre problématique sont présentées ci-dessous.

- *Limites d'aires de distribution* : placettes majoritairement composées de Hêtre, de Sapin ou d'Epicéa situées en limite des aires de distribution de ces essences. Il s'agit d'une variable logique

(VRAI/FAUX). Ces placettes sont identifiées grâce aux modèles de distribution développés par l'UMR (Unité Mixte de Recherche) Silva et au seuil des courbes ROC (caractéristique de l'efficacité) par essence.

- *Essences peu fréquentes* : essences apparaissant moins de 100 fois sur l'intégralité du jeu de données. Parmi ces essences, certaines sont peu intéressantes d'un point de vue sylvicole et d'autres ne sont pas clairement identifiées (Annexe 1.7).
- *Type de roche mère (abrégé Geol)* : 4 catégories de roches : argiles et marnes, roches carbonatées, roches magmatiques et autres assimilées, et roches métamorphiques.
- *Cœurs de biodiversité* : placettes se situant dans les cœurs de biodiversité identifiés pour la Trame vieux bois (TVB).

Tableau 2 : Objectifs visés par l'échantillonnage et variables associées

Couvrir un maximum de gradients climatiques et environnementaux, y compris les conditions sous-représentées	Altitude, Pente, SER
	Orientation, Type de roche mère (Geol)
Suivre les placettes susceptibles d'être les plus résilientes face au changement climatique	Nombre d'essences (Nb_ess), Essences rares, Cœurs de biodiversité (TVB)
Suivre les placettes les plus à risque face au changement climatique	deth_et_ctp, Limites d'aires

Vert : variables entrant en compte dans la note d'intérêt ; *bleu* : variables entrant en compte dans la stratification

Etat initial : 679 placettes avec la note 1

Variable	Placettes dont on augmente la note d'intérêt (+1)
SER	6 placettes en F30
Altitude	30 placettes de plus haute altitude 30 placettes de plus basse altitude
Pente	30 placettes de plus forte pente 30 placettes de plus faible pente
Nb_ess	Les 20 placettes ayant 7 essences ou plus 10 placettes avec 6 essences tirées aléatoirement
deth_et_ctp	30 placettes avec le déficit en évapotranspiration le plus élevé
Limites d'aires	Les placettes ayant pour essence dominante le hêtre, le sapin ou l'épicéa, et se situant en limite d'aire pour l'essence concernée
Essences peu fréquentes	Placettes qui comportent ces essences
Cœurs de biodiversité	Placettes qui se situent dans les cœurs de biodiversité identifiés pour la trame vieux bois (122 placettes)

Figure 2 : Variables d'intérêt et placettes concernées

L'objectif n'est pas de ne garder que les placettes avec les notes les plus élevées, mais bien d'en avoir une proportion plus importante que dans le jeu de données initial. Ainsi, on s'attend à conserver dans notre jeu de données échantillonné un certain nombre de placettes avec la note la plus faible.

Deux placettes sans pente et deux strates (Tableau 3) sont directement incluses dans l'échantillon final car sous-représentées, soit 25 placettes. Un échantillonnage aléatoire pondéré par la note d'intérêt dans chacune des strates restantes est réalisé, ce qui porte le total à 249 placettes (16 placettes dans chaque strate).

Sont surlignées en orange les strates n'ayant pas un nombre d'échantillons suffisant pour y faire un tirage aléatoire et dont les placettes sont directement incluses dans l'échantillon final.

Tableau 3 : Répartition des placettes selon les critères de stratification « Roche mère » et « Orientation ».

	Nord	Est	Sud	Ouest	Plat	Somme
Argiles et marnes	27	13	17	10	0	67
Roches carbonatées	46	25	32	26	2	131
Roches magmatiques et autres	41	28	28	22	0	119
Roches métamorphiques	135	70	58	99	0	362
Somme	249	136	135	157	2	679

c. Impact du peuplement sur la mortalité

Matthias COLIN, Maud DEKEYSER, Juline FOUCAULT, Oriane LAVIGNON, Gaïa MICHEL, Vincent PEARLSTEIN, Jeanne SOUBEYRAN

La littérature s'accorde sur l'impact des pratiques sylvicoles sur l'état sanitaire des peuplements (Pötzelsberger and Schuck, 2021; Tacoen et al., 2021). Cependant, les résultats

observés semblent parfois contradictoires. En fonction des essences objectivées, certaines études démontrent un effet positif de la diversification en essence sur la résilience du peuplement (Jactel et al., 2017; Larrieu, 2014a) tandis que d'autres démontrent une compétition entre essences (Bauhus et al., 2017; Searle et al., 2022). De même, une densité trop faible pourrait favoriser la mortalité par déstabilisation des peuplements, mais une densité trop forte accroîtrait la compétition et l'appauvrissement des ressources (Das et al., 2016; Young et al., 2023). Les résultats semblent sites-essences-dépendants ; il s'agit donc ici de vérifier quelles hypothèses sont valides pour les massifs du PNRPA, dans le cadre de la hêtraie-sapinière.

Afin d'analyser l'influence des caractéristiques des peuplements sur la mortalité forestière, seules les placettes n'ayant pas subi de coupes récentes sont étudiées. Il est ainsi possible d'étudier la mortalité observée selon les caractéristiques du peuplement.

Les variables ci-dessous sont calculées à partir du jeu de calibration LiDAR du PNRPA :

- *Arbre dominant* : arbre dont le diamètre est supérieur à la moyenne des diamètres des arbres de la placette ; variable binaire
- La variable *Mortalité* définie en I.4.a.

Les peuplements sont étudiés via quatre variables : le mélange (*Melange*), la structure (*Class_struct*), la densité (*Nha*) et la surface terrière (*G_tot*). L'étude cible le Hêtre commun et le Sapin pectiné, les deux seules essences suffisamment représentées dans le jeu de données.

D'après la typologie utilisée par les gestionnaires forestiers locaux (ONF Direction Territoriale Sud-Ouest, 2024), un peuplement de Sapin ou de Hêtre est désigné comme pur si l'essence majoritaire de celui-ci représente au moins 80% de la surface terrière totale de la placette. Sinon, le peuplement est considéré comme mélangé. La somme des surfaces terrières (Sapin et Hêtre) représente donc au moins 80% de la surface terrière et leur surface terrière respective doit être supérieure à 20%. Les autres placettes ne sont pas étudiées dans l'analyse.

Pour la variable mélange, les proportions étudiées de surface terrière en essences sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 4 : Définition des critères et types de mélanges associés (variable *Melange*).

Critères de mélange (G en m ² /ha)	Type de mélange	Variable Melange
het ≥ 80% placette	Hêtraie pure	pur_HET
sap ≥ 80% placette	Sapinière pure	pur_S.P
40% (het + sap) ≤ sap ≤ 60% (het + sap) ET 40% (het + sap) ≤ het ≤ 60% (het + sap)	Mélange équilibré	mixte
het > 60% (het + sap)	Hêtraie-sapinière	hetraie_sapiniere
sap > 60% (het + sap)	Sapinière-hêtraie	sapiniere_hetraie

Dans le cadre de ce travail, la structure du peuplement (variable *Type_peuplement*) est définie à l'aide la typologie – Centre National de la Propriété Forestière de Normandie (CNPf Hauts-de-France Normandie, 2019), Une classe *TTGB* est ajoutée pour les arbres de diamètre strictement supérieur à 90 cm. Ces derniers sont regroupés avec les *GB* et *TGB* dans la typologie de peuplement. Par la suite,

certain types similaires de peuplement sont regroupés dans une même classe de la variable *class_struct* (Annexe 3.1).

Dans un premier temps, la distribution de la mortalité est étudiée, en fonction des variables de peuplement. Sur les 674 placettes du jeu de calibration LiDAR sur le PNRPA 198 placettes sont dominées par le Hêtre et/ou le Sapin. Le jeu de calibration LiDAR n'étant pas suffisant pour obtenir des résultats statistiquement fiables, les données de terrain du projet CCRN-2023 sur le Pays de Sault, proche géographiquement, ont été ajoutées. Au total, 283 placettes sont utilisées dans l'analyse.

La réponse de la mortalité est ensuite étudiée selon deux modèles, l'un cherchant à expliquer la mortalité du Hêtre et l'autre la mortalité du Sapin. Pour le modèle Sapin, les placettes en Hêtraie pure sont exclues, et inversement pour le modèle Hêtre.

Le modèle utilisé est un modèle linéaire généralisé (GLM) de type binomial (détail de la méthodologie en Annexe 3.2).

Les variables explicatives évaluées sont :

- la surface terrière (*G_tot*),
- la densité de tiges à l'hectare (*Nha*),
- la classe de structure (*class_struct*)
- la proportion de hêtre (*prop_HET*) et de sapin (*prop_S.P*) en surface terrière. Ces variables servent à étudier l'effet du mélange.

Des variables topo-climatiques sont systématiquement ajoutées afin de prendre en compte leurs effets éventuels et éviter une réponse biaisée par celles-ci :

- le pH du sol (*pH*),
- l'Indice de Position dans le Versant (position topographique, *ipv*),
- les anomalies relatives de températures (*tmoy_evol*),
- les anomalies relatives de précipitations (*prec_veg_evol*),
- la température annuelle moyenne (*tmoy_ctp*),
- les précipitations annuelles moyennes en période végétative (*prec_veg_ctp*).

La corrélation entre les variables est testée. Deux variables sont considérées comme corrélées lorsque leur corrélation de Pearson est supérieure ou égale à 0,7.

d. Evaluation des effets du changement climatique sur la santé des forêts

Quentin de Peretti, Marie-Caroline DOUESNARD, Thy-Pha PHAM, Margot RIFFAUD, Amélie VICENTE-DOUTRELEAU

Hypothèses

Le changement climatique peut influencer le dépérissement des forêts, par le biais des variations du climat moyen et/ou de l'augmentation de fréquence des ECE (événements climatiques extrêmes). L'effet du CC sur la mortalité le Hêtre et le Sapin est étudié. Nous posons trois hypothèses :

- **Certaines variables climatiques ont un effet significatif sur le dépérissement des forêts** (Taccoen et al., 2019). Nous avons cherché à identifier ces variables et à quantifier leur effet, notamment à l'aide de GLM.

- **Le Hêtre et le Sapin sont adaptés à une fenêtre climatique, en dehors de laquelle ils dépérissent.** L'objectif est de déterminer des valeurs seuils des variables climatiques identifiées précédemment. Le risque climatique sur le territoire du PNRPA pour le dépérissement du Hêtre et du Sapin est évalué.
- **Plus la différence entre le climat historique et le climat contemporain est importante, plus la mortalité est forte.** Pour chacune des variables climatiques identifiées, il s'avère plus pertinent de regarder l'évolution de cette variable par rapport à la période de référence 1961-1990 au lieu de sa valeur absolue. En effet, le climat français semble avoir connu un véritable basculement à la fin des années 1980 (Brulebois et al., 2015).

En reprenant les résultats des modèles et les scénarios climatiques futurs, nous pouvons évaluer la vulnérabilité du PNRPA face au changement climatique.

Dans un premier temps, nous travaillons avec la base de données de l'Inventaire Forestier National (IFN) afin d'avoir plus de données. Afin de comprendre les effets des changements climatiques sur la mortalité du Hêtre et du Sapin, nous allons étudier des régions ayant souffert de dépérissements massifs (par exemple la région Grand-Est), et d'autres encore peu impactées (comme l'Ariège). Nous avons combiné plusieurs jeux de données : l'IFN pour travailler à l'échelle nationale, les données issues de la calibration LiDAR et celles du projet GMN CCRN 2023 dans le pays de Sault.

Traitement des bases de données et obtention des données de mortalité à l'échelle nationale

Dans les bases de données, les arbres dominants des peuplements purs de Hêtre et de Sapin sont isolés. Suivant la même méthodologie que celle présentée en 4.c, le dépérissement est caractérisé à l'échelle de la placette par la variable *Mortalité cotée en 0/1 (absence/présence)*.

Deux variables liées au peuplement ont été calculées pour chaque placette pour enlever les effets peuplements parmi les plus importants : la surface terrière G_{tot} (m^2/ha), et le coefficient d'hétérogénéité de Gini, représentant la structure verticale du peuplement. Les variables de peuplement sont détaillées en annexe (Annexe 2.1).

Filtrage de la base de données de l'IFN

Des filtrages successifs ont été réalisés sur la base de données de l'IFN. Nous avons choisi de se focaliser sur le Hêtre et le Sapin pectiné, en particulier sur les peuplements purs de ces deux essences, afin de s'affranchir de l'effet du mélange. Seules les placettes en contexte forestier ont été conservées, c'est-à-dire situées au sein d'un couvert forestier continu de plus de 50 ares, selon la définition de la FAO (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) (FAO Rome, 2020).

Le dernier niveau de filtrage a permis d'éliminer les causes de mortalité extérieures au CC, le « bruit de fond » de la mortalité. Nous avons ainsi considéré uniquement les arbres morts dominants, afin d'éliminer la mortalité due à la compétition pour la lumière. Le statut « dominant » des arbres morts repose sur l'écart de leur circonférence par rapport à la circonférence moyenne de la placette. Les ECE de type tempête ou incendies ont également été éliminés.

Le jeu de données initial de l'IFN comportait 2 211 974 arbres, répartis sur 205 312 placettes. Après échantillonnage il reste 56 587 arbres répartis sur 4 410 placettes. Toutes les variables utilisées et toutes les étapes du filtrage sont détaillées en annexe (annexe 2.2).

Filtrage données LiDAR et CCRN 2023

Suivant une méthodologie similaire, les données issues du jeu de calibration LiDAR et du projet GMN CCRN 2023 dans le pays de Sault (GMN, 2023) ont été traitées et concaténées avec celles de l'IFN. Les protocoles étant moins complets, seuls les filtres les plus pertinents ont été conservés, notamment pour les coupes et la pureté des peuplements.

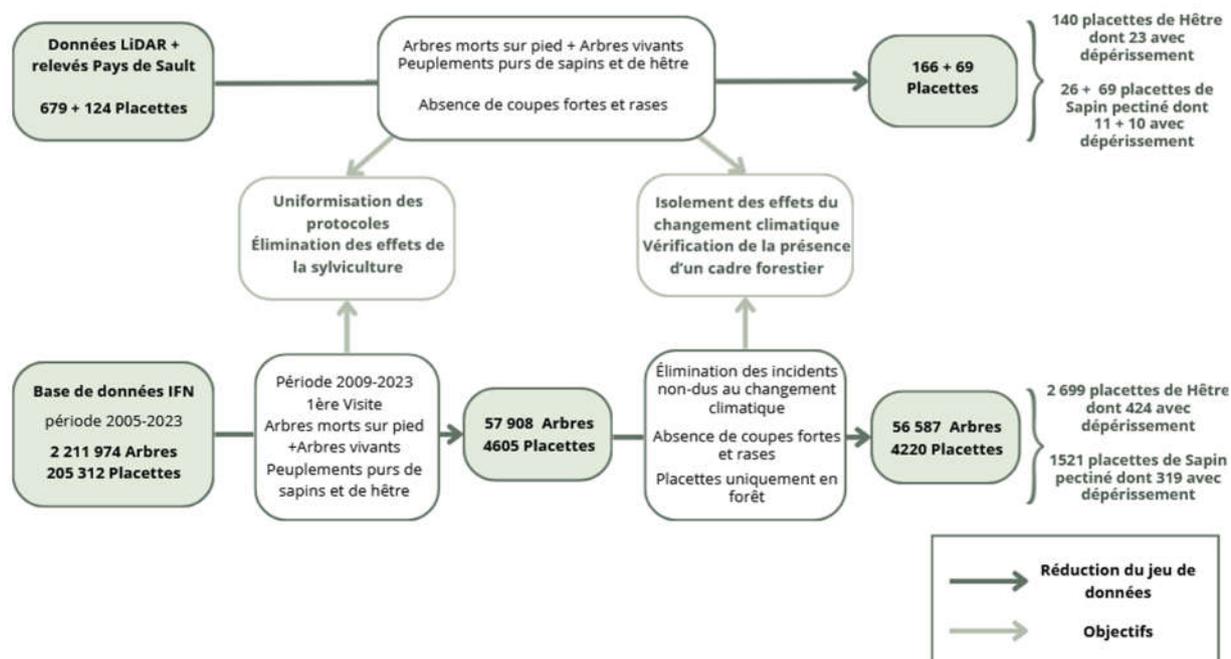


Figure 3 : Etapes du traitement de la base de données de l'Inventaire Forestier National, du LiDAR et du Pays de Sault.

Nous obtenons donc un échantillon de placettes, sur l'ensemble du territoire national, associées à des variables de peuplement et nous cherchons à les associer à des variables climatiques.

e. Données climatiques historiques et futures

Afin de modéliser les effets du climat sur la mortalité des arbres, nous avons associé à chaque placette un climat historique et futur potentiel.

Données climatiques historiques : la base de données DIGITALIS

Les données climatiques historiques proviennent de la version 3 de DIGITALIS développée sur la France entière. Elles sont enregistrées au pas kilométrique et mensuellement de 1961 à 2020. L'évolution du climat moyen est approchée par des calculs d'anomalies relatives (en %) entre la période contemporaine (1991-2020) et la période de référence (1961-1990). Les variables liées aux précipitations sont observées sur les périodes de végétation des deux essences d'intérêt : Hêtre et Sapin pectiné. Celle du Hêtre s'étend de mi-avril (débourrement stade 10%) à mi-octobre (jaunissement stade 90%), tandis que celle du Sapin commence mi-mai (débourrement stade 10%) et n'a pas de fin précisément identifiée dans la bibliographie (Lebourgeois et al., 2006). Pour des raisons pratiques, nous avons choisi comme période de végétation la période d'avril à septembre inclus.

Données climatiques prédites pour le futur : projet CHELSA

Le climat futur est approché par les données du projet CHELSA (*Climatologies at High*

resolution for the Earth's Land Surface Areas) de l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL (Karger et al., 2023). Ce projet présente différents modèles, et différents scénarios pour chaque modèle. Nous avons retenu le modèle français IPSL-CM6A-LR élaboré par l'Institut Pierre-Simon Laplace (Bonnet et al., 2021). Concernant les scénarios, nous avons choisi le SSP5-8.5 qui apparaît comme probable à l'horizon 2050 ("Les scénarios SSP | Carbone 4," n.d., p. 4). Il s'agit d'un scénario fondé sur une absence de modifications des pratiques de consommation et des moyens de production d'énergie. Les prédictions issues du modèle et combinées à ce scénario se décomposent en 2 périodes : une projection sur 2041-2070 et une autre sur 2071-2100. Les mêmes calculs que sur les données DIGITALIS sont appliqués aux données climatiques futures. Toutes les variables climatiques extraites et calculées sont présentées en annexe (Annexe 2.1).

A l'issue de ces étapes, nous obtenons donc un échantillon de placettes sur l'ensemble du territoire national, chacune étant associée à des variables de peuplement et des variables climatiques historiques issues de DIGITALIS.

Modélisation de la mortalité en fonction des variables climatiques et des variables de peuplement

Dans un premier temps, nous étudions la mortalité du Hêtre et du Sapin à l'échelle nationale, en fonction de deux variables de peuplement (G_{tot} et indice d'hétérogénéité de Gini) et de variables climatiques (précipitations en période de végétation, températures moyennes annuelles, bilans hydriques et déficits d'évaporation). L'objectif est de déterminer les variables, notamment climatiques, ayant un effet significatif sur la mortalité.

Le modèle utilisé est un GLM de type binomial. Il permet de prédire les valeurs de notre variable binaire *Mortalité* (0 : absence de mortalité ; 1 : présence mortalité) en fonction de variables explicatives. Pour créer ce modèle, nous avons progressivement ajouté des variables explicatives au modèle. Nous utilisons le d^2 quadratique comme indicateur de la qualité du modèle. L'influence des variables explicatives est considérée comme significative lorsque leur p-value est inférieure au seuil de 0,05.

Les analyses statistiques nous ont permis d'aboutir aux modèles de prédiction de mortalité suivants :

$$Mortalité_{hêtre} \sim G_{tot} + deth_{et_evol} \quad AUC = 0.76$$

$$Mortalité_{sapin} \sim G_{tot} + deth_{et_evol} \quad AUC = 0.74$$

Ainsi, seules la surface terrière et l'anomalie relative de déficit d'évaporation estival influencent significativement la mortalité pour le Hêtre et le Sapin. Le modèle est calibré sur les variables du PNRPA où la surface terrière moyenne est de 28,72 m²/ha et l'anomalie moyenne de déficit d'évaporation en été est égale à 1436,72 mm². En utilisant l'AUC (Area Under the Curve) comme indicateur de performance avec un seuil à AUC > 0,7, nous considérons ces deux modèles sont satisfaisants.

Carte de risques climatiques pour le Hêtre et le Sapin

Les modèles de prédictions de mortalité du Hêtre et du Sapin à l'échelle nationale permettent d'établir des seuils climatiques pour chaque essence, de comparer au contexte du PNRPA et enfin, d'établir des cartes de risques sur le PNRPA au regard des variables résultantes du modèle.

f. La naturalité pour adapter la gestion au changement climatique

Manuela ARIAS GARCIA, Lucie JARREAU, Aurélien MASSART, Elda PERONNET, Elodie RICHOMME

La notion de naturalité d'un écosystème est complexe et difficile à évaluer et quantifier. Au travers de ce sujet, nous essayons d'apporter des pistes de réflexion sur les questions suivantes : Comment définir la naturalité ? Qu'est-ce qu'une forêt avec un haut niveau de naturalité en Ariège ? Quels indicateurs choisir pour l'évaluer ? Comment les rendre quantifiables, et les interpréter ? Sont-ils corrélés au dépérissement des peuplements forestiers ?

La notion de naturalité a évolué depuis le début du XX^e siècle, passant d'une définition théorique d'écosystème intact, à la végétation naturelle potentielle de (Tüxen and Preising, 1956) puis à une approche plus complexe (1970-1990) incluant les perturbations naturelles et une évaluation à l'échelle du paysage.

Pour la suite de notre réflexion, nous gardons la notion suivante : la naturalité est définie comme « le degré de proximité d'un site à son système naturel (sans perturbation) en termes de composition, de structure et de fonctionnement » (Du Bus De Warnaffe and Devillez, 2002) . Cette notion peut être séparée en deux sous-thèmes :

- La naturalité anthropique : l'absence d'influence humaine dans des processus écologiques (Gilg, 2004).
- La naturalité biologique : l'intégrité biophysique des milieux, spontanéité des processus écologiques et continuités spatiotemporelles (Gilg, 2004).

L'objectif est de déterminer ce qu'est une forêt avec un haut niveau de naturalité sur la base de cette définition. Pour cela, nous avons repéré divers indicateurs cités dans la littérature (Rossi and Vallauri, 2013), et nous avons ajouté ceux qui nous paraissaient représentatifs de la naturalité. Nous avons ensuite mené une réflexion sur chaque indicateur identifié afin de savoir s'il serait étudié ou non selon l'arbre de décision suivant :

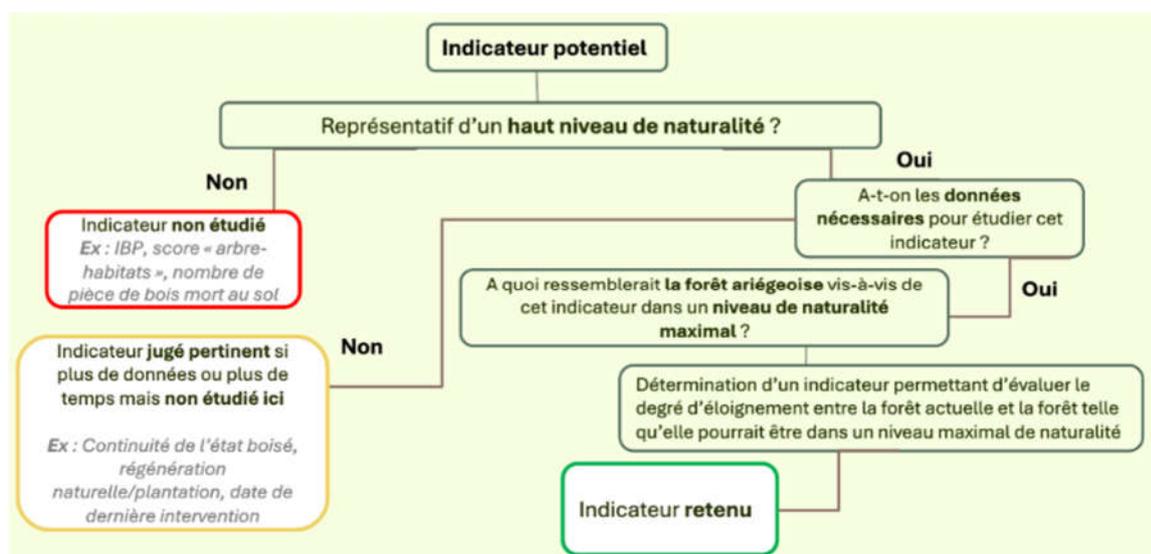


Figure 4 : Schéma décisionnel de sélection des indicateurs de naturalité

Par exemple, selon cet arbre de décision, nous avons éliminé l'Indicateur de Biodiversité Potentiel (IBP). Ce dernier prend en compte dix caractéristiques clefs afin d'établir une note entre 0 et 5 pour chacune d'entre elles. Certains de ces indicateurs ne nous paraissaient pas pertinents, comme

la présence de milieux aquatiques et rocheux. En effet, selon ce critère, la présence de blocs, même mis en place par l'Homme, permettent l'augmentation du score de biodiversité potentiel.

Nous avons donc mené cette réflexion sur l'ensemble des indicateurs identifiés (Annexe 4.13). Parmi ces indicateurs, pour des raisons de temps et de données disponibles, nous avons choisi de n'en garder que quatre, chacun apportant un angle de vue différent de la notion de naturalité. Ces quatre indicateurs sont développés ci-dessous.

Composition du peuplement – Indigénat du peuplement

Nous nous sommes d'abord intéressés aux essences et à leur indigénat. En effet, une zone avec beaucoup d'essences non indigènes (ENI) peut être considérée comme ayant un indice d'indigénat du peuplement faible. Les ENI peuvent provenir de la plantation par l'Homme ou de sa régénération naturelle. Dans les deux cas ils sont considérés comme indigènes car ne correspondant pas aux aires de distribution de l'essence. Le nombre de tiges d'essences indigènes (EI) est observé, dont on calcule la proportion.

Pour chaque essence un attribut Indigène ou Non Indigène est attribué par régions biogéographique (RBG) (Annexe 4.2) : Atlantique, Méditerranéen, Montagnard et continental (Données IGN). Cependant les RBG étant définis à l'échelle Européenne, elles sont peu précises pour notre échelle d'étude. L'indigénat d'une essence a été déterminé par un croisement avec les petites régions naturelles forestière (PRNF) (Données IFN, Annexe 4.1). Une PRNF a été attribuée par placette selon leur localisation. A chaque placette sont associées arbitrairement une ou plusieurs RBG. Pour qu'une essence soit considérée comme « Non Indigène » il faut qu'elle le soit dans la totalité des RBG associées.

Les placettes susceptibles de perturber le modèle ne seront pas prises en compte. Lorsqu'il n'y a que des essences où l'indigénat ne peut pas être déterminé par manque de précision (ex : AUL). Lorsqu'il y a une coupe rase ou un incendie. Enfin, lorsque la placette est en "limite" de peuplement et que la surface terrière est inférieure à 7m²/ha. En effet l'ouverture du milieu et la présence d'arbres isolés peut entraîner plus de mortalité par des conditions microclimatiques particulières.

Diversité fonctionnelle

Puis, nous avons abordé la question de la diversité des habitats naturels par l'étude des DMH. Ceux-ci sont aujourd'hui classés en 17 groupes caractérisés par des fonctionnalités écologiques différentes regroupant un ou plusieurs types de DMH (Larrieu, 2014) (Annexe 4.5). Ce sont autant de types d'habitats pour une biodiversité diversifiée (et parfois inféodée à un type de DMH donné). Bien que l'avancée scientifique sur le sujet soit encore insuffisante, nous savons que les types de DMH ne sont pas répartis de manière homogène sur toutes les essences. Ainsi, nous avons décidé de construire un indicateur de diversité fonctionnelle des DMH calculable à l'échelle de l'arbre comme à l'échelle de la placette avec étude réalisée à la seconde échelle. La haute naturalité est dans ce cadre exprimée par une grande diversité fonctionnelles des DMH et donc une forte biodiversité (Larrieu, 2014).

Pour ce faire, pour chaque arbre, pour chaque groupe fonctionnel de DMH, si au moins un type de DMH appartenant au groupe est recensé, le groupe fonctionnel est compté comme présent. Cette donnée est extrapolée à la placette. Nous ressortons de cette analyse deux variables : *nb_gp_DMH* indiquant le nombre total de groupes fonctionnels de DMH différents relevés et *note_div_fonctio*, une note de présence de diversité fonctionnelle des DMH allant de 0 à 1 (1 étant la note la plus élevée) calculée en divisant *nb_gp_DMH* par le nombre total de groupes qui auraient pu être relevés : 15 dans le cadre du protocole de calibration LiDAR (1 de plus dans le protocole appliqué sur la forêt de

Bellissens).

Il est intéressant de commencer à relever les DMH à partir de 20 cm de diamètre pour les feuillus et 30 cm pour les résineux (Larrieu, 2014) ; ce qui n'a pas été fait dans le protocole de calibration LiDAR. Lors de nos relevés sur Bellissens, nous avons noté les DMH à partir des diamètres recommandés par M. Larrieu. Nous allons donc comparer les résultats du calcul de cet indicateur sur l'ensemble des arbres relevés au résultat obtenu avec uniquement les arbres répondant au critère du protocole de calibration Lidar. Un groupe de DMH supplémentaire a été relevé sur la forêt de Bellissens, la note de diversité fonctionnelle des DMH est donc calculée en divisant par 16 le nombre de groupes observés.

Maturité du peuplement – Volume de bois mort

Le volume de bois mort peut être utilisé comme indicateur de plusieurs aspects de la naturalité. Il sert de DMH, il est la preuve d'une faible intervention humaine (Storaunet et al., 2005., Brumelis et al., 2011) et, étant le dernier stade de la vie d'un arbre, il confirme la présence de tous types de taille d'arbre dans la forêt (Storaunet et al., 2005; Brumelis et al., 2011). Les deux premiers étant déjà expliqués par d'autres indicateurs, c'est la dernière justification que nous garderons ici.

A partir des données récoltées sur les placettes de calibration LiDAR, nous avons calculé le volume de bois mort par placette (bois mort sur pied (VBMP) et bois mort au sol (VBMS)). Nous remarquerons que le jeu de donnée récolté sur Bellissens ne présentant pas les données nécessaires à ce calcul, celui-ci ne sera pas étudié. Ainsi, la naturalité du peuplement augmente donc avec le volume de bois mort qu'il contient.

Le volume de bois mort étant aussi un indicateur de dépérissement, nous avons pris en compte uniquement le volume de bois mort sur pied (VBMP) des arbres morts non dominants, afin de limiter le biais d'interprétation de cet indicateur. Le calcul a consisté en la somme du volume d'un cylindre pour le bois en bas de 1.30 m et du volume d'un cône en haut de 1.30 m (sachant que c'est la hauteur dont le diamètre est mesuré).

$$VBMP = \pi \times \left(\frac{\emptyset}{2}\right)^2 \times H0 + \frac{1}{3} \times (H0 - 1,3) \times \pi \times \left(\frac{\emptyset}{2}\right)^2$$

Ancienneté de l'état boisé

Le changement d'utilisation du sol a un impact très fort sur la biodiversité forestière. Les espaces reforestés après utilisation agricole présentent un changement dans les communautés végétales en raison de propriétés différentes du sol (Glatzel, 1991; Compton and Boone, 2000) et du temps de recolonisation de certaines espèces (Brunet and Von Oheimb, 1998). Ces modifications contrôlent la diversité végétale forestière même 300 ans après (Foster, 1992; Hermy, 1994; Koerner et al., 1997), voire même de manière irréversible (Peterken and Game, 1984). Nous considérons donc qu'une forêt à haute naturalité est une forêt qui n'a pas connu ce type de perturbation, soit un espace forestier depuis longtemps. N'ayant pas d'informations antérieures, nous considérons qu'une forêt ancienne est une forêt qui était déjà présente sur les cartes de Cassini (1756 – 1815) ou d'Etat-major (1818 – 1875) et qui est toujours présente aujourd'hui. A partir d'une cartographie des forêts anciennes déjà réalisée au sein de parc (Amélie Le Ter, PNRPA, et Cassandre Jolivot), nous avons donné une note à chaque placette de calibration Lidar : 0 pour les forêts récentes et 1 pour les forêts anciennes.

Modélisation : lien entre les indicateurs et adaptation au changement climatique

L'objectif est d'évaluer la façon dont ces indicateurs influencent la vulnérabilité des forêts aux changements climatiques. Nous avons choisi d'approximer cette vulnérabilité par la présence de conditions favorables à la mortalité. Par manque de données sur le dépérissement un indicateur binaire a été utilisé : la placette qui présente a minima un arbre mort dominant est considéré comme avec un potentiel dépérissant celle ne présentant aucun arbre mort n'est pas considérée comme avec un potentiel dépérissant.

Pour réaliser le modèle nous nous sommes basées sur l'étude réalisée par Violette Gautier (Gautier, 2024) qui construit, afin d'expliquer le dépérissement forestier, une régression linéaire généralisée (GLM) en incluant systématiquement les principaux paramètres identifiés par Adrien Taccoen, puis en testant en plus un par un les indicateurs de naturalité évalués ici. Ces variables systématiquement incluses (appelées « indicateur ») sont :

- La surface terrière de la placette (G_{tot} , qui sera ici simplifiée par G),
- Le pH
- L'évolution de la température moyenne (t_{moy_evol}) (partie I.4.c)
- L'évolution des précipitations ($prec_veg_evol$) (partie I.4.c)

La structure du peuplement (indice de Gini calculé) (Annexe 2.1) La structure du peuplement a été évalué en calculant un indice de Gini sur les diamètres des arbres de la placette. Un indice proche de 0 correspond à un peuplement dont les diamètres sont très homogènes, et un indice proche de 1, très hétérogènes.

Ce modèle a été réalisé sans interactions. De plus, afin de mieux identifier les non linéarités de chaque indicateur dans l'explication de la mortalité, le carré de chacun a été ajouté. Nous avons ainsi comparé des modèles avec et sans nos variables de naturalité pour étudier la façon dont ils expliquent la mortalité. Enfin, pour chaque indicateur, nous avons construit une courbe de prédiction de la mortalité en fonction de l'évolution de cet indicateur, à partir du modèle construit.

Les deux modèles sont les suivants :

- Modèle avec indicateur :
- **Mortalité** $\sim pH + pH^2 + G + G^2 + Gini + Gini^2 + t_{moy_evol} + t_{moy_evol}^2 + prec_veg_evol + prec_veg_evol^2 + \text{indicateur} + \text{indicateur}^2$
- Modèle sans indicateur :
- **Mortalité** $\sim pH + pH^2 + G + G^2 + Gini + Gini^2 + t_{moy_evol} + t_{moy_evol}^2 + prec_veg_evol + prec_veg_evol^2$

Nous nous attendons à avoir les résultats suivants pour les différents indicateurs :

Composition du peuplement – Indigénat du peuplement

Deux hypothèses peuvent être émises. Il est possible de s'attendre à une relation négative entre la proportion d'essences indigènes (EI) et la mortalité : les essences indigènes peuvent présenter une résistance face au changement climatique car adapté au contexte local. Tandis que les ENI peuvent être plus sensibles au changement climatique car moins adaptées à la station. En effet elles peuvent ne pas avoir le cortège biotique nécessaire et se retrouver plus atteintes par le changement climatique. Cependant, il est possible que la proportion d'EI soit liée positivement à la mortalité ; inversement, les essences peuvent être plus adaptées à certaines caractéristiques liées au changement

climatique.

Diversité fonctionnelle des DMH

Une forte diversité biologique d'habitats, traduisant une forte diversité spécifique, peut s'exprimer en milieu forestier par une forte diversité de DMH. Un milieu avec une biodiversité importante sera potentiellement plus capable de s'adapter au changement climatique du fait d'un équilibre entre les populations (pathogènes par exemple), d'une variabilité génétique, de niche écologique occupées par les différents organismes, etc. Ainsi, plus l'indicateur de diversité fonctionnelle est élevé, plus le peuplement concerné pourrait avoir un potentiel d'adaptation au changement climatique élevé.

Les DMH apparaissent à mesure que les arbres vieillissent et certains, tels ceux appartenant au groupe fonctionnel Bois mort dans le houppier, sont des structures qui sont aussi symptômes du dépérissement d'un arbre. Ainsi, il est aussi possible d'observer une corrélation positive entre la diversité fonctionnelle des DMH et la présence de mortalité parmi les arbres dominants.

Maturité du peuplement – Volume de bois mort

Le volume de bois mort étant un habitat potentiel pour d'autres espèces (Bauhus et al., 2017), on s'attend à une relation positive entre le VBM (Volume de bois mort) et la naturalité. L'intensité de la gestion peut également influencer le VBM, avec une relation inverse. Plus l'intensité de l'intervention sylvicole est élevée, plus le VBM est faible (Bujoczek et al., 2021).

Ancienneté de l'état boisé

On peut s'attendre à ce qu'un peuplement en forêt ancienne ait un cortège floristique inféodé aux milieux forestiers plus important et diversifié qu'un peuplement de reconquête forestière de terrains agricoles (Hermy et al., 1999; Hermy and Verheyen, 2007; (Dupouey et al., 2002 a et b). Ces peuplements pourraient avoir donc une diversité génétique et spécifique permettant une meilleure adaptation aux changements climatiques à venir. En outre, lorsque les arbres poussent sur un sol anciennement agricole, ils poussent sur un sol plus riche en nutriments qu'un sol forestier et donc plus rapidement ; ce qui pourrait les rendre plus vulnérables aux aléas.

On s'attend donc à ce que les peuplements en forêt ancienne présentent davantage de conditions propices au dépérissement, car ce phénomène fait partie du cycle naturel.

g. Élaboration d'une Trame Vieux Bois

Sarah MERMOUD, Sylvain REYDELLET, Salomé SCHLOSSER, Mathieu SENDRAL, Romain THIERRY

La littérature propose peu de méthodologies précises pour la mise en place de sous-trames de vieux bois. D'une façon générale, la démarche à suivre est identique à celle des trames vertes et bleues : identifier des zones « réservoirs » puis déterminer si elles sont connectées par des corridors. La définition de ces réservoirs de biodiversité s'appuie souvent sur des zonages de protection et d'inventaire préexistants tels que les réserves, les ZNIEFF, etc. (Cipière, 2012).

Définition des réservoirs de biodiversité potentiels en zone forestière :

En se basant sur le jeu de données de calibration LiDAR, nous pouvons calculer un indice de maturité (IMAT) défini dans la figure 5 ci-dessous, quantifiant la maturité d'une forêt (Sussan et al., 2022). Cet indice est étendu au reste du PNR par krigeage. La volonté du PNR étant d'identifier des

nouvelles zones d'intérêt pour la biodiversité pour couvrir $\frac{1}{4}$ de l'emprise forestière du parc, nous avons utilisé différents indicateurs, en nous appuyant notamment sur les travaux de Marie Sallebert (Sallebert, 2024). Il est généralement conseillé d'utiliser les aires protégées à forte naturalité comme base des réservoirs de biodiversité (Amsallem et al., 2010; Centre de ressources pour la mise en œuvre de la Trame verte et bleue, 2024). L'ensemble de la forêt du parc étant classé en ZNIEFF, ce critère est ici peu sélectif. Les autres cœurs à forte naturalité reconnue, comme les noyaux de vieilles forêts ou les réserves biologiques, ne constituent pas une surface suffisante pour remplir les objectifs. Nous avons donc construit notre propre méthodologie autour d'indicateurs de naturalité à partir des données accessibles.

$$\text{IMAT} = \frac{1}{4} \left(\frac{\text{G TTGB}}{\text{G TTGB max}} + \frac{\text{G BMD}}{\text{G BMD max}} + \frac{\text{V BMS}}{\text{V BMS max}} + \frac{\text{ND BMS}}{\text{ND BMS max}} \right)$$

Diagramme explicatif de la formule de l'IMAT :

- Le terme $\frac{1}{4}$ est noté "4 ordres de grandeurs de l'IMAT".
- Le terme "Indice de MATurité" est noté sous "IMAT".
- Le terme $\frac{\text{G TTGB}}{\text{G TTGB max}}$ est noté "Surface Terrière de Très Gros Bois / Surface Terrière de Très Gros Bois maximum sur l'ensemble du territoire".
- Le terme $\frac{\text{G BMD}}{\text{G BMD max}}$ est noté "Surface de Bois Mort Debout / Surface de Bois Mort Debout maximum sur l'ensemble du territoire".
- Le terme $\frac{\text{V BMS}}{\text{V BMS max}}$ est noté "Volume de Bois Mort au Sol / Volume de Bois Mort au Sol maximum sur l'ensemble du territoire".
- Le terme $\frac{\text{ND BMS}}{\text{ND BMS max}}$ est noté "Nombre de stade de décomposition du Bois Mort au Sol / Nombre de stade de décomposition du Bois Mort au Sol maximum sur l'ensemble du territoire".

Figure 5 : Formule de l'indice de maturité d'après Sussan et al., 2022.

En parallèle, nous utilisons les valeurs d'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). L'IBP est un outil pratique d'évaluation de la capacité d'accueil de la biodiversité d'un peuplement forestier (Larrieu and Gonin, 2008). Il a été modélisé au pas de 100 m par Manon Collard sur l'emprise du PNR (Collard, 2024). Pour l'IBP comme pour l'IMAT, la moyenne, la médiane et l'écart-type sont calculés pour chaque parcelle forestière présente dans le PNRPA. En nous appuyant sur ces deux indicateurs, nous avons construit un indice appelé « *Proxynat* », rassemblant les zones matures avec les zones à fort IBP, selon la formule suivante :

$$\text{Proxynat} = \text{IMAT} * \text{IBP}$$

La multiplication des deux indices permet d'augmenter le contraste entre les peuplements peu matures (à faible IMAT et faible IBP) et les peuplements ayant une valeur d'IBP et/ou une valeur d'IMAT importante.

Sont classées en réservoir de biodiversité les forêts dont l'indice Proxynat est supérieur à 2,5 (Annexe 5.1). Sont également ajoutées toutes les zones dont l'IBP est supérieur à 25, sauf celles en altitude dans le domaine public. Les forêts publiques d'altitude sont en effet déjà largement couvertes par le critère Proxynat, tandis que ce dernier a tendance à négliger les forêts de la zone piémontaise. La distinction entre zones d'altitude et zone piémontaise utilisée par le PNRPA lors de l'établissement de sa trame verte et bleue, basée sur des espèces indicatrices et non sur une limite altitudinale, a été réutilisée. Les seuils d'IBP et de Proxynat sont déterminés par analyse graphique (méthode explicitée en Annexe 5.1).

La carte des réservoirs de biodiversité a été mise en regard de la carte de prédictions du climat (températures et précipitations) afin de mettre en garde les gestionnaires sur le choix des parcelles à restaurer/conservées.

Analyse de la continuité écologique – Trame vieux bois :

A partir des réservoirs recensés, une analyse de la conductivité écologique (capacité à permettre la dispersion des espèces depuis les réservoirs) est menée grâce au plugin *Biodispersal* (Chailloux and Amsallem, 2018). Développé par l'UMR TETIS, il permet de modéliser des aires potentielles de dispersion à partir de réservoirs de biodiversité par la prise en compte de la perméabilité des milieux. La méthode et les couches SIG utilisées sont celles employées par le PNRPA lors de la détermination de sa trame verte et bleue.

Certaines routes et rivières sont invisibles sur une simple carte d'occupation du sol car elles n'atteignent pas la superficie minimale pour être répertoriées. Les couches suivantes sont superposées dans cet ordre (bas vers le haut) afin de préciser l'occupation du sol :

- L'occupation du sol (résolution 50 m) simplifiée comme décrite en annexe 5.2
- Le réseau hydrographique comprenant les cours d'eau intermittents et permanents ;
- Le réseau routier catégorisé en 3 classes :
 - Route 1 : autoroutes, routes nationales, voies rapides ;
 - Route 2 : routes départementales ;
 - Route 3 : petites routes (forestières, communales, etc.) ;
- Les zones urbaines ;
- Les passages à faune répertoriés ;

Pour chaque classe d'occupation du sol, un coefficient de friction est défini afin de simuler une « taxe de passage » pour l'espèce envisagée. Un effet « tampon » autour des routes et des zones urbaines est également mis en place en multipliant la friction des zones proches de ces structures : par 2 à moins de 50 m, par 1,5 entre 50 et 100 m et par 1,2 entre 100 et 200 m. Une carte de friction est alors obtenue, chaque pixel ayant une valeur entre 1 et 200 000.

Un capital de dispersion est défini. Il représente la capacité de l'espèce à se déplacer dans la carte de friction : à chaque déplacement, cette capacité est diminuée du coefficient de friction de la cellule correspondante. Différents paramétrages ont été testés (voir Annexes 5.3 & 5.4) en considérant différents scénarii selon les capacités de dispersion et la tolérance aux milieux ouverts. En l'absence de bibliographie pour définir les paramètres de friction, nous nous sommes cantonnés à ceux présentés dans l'Annexe 5.5 pour la suite de l'analyse. Enfin, le plugin *Biodispersal* simule la dispersion possible à partir des réservoirs de biodiversité (couche vecteur) préalablement identifiés.

Dans un second temps, le logiciel *Graphab* nous a permis d'identifier des corridors écologiques reliant les réservoirs de biodiversité (Foltête et al., 2012). La méthodologie se base, comme pour *Biodispersal*, sur la carte de friction, la carte des réservoirs et un capital de dispersion. A partir de la carte de friction, *Graphab* identifie les chemins de moindre coût permettant de relier les réservoirs définis précédemment. Par manque de bibliographie, seuls les réservoirs d'une superficie minimale de 5 ha (valeur arbitraire) sont considérés pour éviter la prise en compte de bosquets trop restreints comme réservoirs de biodiversité. En effet, il peut être compliqué pour le parc de produire des efforts de gestion sur des surfaces aussi faibles. La valeur de dispersion a été choisie élevée (voir Annexe 5.5) afin d'identifier un grand nombre de corridors.

Au-delà de l'obtention de ce réseau, il s'agit aussi de quantifier l'importance de chaque corridor afin de hiérarchiser les efforts de gestion. Pour cela, les couches vecteurs obtenues sont transformées en un objet de type graphe à l'aide du package *igraph* (Csardir and Nepusz, 2005).

Afin de quantifier l'importance de chaque lien, sa centralité a été calculée. Elle représente le nombre de « plus courts chemins » entre deux cœurs passant par ce lien (Girvan and Newman, 2002). La disparition de ce lien entraînerait un rallongement de beaucoup de corridors. La fonction utilisée est *edge_betweenness()*, et la formule mathématique associée est présentée en Annexe 4.3.

Une fois les corridors « importants » sélectionnés, nous avons analysé les occupations du sol qu'ils traversent. Les résultats ne seront pas présentés exhaustivement dans ce rapport, seul un exemple sera montré. Tous les liens ont été analysés et tous les profils seront fournis.

II. Résultats

1. Valorisation des données des placettes de calibration LiDAR

Mélane APPERRY, Armand CONSIGNY, Pierre LE CLÉAC'H, Solène MONNERET, Léa WIART

a. Analyse des données relevées sur les placettes de calibration LiDAR

Les relevés de diamètre permettent de connaître la structure et le capital des peuplements

Les forêts du PNR des Pyrénées Ariégeoises présentent une surface terrière non structurée avec une moyenne de 23,37 m²/ha, un minimum de 0 m²/ha (peuplements en régénération sans tiges pré-comptables) et un maximum de 63,94 m²/ha. Les peuplements à BM dominants sont majoritaires (27% des placettes), suivis par les peuplements à BM et GB dominants (20%) puis les peuplements à PB dominants (17%).

D'un point de vue spatial, il n'y a pas de distribution préférentielle des surfaces terrières ou des structures selon des gradients géographiques.

La composition des peuplements est hétérogène sur le territoire du PNRPA

Le territoire du PNRPA présente un total d'environ 60 essences d'arbres. Le Hêtre se distingue comme l'essence dominante, représentant environ 35% des arbres de la base de données. Il est suivi par le Sapin pectiné et le Châtaignier, qui atteignent chacun environ 10% (Figure 6). Il est également important de noter qu'on atteint environ 15% de présence pour le Chêne en sommant les différents types (CHY, CHP, CHS).

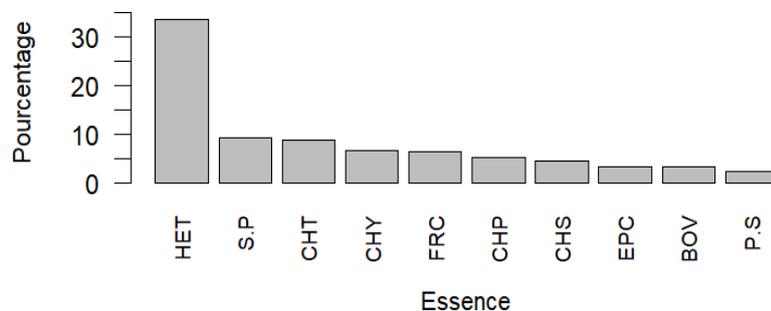


Figure 6 : Diagramme représentant la proportion des 10 essences les plus présentes (données du jeu de calibration LiDAR)

La figure 6 illustre les essences majoritaires sur chaque placette du jeu de calibration LiDAR. Une distinction entre les zones de plaine et de montagne peut être réalisée grâce aux SER visibles sur la carte, notamment celles des Marches Pyrénéennes et de la Haute-chaîne pyrénéenne. En plaine, les Chênes pédonculés/sessiles ainsi que les Chênes méditerranéens prédominent, avec une tendance de répartition marquée est-ouest. Par exemple, une concentration des Chênes pubescents/verts dans l'est du territoire est observée, témoignant de l'influence du climat méditerranéen sur cette partie du territoire. En montagne, le Hêtre est l'essence majoritaire, accompagné de la présence notable de peuplements de Frênes et de Sapins. Il est également intéressant de relever la présence de Chênes pédonculés/sessiles dans les zones de plus haute altitude (au-dessus de 800 m), en limite altitudinale de leur zone

de distribution.

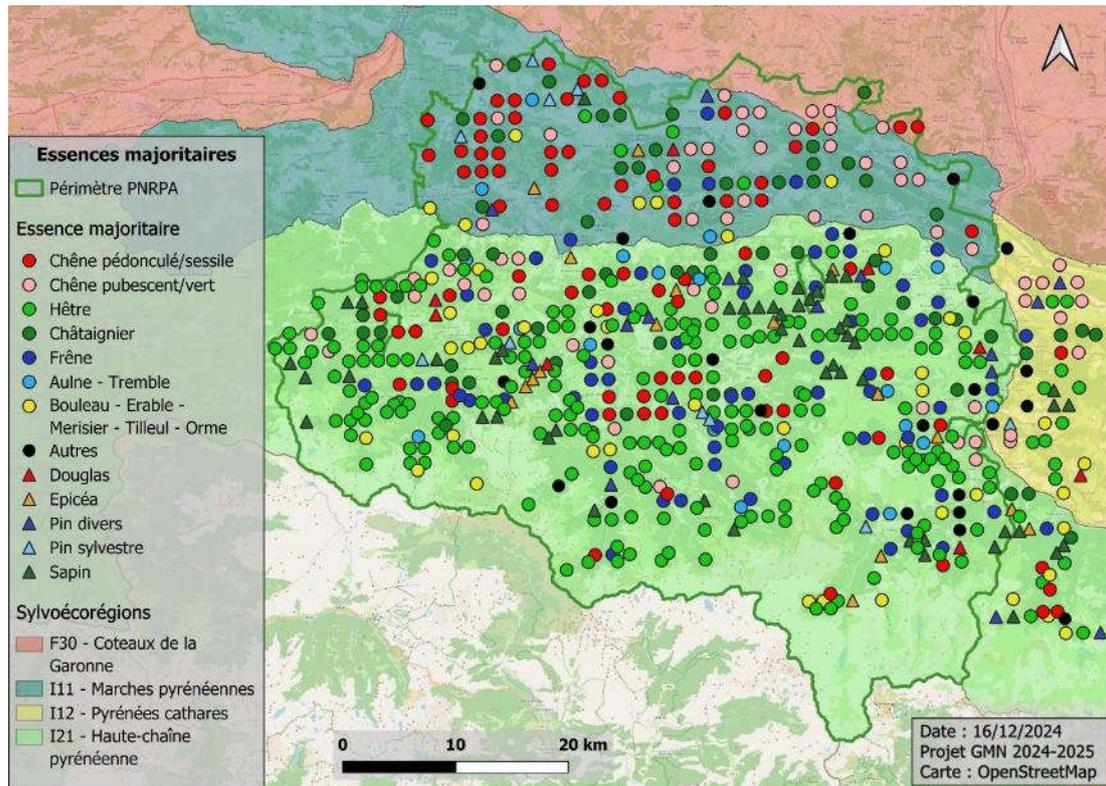


Figure 7: Essences majoritaires par placette de calibration LiDAR.

Les cinq essences ayant le plus grand nombre moyen de DMH par arbre (SAU, MER, CHX, PEN, BOU) ne figurent pas parmi les essences les plus présentes au sein du territoire (Figure 7). En revanche, les cinq essences avec un nombre moyen de DMH par arbre plus faible (CHP, CHY, HET, BOV, CHS) font partie des 10 essences dominantes.

La figure 8.A illustre le nombre moyen de DMH par arbre en fonction des classes de diamètre. Les DMH ont une occurrence importante pour les classes TGB et TTGB.

La figure 8.B présente la fréquence des 7 formes de DMH. Les DMH issus des structures épiphytiques, épixyliques ou parasites (EP) sont les plus représentés, tandis que les exsudats (EX) et les sporophores de champignons et myxomycètes (FU) apparaissent rarement.

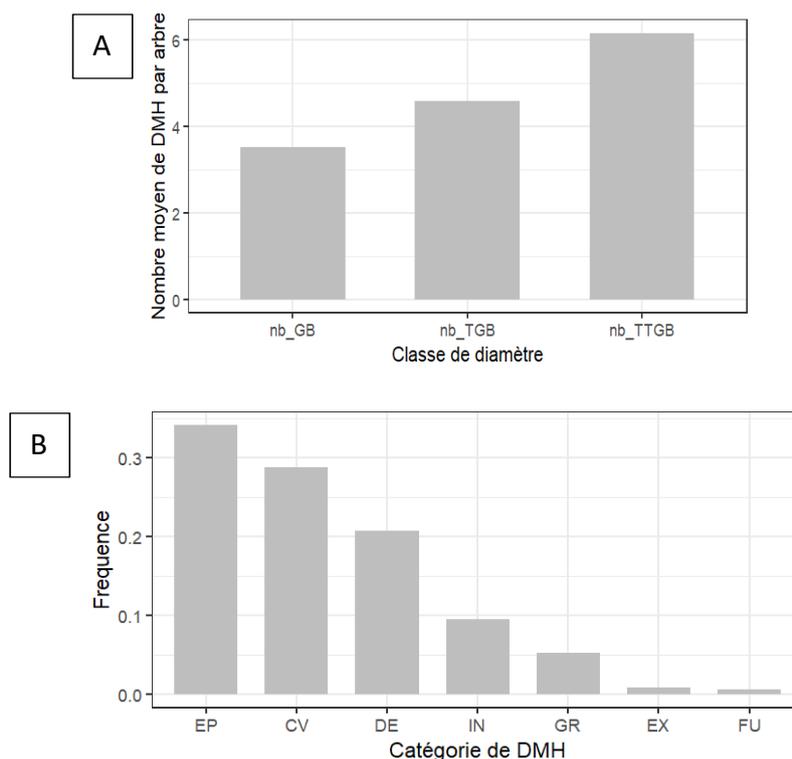


Figure 8 : Représentation des DMH en fonction des essences d'arbres et des classes de diamètre.

A : Nombre moyen de DMH par arbre selon les classes de diamètre.

B : Fréquence d'occurrence des 7 formes de DMH

CV : Cavités / FU : Sporophores de champignons et myxomycètes / DE : Bois mort dans le houppier / EP : Structures épiphytiques, épixyliques ou parasites / GR : Excroissances / IN : Blessures et bois apparent / EX : Exsudats.

Les BMS sont plus fréquents en montagne et sont globalement récents. La présence de bois mort au sol (BMS) est corrélée aux SER : les SER Coteaux de Garonne, Pyrénées Cathares et Marches pyrénéennes ont une fréquence de bois mort au sol de 40%, tandis qu'on retrouve des bois morts au sol sur 70% des placettes de la SER Haute- chaîne pyrénéenne, dont l'altitude est plus élevée, les pentes plus fortes, et l'accessibilité moindre (Tableau 5).

Tableau 5 : Fréquence de bois mort au sol par SER.

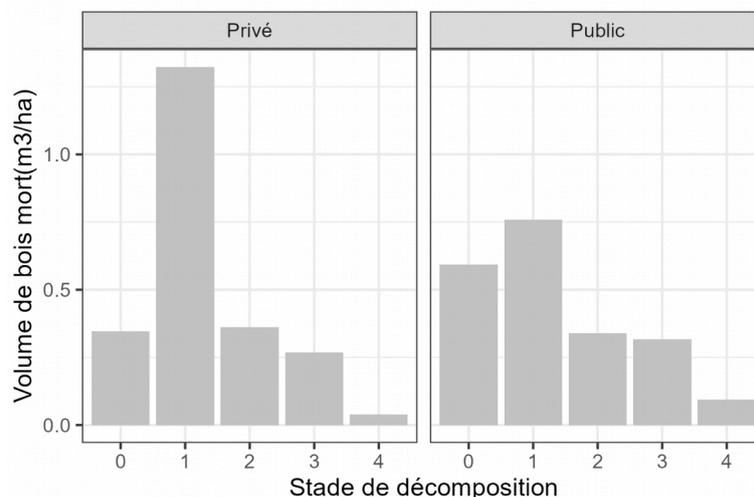
SER	Nombre de placettes	Nombre de bois morts au sol	Fréquence
F30	6	2	0,33
I11	116	41	0,35
I12	40	16	0,4
I21	517	359	0,69

85 placettes situées dans la haute-chaîne pyrénéenne comptabilisent 2 BMS ou plus (jusqu'à 9), tandis que seulement 12 placettes des trois autres SER comptabilisent au moins 2 BMS.

La figure 9 illustre l'état de décomposition du bois mort au sol en fonction du type de forêt

(privée ou publique). Les BMS avec un stade de décomposition peu avancé (catégorie 1) sont majoritaires que ce soit en au sein des parcelles privées ou publiques.

Figure 9 : Répartition du volume de bois mort au sol (VBMS) en fonction de l'état de décomposition du BMS ($\varnothing > 30$ cm) en forêt publique et privée.



0 : Bois dur ; 1 : Bois pourri niveau $\frac{1}{4}$; 2 : Bois pourri niveau $\frac{1}{2}$; 3 : Bois pourri niveau $\frac{3}{4}$; 4 : Bois pourri niveau 4/4.

b. Analyse des données récoltées en forêt de Bellissens

Trois placettes de calibration LiDAR se trouvent en forêt de Bellissens, où ont été réalisés nos relevés de terrain. Les valeurs relevées pour une variable donnée sont comprises dans les intervalles observés sur les trois placettes de calibration LiDAR, couvrant des situations plus diverses. Par ailleurs, les écarts-types sur Nha, G_tot, les altitudes et les pentes sont systématiquement plus faibles au sein des 89 placettes relevées qu'au sein des 3 placettes de calibration LiDAR (Tableau 6).

Tableau 6 : Comparaison des valeurs moyennes et des écarts-types pour les variables Nha, G, Altitude et Pente entre les 89 placettes réalisées en forêt de Bellissens et les 3 placettes de calibration LiDAR se trouvant en forêt de Bellissens.

X_{moy} : moyenne de la variable X ; X_{sd} : écart-type de la variable X.

Placettes	Nha_moy	Nha_sd	G_moy	G_sd	Alti_moy	Alti_sd	Pente_moy	Pente_sd
GMN	290,6	91,1	38,2	8,7	988,4	146,9	27,5	5,7
Calibration LiDAR	307,7	173,1	23,4	12,6	905,5	334,5	21,3	9,2

c. Proposition échantillonnage pour le suivi temporel de l'Observatoire forestier

Le résultat de notre échantillonnage est présenté dans la Figure 10 et le Tableau 7 ci-dessous.

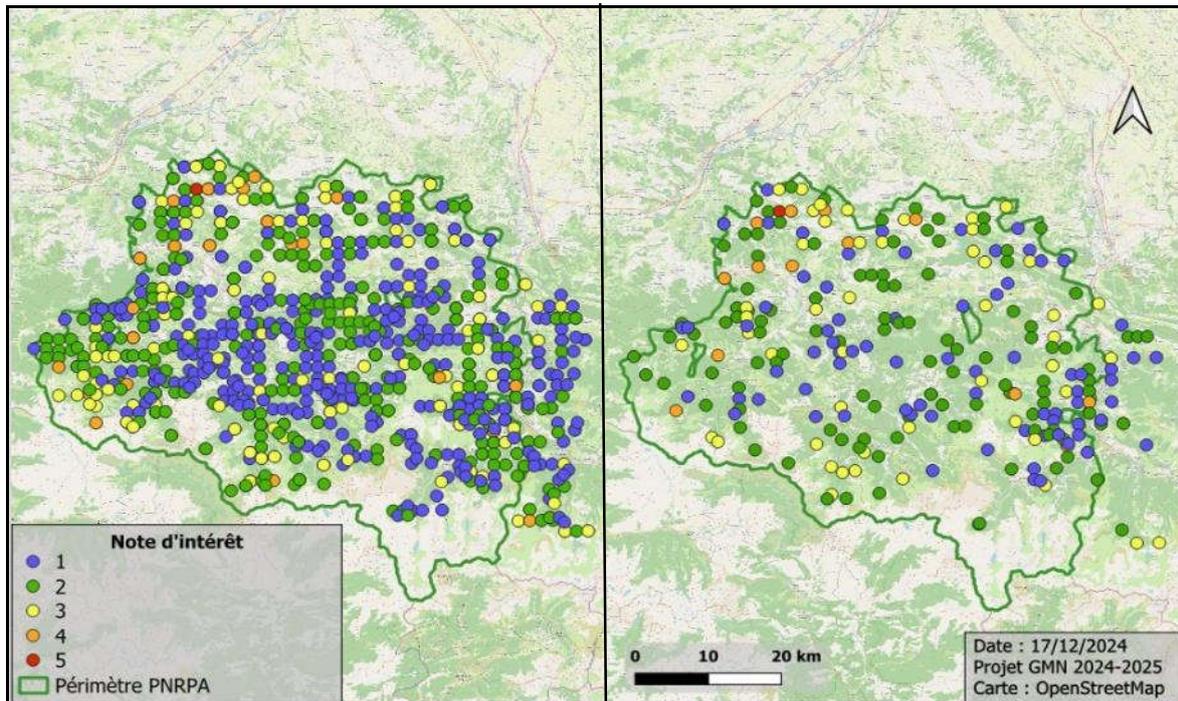


Figure 10 : Cartographie des notes d'intérêt attribuées à chaque placette et échantillonnage en découlant.

La répartition spatiale de l'échantillon sur le territoire du PNR est plutôt bonne. Seule la zone Est semble suréchantillonnée. Cela peut s'expliquer notamment car cette zone correspond à deux strates sous-représentées dans le jeu de données initial : la strate « Roches argileuses et marneuses », et la strate « Roches magmatiques et autres » (cf Annexe 1.8 pour les proportions de chaque strate de la variable Geol avant et après échantillonnage).

Tableau 7 : Comparaison du nombre de placettes et de leur proportion dans le jeu de données pour chaque note.

Orange : fréquence comparative basse, Vert : fréquence comparative haute.

Dataset	Unité	1	2	3	4	5
Jeu de données complet	Nombre de placettes	314	252	90	22	1
	Proportion (%)	46%	37%	13%	3%	0,1%
Jeu de données après échantillonnage	Nombre de placettes	76	111	48	13	1
	Proportion (%)	31%	45%	19%	5%	0,4%

En ce qui concerne les notes d'intérêt, il y a un suréchantillonnage des notes plus élevées, tout en conservant une proportion raisonnable de placettes notées 1, ce qui permet de suivre aussi des placettes représentatives (plus « banales ») des forêts du PNRPA.

d. Complétion du protocole de calibration LiDAR et se rapprocher d'une gestion multifonctionnelle de la forêt par l'ajout de données complémentaires et exogènes

Les données complémentaires permettent d'envisager une approche plus multifonctionnelle des forêts du PNRPA en incluant l'adaptation au changement climatique, le suivi de la production forestière, la préservation de la biodiversité et la conservation de la dimension culturelle et sociale de la forêt, figure 11.

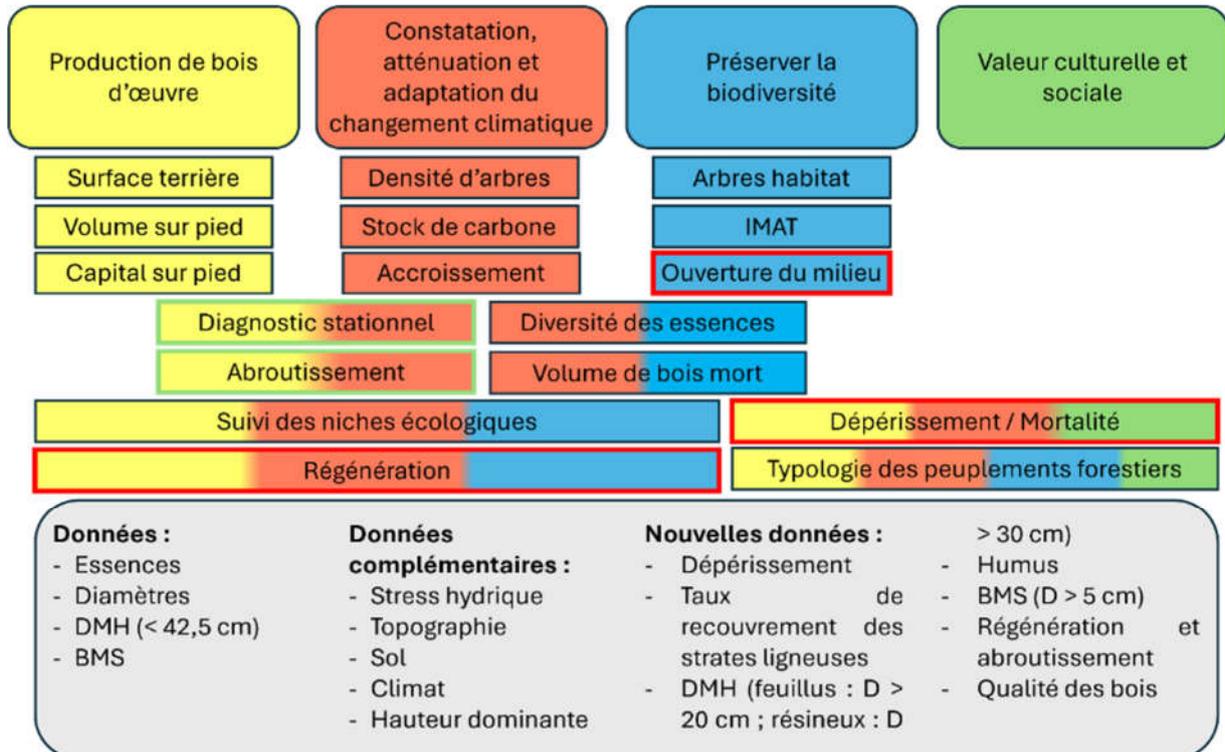


Figure 11 : Utilisations possibles des données récoltées et ajoutées pour répondre aux problématiques du PNRPA.

Les « concepts » encadrés sont ceux qui ne sont pas calculables depuis le jeu de données original. Données encadrées en rouge : données envisageable (en temps en intérêt).

Données encadrées en vert : données intéressantes mais moins envisageables (voir Annexe 1.9).

Les données complémentaires sont des données calculées à partir du jeu de données initial ou venant de l'extérieur.

De la même façon, les propositions d'échantillonnages effectuées plus tôt peuvent être complétées par des données exogènes. En effet, d'autres jeux de données de suivi (Renecofor) ou de connaissance des forêts (IGN) existent (Annexe 1.9)

2. Effet des caractéristiques du peuplement sur la mortalité :

Matthias COLIN, Maud DEKESER, Juline FOUCAULT, Oriane LAVIGNON, Gaïa MICHEL, Vincent PEARLSTEIN, Jeanne SOUBEYRAN

Plusieurs essences sont observées dans les arbres dominants morts par placette. La mortalité observée par essence n'est pas corrélée à la proportion de l'essence au sein du jeu de données.

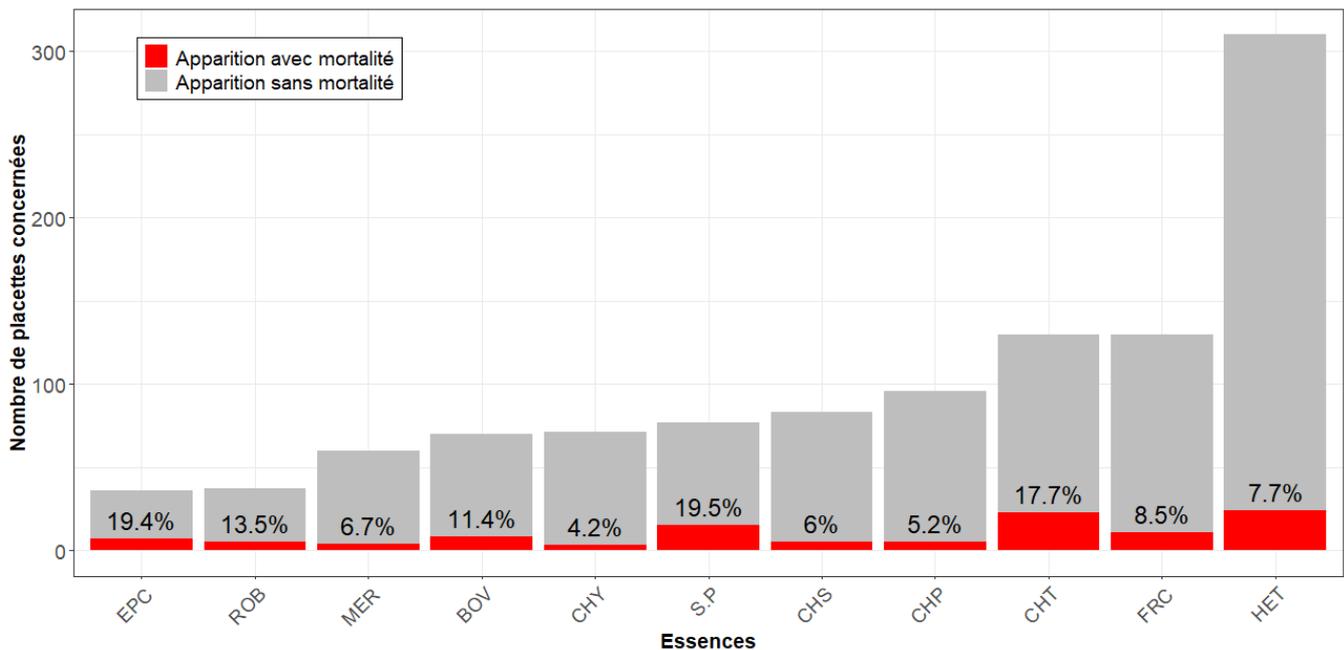


Figure 12 : Nombre de placettes contenant au moins un arbre dominant mort, de l'essence concernée.

Si une placette contient plusieurs essences avec des arbres dominants morts, elle est comptabilisée autant de fois qu'elle contient ces essences. Seules les essences présentes sur plus de 25 placettes, et ayant des données d'arbres dominants morts sont représentées.

Par exemple, bien que le Hêtre soit l'essence la plus représentée dans le jeu de données (Figure 12), sa mortalité est relativement faible (7,7 %). Au contraire, le Sapin est peu représenté mais est l'essence avec le taux de mortalité le plus élevé (19,5 %).

Sur le jeu de données sélectionné en Sapin et Hêtre, les valeurs de densité et la surface terrière se répartissent de manière gaussienne avec pour moyenne respective 350 ± 183 tiges/ha et 29 ± 11 m²/ha.

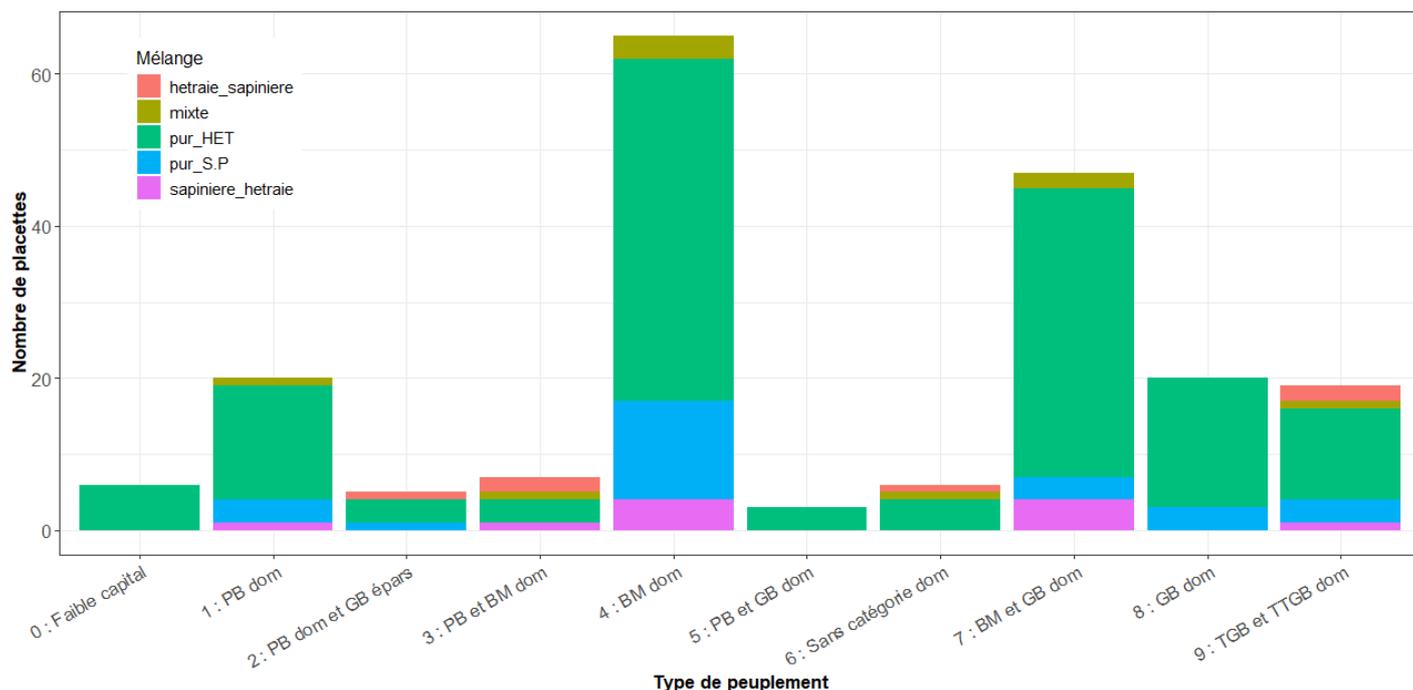


Figure 13 : Nombre de placettes en fonction du type de peuplement et du type de mélange. Typologie construite à partir de celle du CNPF Hauts-de-France Normandie, 2019.

Sur la figure 13, les types de peuplement les plus représentés sont le type 4 à bois moyens dominants (BM dom) et le type 7 à bois moyens et gros bois dominants (BM et GB dom). Concernant les proportions de Hêtre et de Sapin au sein des placettes étudiées : 72% sont des hêtraies pures, 13% des sapinières pures, le reste est réparti en sapinières-hêtraies, hêtraies-sapinières et mixtes. Les hêtraies pures sont bien représentées dans tous les types de peuplements, tandis que les autres catégories de mélange sont présentes dans un nombre limité de types de peuplements.

Pour les 198 placettes étudiées contenant du Hêtre, 12% des placettes présentent de la mortalité en Hêtre, avec en moyenne 1 à 2 arbres dominants morts par placette. Pour les placettes contenant du Sapin, 30% présentent de la mortalité en Sapin, avec 1 à 3 arbres dominants morts.

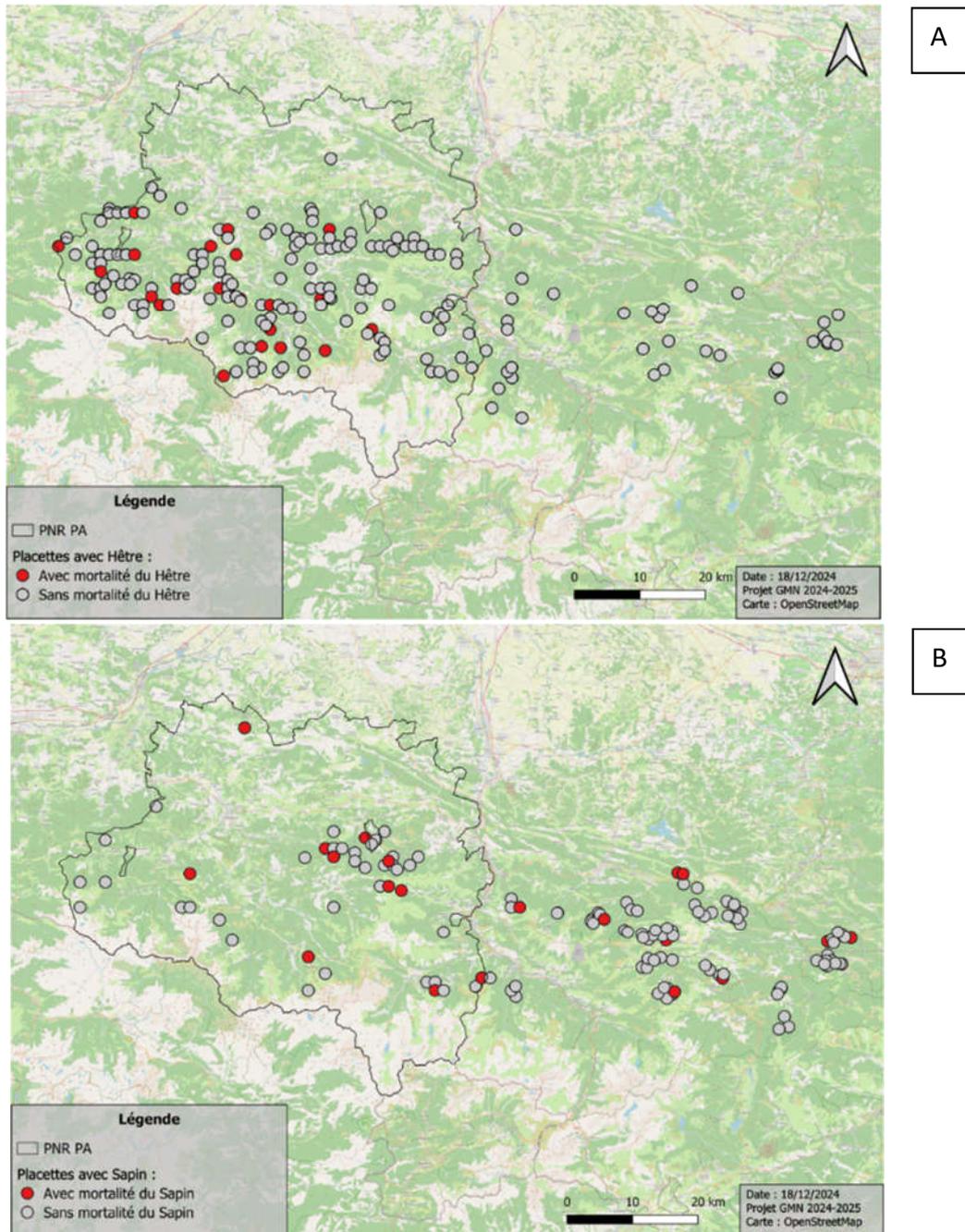


Figure 14 : Répartition spatiale de la mortalité en Hêtre (A) et en Sapin (B) pour les placettes du PNR des Pyrénées Ariégeoises (données calibration LiDAR 2024) et du Pays de Sault.

Les placettes présentant une mortalité en Hêtre sont réparties de façon hétérogène et sont concentrées sur l'ouest du PNRPA, tandis que celles avec une mortalité en Sapin sont présentes de façon relativement homogène sur le territoire (Figure 14).

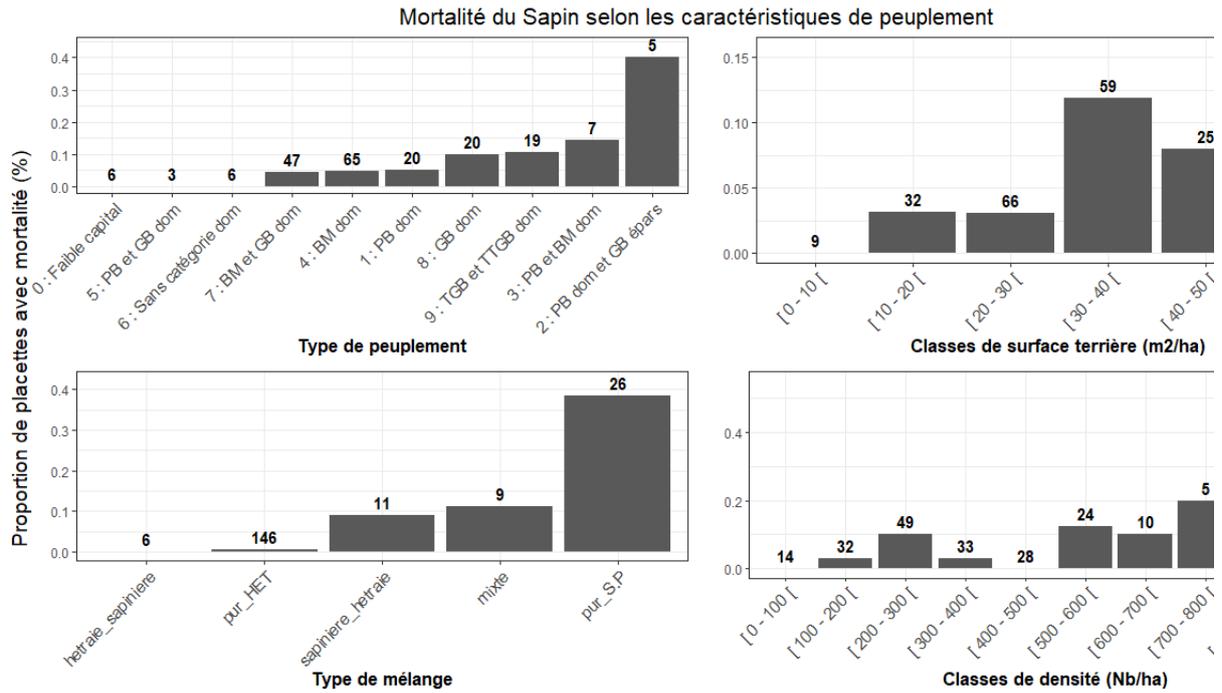


Figure 15 : Proportion de placettes avec mortalité de Sapin selon les quatre variables descriptives des peuplements : mélange, structure, surface terrière et densité de tiges. Les nombres en gras correspondent aux nombres de placettes dans chaque catégorie ou classe.

Sur la figure 15, le type de peuplement « 2 : PB dom et GB épars » présente bien plus de mortalité de Sapin que les autres types (30% de plus), cependant seules 5 placettes sont concernées. Les sapinières pures ont un taux de mortalité bien plus élevé, ce résultat pouvant être en partie expliqué par la composition à 80% en sapin augmentant ainsi la probabilité d’observation de Sapins morts. Pour les placettes ayant une surface terrière plus élevée, une tendance à l’augmentation est observée pour la mortalité.

Pour le Hêtre, (Annexe 3.3) ce sont les types « 1 : PB dom » et « 5 : PB et GB dom » qui présentent le plus de mortalité. Les résultats sont similaires en mortalité pour le type de mélange, le type pur_HET ressort, ainsi que pour la surface terrière et la densité.

L'ajout des données du Pays de Sault permet d'étudier 283 placettes dans les modèles. L'étude des corrélations montre une forte corrélation négative entre la proportion de Hêtre et celle de Sapin, ce qui est cohérent avec la définition et la sélection de nos données.

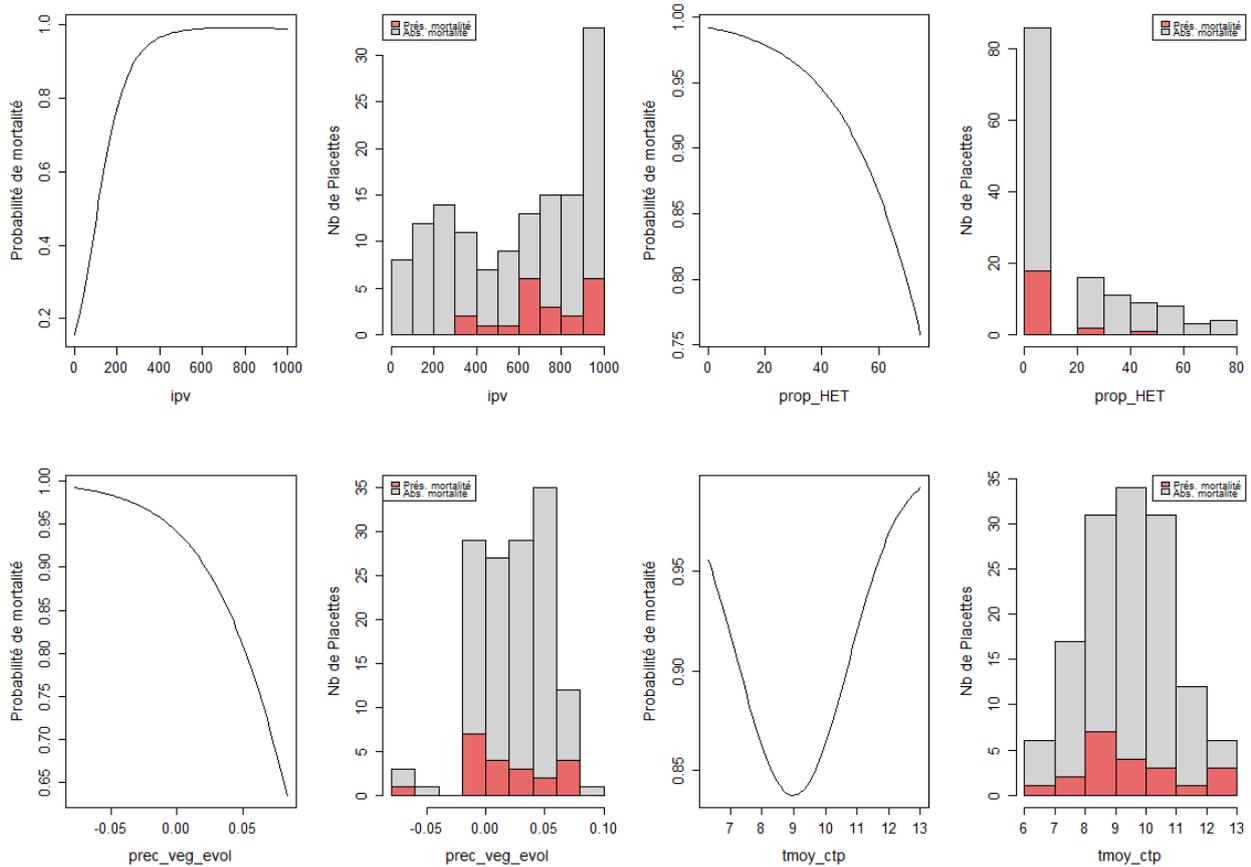


Figure 16 : Probabilité de mortalité selon les quatre variables explicatives du modèle Sapin, et histogramme du nombre de placettes en fonction de variables explicatives

La courbe de réponse de chaque variable est tracée en fixant les 3 autres à leur optimum (maximum de mortalité). On représente donc l'influence additionnelle de la variable, en prenant en compte l'effet des 3 autres.

Pour la variable proportion de Hêtre, bien que la courbe soit tirée par les sapinières pures ($prop_HET = 0\%$) présentant plus de mortalité, une forte proportion de Hêtre coïncide avec une mortalité plus faible du Sapin. Ce résultat est cohérent avec celui observé sur la figure 15.

Pour le modèle Hêtre, les variables expliquant le mieux la mortalité sont le pH et la densité. (Annexe 3.4) Pour ces deux variables, les courbes en cloches suggèrent une plus forte probabilité de mortalité pour un pH autour de 5,5 et une densité autour de 450 tiges/ha. Abaisser la densité semble donc limiter la mortalité. La baisse de mortalité lors de l'augmentation de la densité ne paraît pas interprétable au vu du faible effectif de placettes dans ces classes de valeurs.

Tableau 8 : AUC représentant la performance du modèle prédictif ; apports aux modèles des variables expliquant la mortalité.

Modèle Sapin		Modèle Hêtre	
AUC	0,84	AUC	0,81
Variables explicatives	Apport au modèle	Variables explicatives	Apport au modèle
ipv	0,41	pH	0,53
prop_Het	0,27	Nha	0,47
prec_veg_evol	0,16		
tmoy_ctp	0,16		

Le tableau 6 permet de constater que les caractéristiques du peuplement (*prop_HET* ; *Nha*) ne sont pas les plus explicatives de la mortalité, en comparaison des variables stationnelles (*ipv* ; *pH*).

3. Evaluation des effets du climat sur la mortalité des arbres

a. Historique climatique (températures et précipitations) du PNRPA et du pays de Sault et comparaison aux tendances nationales

Quentin DE PERETTI, Marie-Caroline DOUESNARD, Thy-Pha PHAM, Margot RIFFAUD, Fulbert VAN ROOIJ, Amélie VICENTE-DOUTRELEAU

Dans un premier temps, nous avons étudié les évolutions des **températures moyennes** annuelles et des **précipitations moyennes** sur la période de végétation, entre 1961 et 2021. Nous avons comparé pour ces deux variables la tendance nationale avec les valeurs de deux postes météo, l'un situé au sein du PNRPA et l'autre au pays de Sault (annexe 2.2).

Ainsi, les températures du PNRPA suivent les tendances nationales d'augmentation depuis 1987. Il pleut environ 100mm/an de plus sur le PNRPA que sur le territoire français et sur le pays de Sault. Cette différence est potentiellement due aux précipitations atlantiques, dont ne bénéficie pas le Pays de Sault, qui possède un climat à tendance méditerranéenne. La disparité des précipitations entre le PNRPA et le pays de Sault pourrait expliquer la différence de mortalité constatée sur le terrain lors des deux projets CCRN 2023 Pays de Sault et CCRN 2024 Bellissens.

b. Évolutions récentes du climat (températures et précipitations) et mortalité des hêtres et sapins pectinés à l'échelle nationale

Nous cherchons à relier la mortalité des placettes aux conditions climatiques des 15 dernières années. Nous comparons ici les évolutions de température moyenne annuelle et du cumul de précipitations, entre les placettes de hêtraies pures dites « saines » et celles présentant au moins un arbre mort.

Les placettes « saines » de Hêtre subissent depuis 15 ans des températures annuelles moyennes systématiquement supérieures à celles ayant au moins un arbre mort (Figure 17). Les arbres des placettes historiquement plus chaudes pourraient avoir de meilleures capacités de résilience et de résistance vis-à-vis des hausses de température. Ainsi, les arbres des placettes avec de meilleures conditions climatiques souffriraient potentiellement plus d'ECE, comme des sécheresses intenses.

Concernant les précipitations, nous observons une tendance similaire moins marquée : les

placettes saines sont historiquement exposées à des conditions plus difficiles, avec moins de pluie.

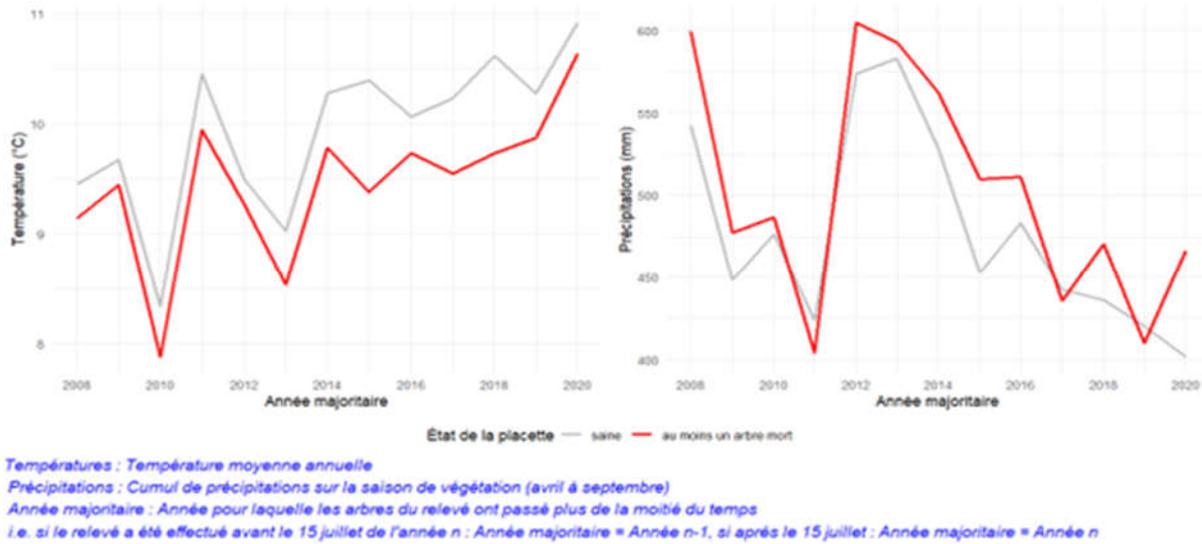


Figure 17 : Évolution de la température moyenne annuelle et des précipitations selon l'état sanitaire des placettes en hêtraie pure (sources : IGN et DIGITALIS)

c. Modélisation de l'impact des variables climatiques sur la mortalité du hêtre et du sapin à l'échelle nationale.

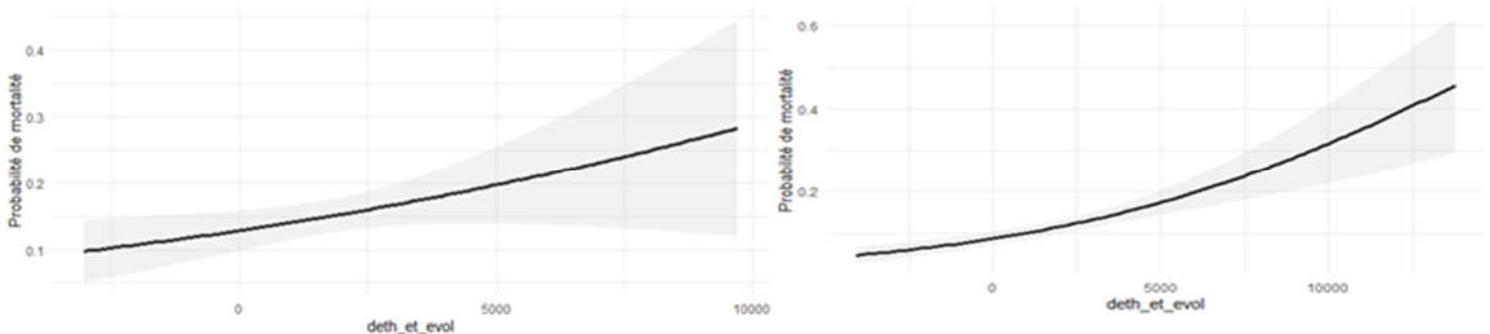


Figure 18 : Probabilité de mortalité du Sapin (à gauche) et du Hêtre (à droite) en fonction de l'évolution du déficit d'évaporation en été entre la période contemporaine et la période de référence.

L'étude statistique de la mortalité du Hêtre et du Sapin à l'échelle nationale met en évidence deux variables explicatives principales : la surface terrière et l'anomalie de déficit d'évaporation en été, c'est-à-dire une variable de peuplement et une variable climatique. Les courbes du Hêtre et du Sapin sont très similaires pour ces deux variables. Nous observons pour les deux essences que la probabilité de mortalité croît avec l'augmentation de la variable climatique *deth_et_evol*, qui représente l'évolution de déficit d'évaporation estival entre la période contemporaine et la période de référence. Le Hêtre apparaît comme légèrement plus vulnérable, sa probabilité de mortalité augmentant plus rapidement que celle du Sapin.

d. Prévisions climatiques et probabilités de mortalité à l'échelle du PNRPA

Grâce au modèle établi précédemment, et en fixant la variable surface terrière à sa valeur moyenne, nous pouvons modéliser la probabilité de mortalité du hêtre et du sapin en fonction de la variable climatique d'anomalie relative de déficit d'évaporation. Cette variable représente la variation du stress hydrique édaphique.

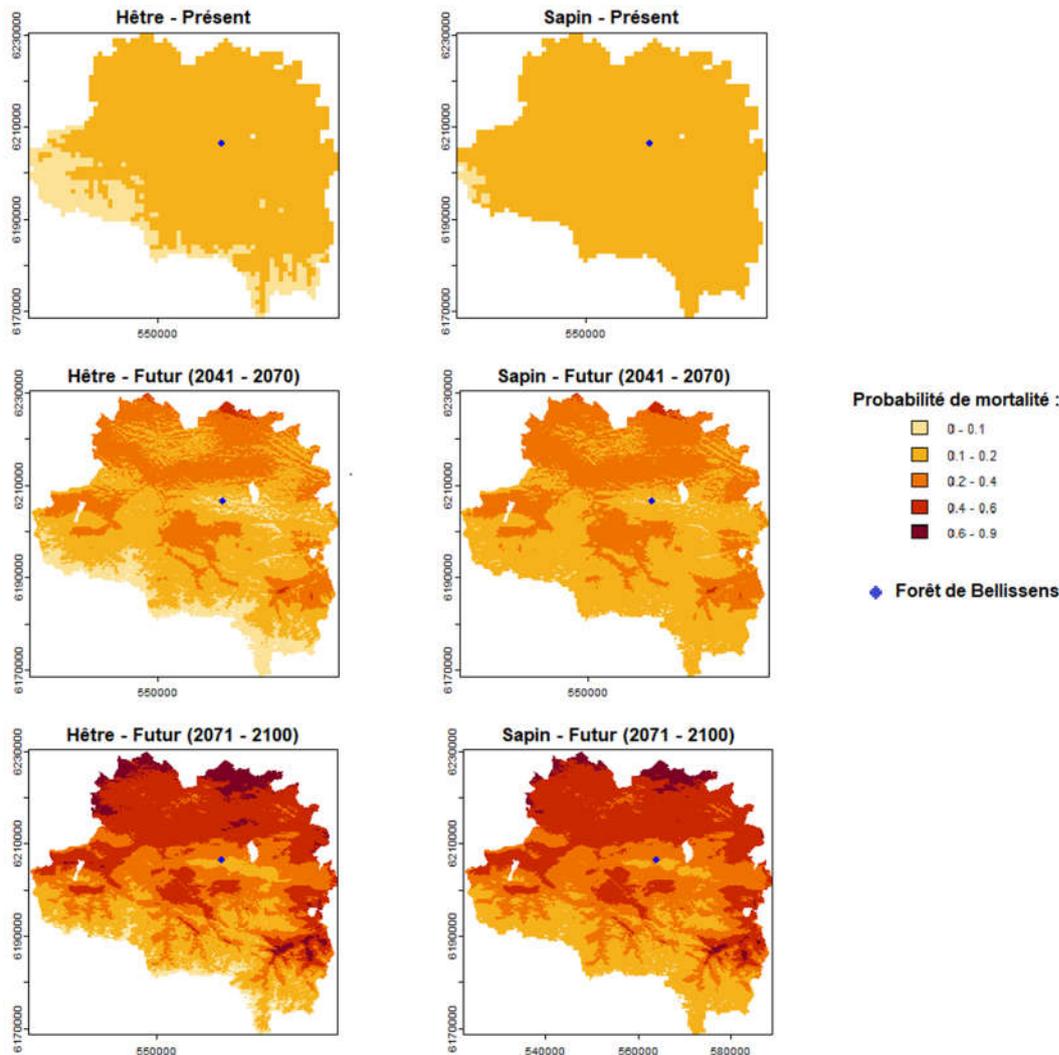


Figure 19 : Carte des probabilités de mortalité du Hêtre (à gauche) et du Sapin pectiné (à droite)

En appliquant cette modélisation au PNRPA (Figure 19), nous observons que les probabilités de mortalité devraient augmenter au cours du siècle dans le PNRPA, notamment sur les altitudes les plus basses. Ainsi dans les zones de piémont, la probabilité de mortalité pour les deux essences quintuple entre aujourd'hui et la période 2071-2100. En revanche le risque de mortalité reste relativement peu élevé en altitude. Par exemple, la forêt de Bellissens semble relativement à l'abri de toute augmentation de mortalité pour les deux essences au cours du siècle à venir. L'altitude et l'orientation ubac du massif peuvent expliquer la faible croissance du déficit d'évaporation sur le massif, et de fait la stagnation de la probabilité de dépérissement.

Nous modélisons l'évolution réelle du déficit hydrique moyen au cours du temps à l'échelle du PNR (et non l'évolution de l'anomalie relative). Pour le futur, une moyenne sur 30 ans est calculée sur

les périodes 2041-2070 et 2071-2100, à partir des valeurs prédites par le modèle CHELSA.

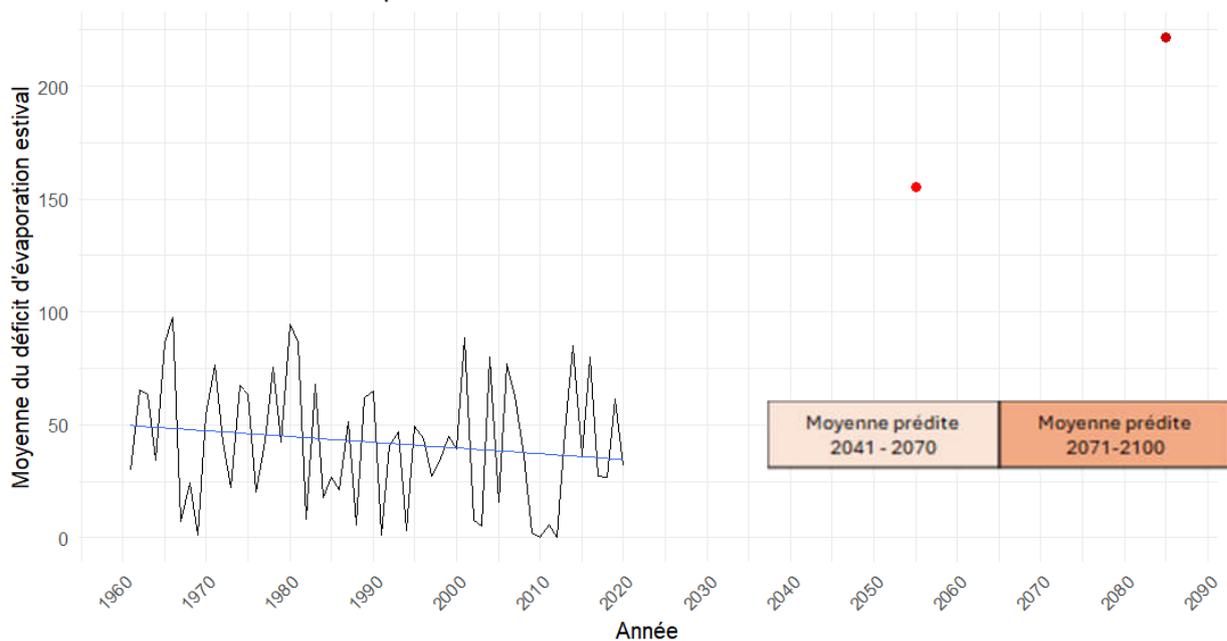


Figure 20 : Evolution temporelle du déficit d'évaporation estival sur le PNRPA.

Il apparait que, si jusqu'à présent les valeurs de déficit d'évaporation sont restées relativement faibles dans le PNR, elles vont augmenter fortement dans les années à venir. Dans un avenir proche, c'est-à-dire 10 à 40 ans, les prévisions montrent un déficit d'évaporation estival multiplié par trois. Et à plus long terme, d'ici 40 à 70 ans, il sera multiplié par quatre. Ces résultats sont à nuancer car associés à un seul scénario et un seul modèle, et nécessiterait une répétition de la démarche. Cependant, ce sont des résultats qui laissent à penser que si le PNR a jusque-là été épargné par les changements climatiques, cela risque de changer avant la fin du siècle.

4. La naturalité pour adapter la gestion au changement climatique

Manuela ARIAS GARCIA, Lucie JARREAU, Aurélien MASSART, Elda PERONNET, Elodie RICHOMME

Pour chaque indicateurs calculé une carte présentant la répartition spatiale des valeurs indicateur a été produite.

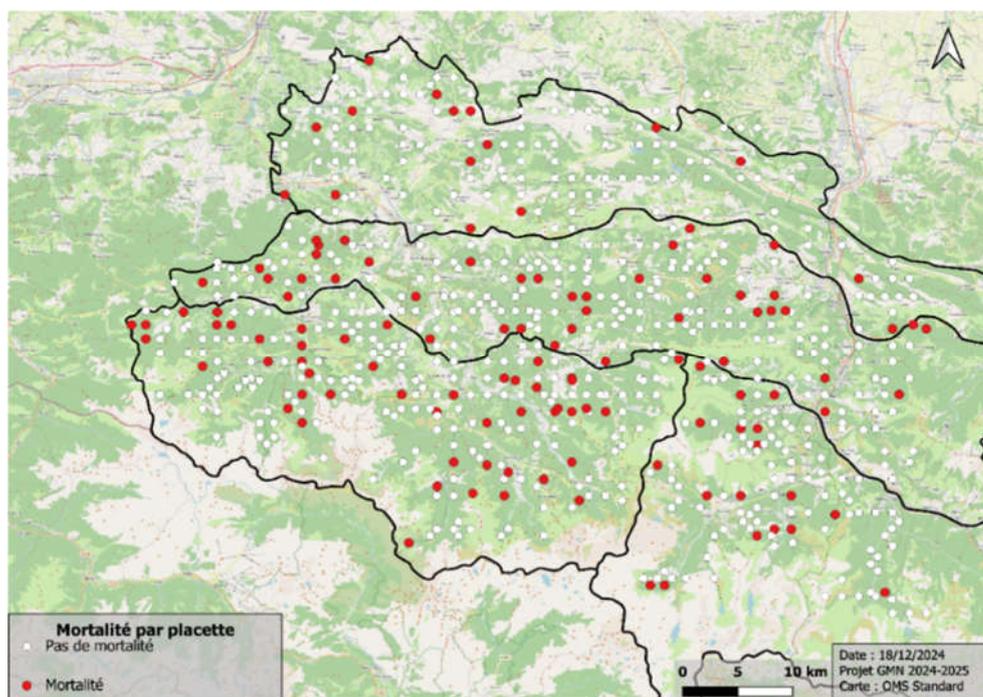
Indicateur de mortalité :

Figure 21 : Présence ou absence de mortalité parmi les arbres dominants par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR sur le périmètre du PNR PA élargi

Sur l'ensemble des placettes considérées pour la présence de mortalité parmi les arbres dominants (674 placettes), seulement 124 présentent de la mortalité parmi les arbres dominants, soit 18 % des placettes (Figure 21). Bien que la moyenne des placettes ayant un indice de mortalité de 1 soit variable selon les PNRF, les différences entre ces moyennes ne sont pas significatives (et varient entre 12 % pour PPP (Piémont pyrénéen et Plantaurel) et 22 % pour HCC (Haute Chaîne du Couserans), (Annexe 4.6).

Composition du peuplement – Indigénat du peuplement

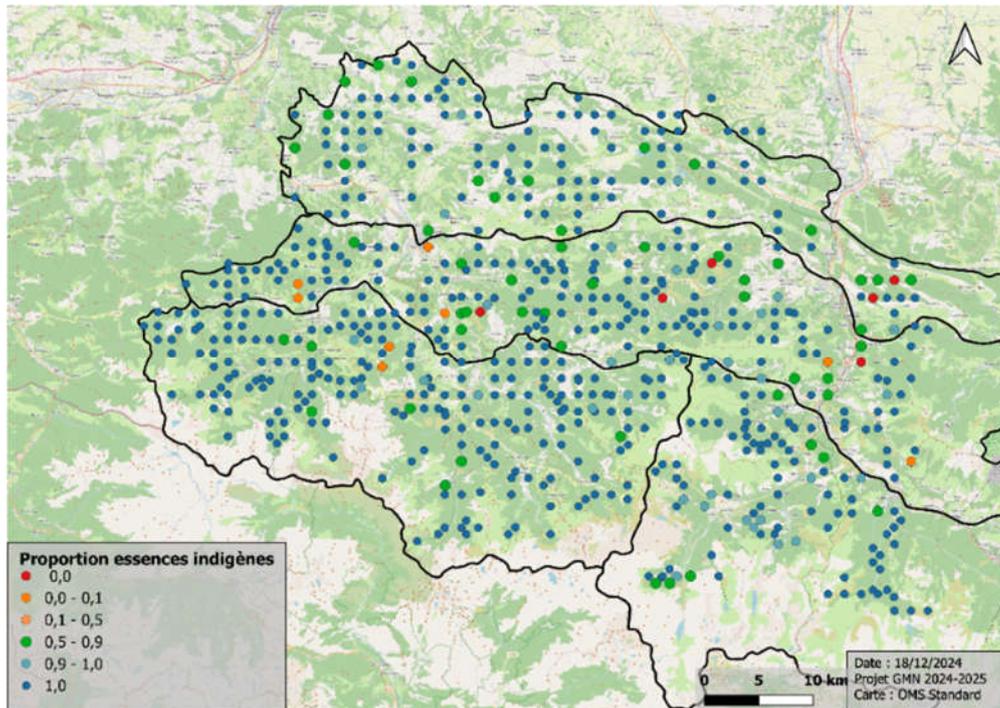


Figure 22 : Proportion du nombre de tiges d'essences indigènes par placettes (91 tiges retirées et 4 placettes retirées).

D'après la figure 22 il ne semble pas avoir de structuration spatiale des données. Cependant il existe des différences entre les PNRF (Annexe 4.7) : la proportion des EI est plus élevée en HCC (moyenne = 0.96) et plus faible en FPY (Front Pyrénéen), (moyenne = 0.88).

Les essences par placette de faible niveau de naturalité (Proportion essences indigènes < 0.3) (Annexe 4.12) montre que les ENI sont majoritairement du Douglass et de l'Epicéa correspondant à des plantations.

Diversité fonctionnelle des DMH

Rappelons en premier lieu que la diversité fonctionnelle des DMH a été évaluée sur la base des arbres pour lesquels des DMH ont été relevés, soit des arbres d'au moins 42,5cm de diamètre à 1,30 m. Le nombre de placettes présentant au moins un arbre correspondant à ce critère est de 399. C'est donc uniquement sur celles-ci que l'indicateur de diversité fonctionnelle des DMH a été calculé (les autres présentent la valeur NA pour cet indicateur).

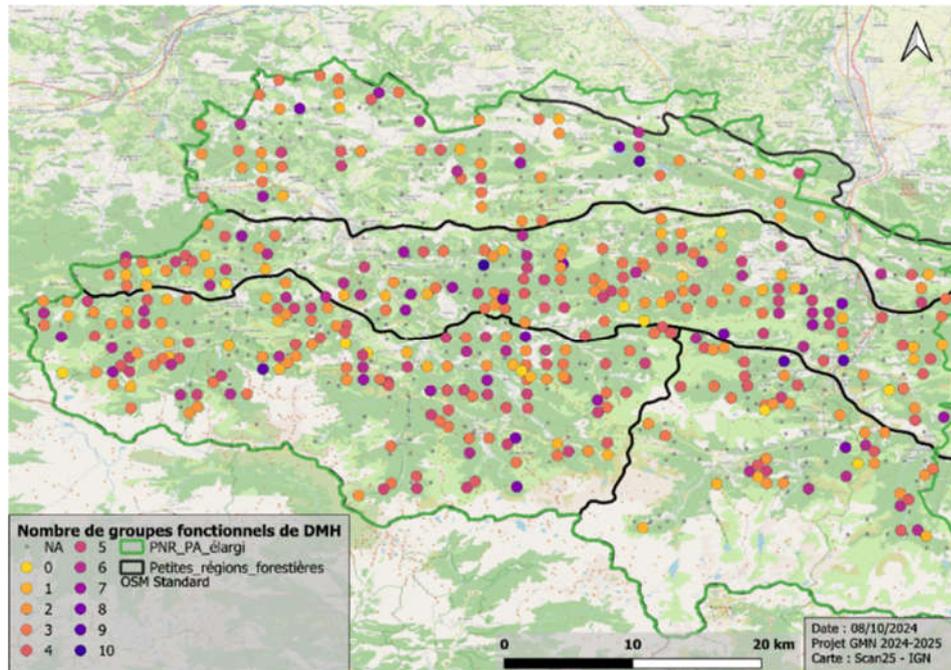


Figure 23 : Nombre de groupes fonctionnels de DMH différents par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR

Sur l'ensemble des placettes étudiées (Figure 23), la note de diversité fonctionnelle des DMH est en moyenne de 0.235 (correspondant à 3,5 groupes fonctionnels). La répartition spatiale des différents taux de diversité fonctionnelle des DMH est très variable et homogène sur l'ensemble du territoire. Il n'y a aucune différence significative entre les quatre PRNF étudiées (Annexe 4.8).

La comparaison du nombre de groupes fonctionnels de DMH au sein des parcelles de la forêt de Bellissens sur lesquelles nous avons effectué des relevés montre qu'en relevant les DMH sur les feuillus à partir d'un diamètre de 20 cm et sur les résineux à partir de 30 cm, non seulement le nombre et la diversité des types de DMH relevés est plus importante, mais aussi une diversité fonctionnelle des DMH plus importante. En moyenne, sur les placettes de Bellissens, la note de diversité fonctionnelle de DMH est de 6,34. Cette moyenne tombe à 4,61 lorsque l'on ne prend en compte que les DMH des arbres qui auraient été relevés dans le protocole de calibration LiDAR. La différence est fortement significative (T test). (Annexes 4.15 et 4.16)

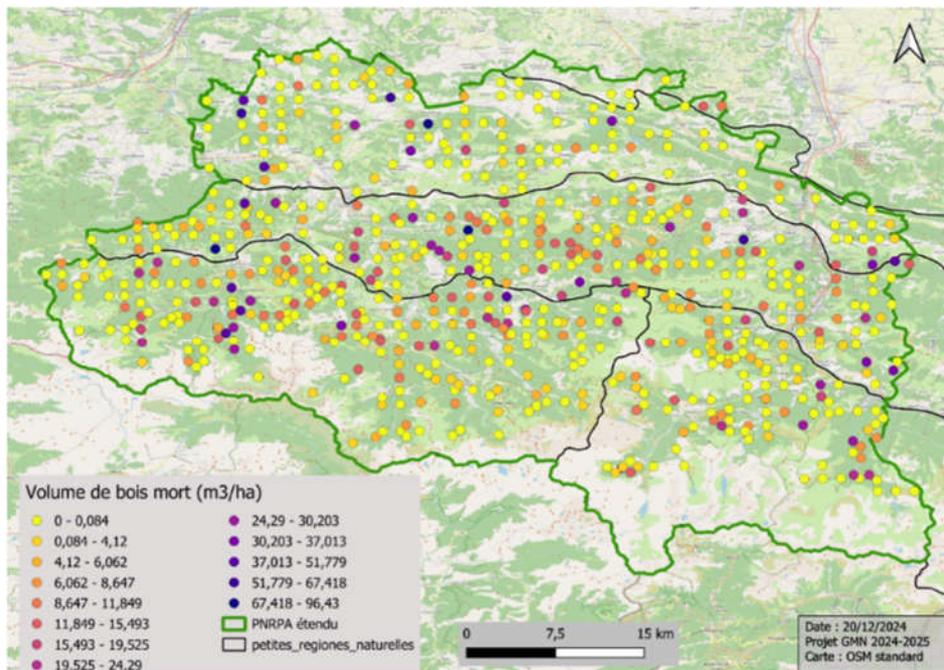


Figure 24 : Volume de bois mort (au sol et sur pied) en m3/ha par placette pour le jeu de données de calibration LiDAR

Le volume de bois mort (au sol comme sur pied) est en moyenne de 5,3 m3/ha sur l'ensemble des placettes. Cependant, le volume de bois mort moyen varie sur le territoire et entre les quatre PRNF (Figure 24), avec une différence deux à deux de significativité variable (Annexe 4.9) et allant de 3,87 m3/ha pour HAV (Haute Ariège et Vicdessos), (à 6,37 m3/ha pour FPY. La plupart des placettes ont eu des valeurs nulles ou très basses pour cet indicateur, étant donné l'exclusion des arbres morts dominants. Il serait intéressant aussi d'étudier la relation entre le VBM et le type de gestion.

Ancienneté de l'état boisé

La répartition spatiale des placettes du jeu de calibration LiDAR en forêt catégorisée comme ancienne ou non est plus contrastée (Figure 25). En particulier, la PRNF du PPP au passé agricole plus important se détache significativement des trois autres régions de plus haute altitude moyenne, qui elles ne sont pas significativement différentes les unes des autres. Si en moyenne, la proportion de placettes en forêt ancienne est de 45 % sur l'ensemble de l'échantillon, cette même moyenne est de 12,5 % dans les PPP et de 52,3 % sur l'ensemble des trois autres régions (Annexe 4.10).

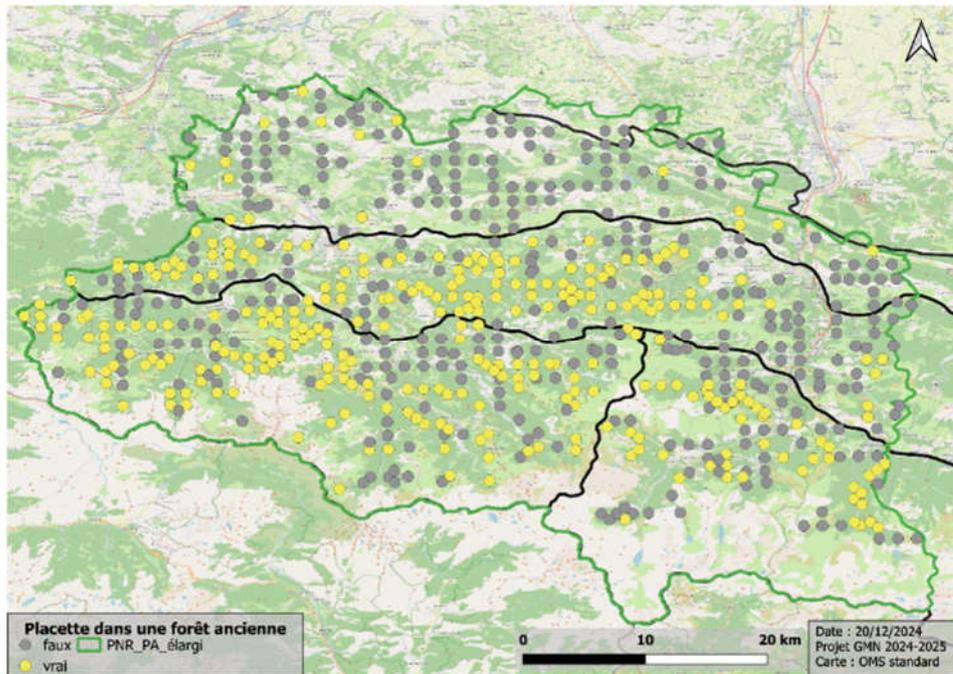


Figure 25 : Placette du le jeu de données de calibration LiDAR présentes sur des forêts anciennes (vrai) ou non (faux)

Modélisation

Variabes	Nombre de placettes	Nombre de placettes avec des arbres morts	Effet sur la mortalité	P-value
Diversité fonctionnelle des DMH	399	78	↑	0,345
Volume de bois mort	674	123	↑	2.991e-06*
Ancienneté de l'état boisé	674	123	↑	0,737
Proportion de tiges d'essences indigènes	673	123	↑	0,379

Tableau 9 : Résultats statistiques de l'effet des variables de naturalité sur la mortalité

Les modèles réalisés pour étudier l'effet des variables de naturalité sur la mortalité ont donné les résultats suivants.

En raison des données disponibles sur les placettes, le nombre de relevés pour chaque indicateur diffère, ainsi que le nombre de placettes comprenant des arbres morts. Cependant, ils sont à chaque fois suffisants pour pouvoir effectuer des modèles statistiques.

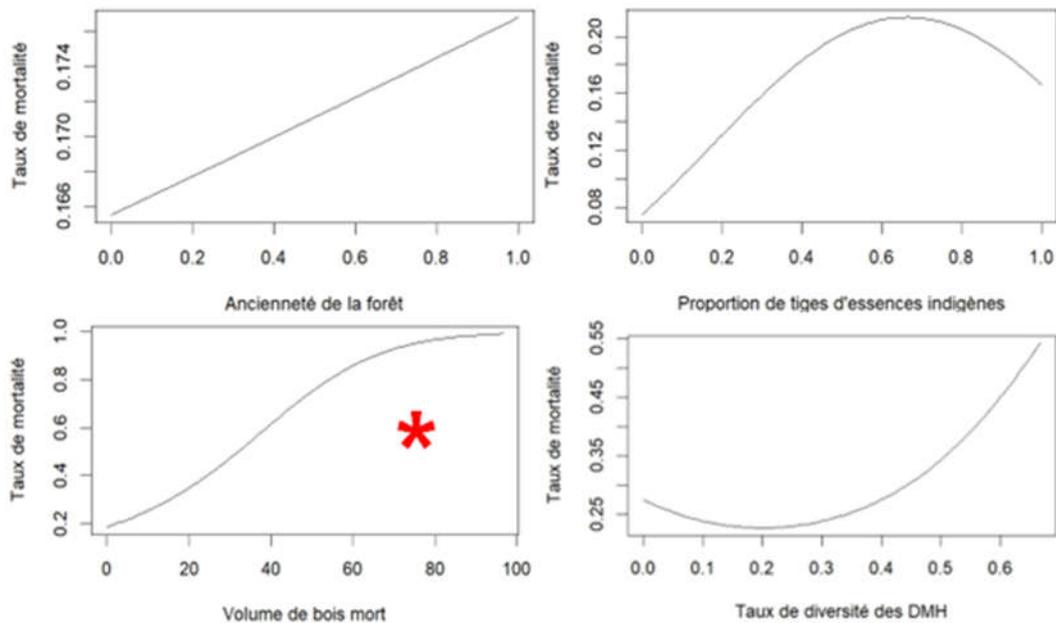


Figure 26 : Evolution du taux de mortalité en fonction des variables de naturalité

Excepté le volume de bois mort, aucun indicateur n'a de p-value suffisamment basse pour assurer la justesse de son effet sur la mortalité pour l'échantillon donné (Figure 26). Nous avons cependant décidé de les présenter tout de même à des fins de réflexion. Ainsi de manière globale, leurs augmentations accroissent la mortalité, mais il est plus intéressant d'étudier les courbes de prédiction de la mortalité en fonction de chaque indicateur pour se rendre compte des disparités locales.

A noter que la présence de mortalité sur les placettes évolue de la même manière si l'on retire de l'analyse les DMH appartenant au groupe fonctionnel Bois mort dans le houppier, qui peuvent aussi être considérés comme des symptômes du dépérissement des arbres. Cette analyse a été réalisée dans l'idée de retirer des DMH ceux qui pourraient exprimer le dépérissement du peuplement.

5. Trame vieux bois

Sarah MERMOUD, Sylvain REYDELLET, Salomé SCHLOSSER, Mathieu SENDRAL, Romain THIERRY

a. Réservoirs de biodiversité

Les réservoirs de biodiversité retenus, résultant de l'association de notre indice Proxynat et de l'IBP modélisé, sont présentés en figure 27.

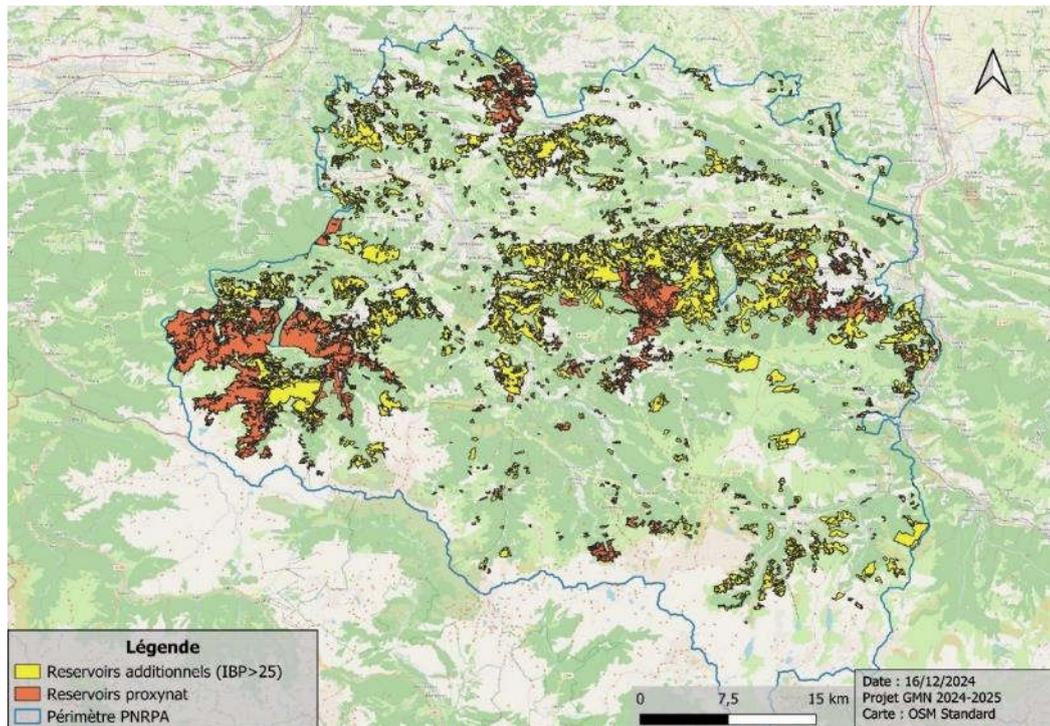


Figure 27 : Réservoirs de biodiversité retenus selon l'indice Proxynat ainsi que réservoirs additionnels à fort IBP.

La surface couverte selon l'indice Proxynat est de 10 700 ha soit près de 7,6 % de la surface du PNRPA, également répartie entre public et privé. En incluant des forêts présentant un IBP > 25, 10 982 ha sont ajoutés aux zones à protéger, dont 61 % sont en domaine public et 39 % sont en domaine privé (exclusivement dans la zone piémontaise). La surface totale couverte par les réservoirs représente donc 15,4 % de l'emprise forestière totale du parc.

Les surfaces recouvertes par l'indicateur Proxynat sont essentiellement des peuplements feuillus dont 30% de hêtre. Concernant les surfaces retenues dont l'IBP est supérieur à 25, les réservoirs sont composés à 30 % de feuillus mixte et 15 % de Hêtre.

Les réservoirs de biodiversité représentés par l'indice proxynat sont particulièrement morcelés et situés en altitude (700 à 1300 m). C'est le cas de la forêt domaniale de Saint-Lary à l'ouest du parc. Peu de forêts situées en plaine sont représentées dans ces réservoirs de biodiversité : les forêts proches de Sainte-Croix-Volvestre au Nord du parc sont les seules. Ces réservoirs recourent la cartographie des forêts anciennes du parc.

L'ajout des réservoirs additionnels (forêts ayant un IBP > 25) permet de réajuster la répartition en altitude : ces-derniers sont situés en grande partie à basse altitude, de 400 à 700m.

La définition de corridors écologiques permet quant à elle de pallier la fragmentation des réservoirs.

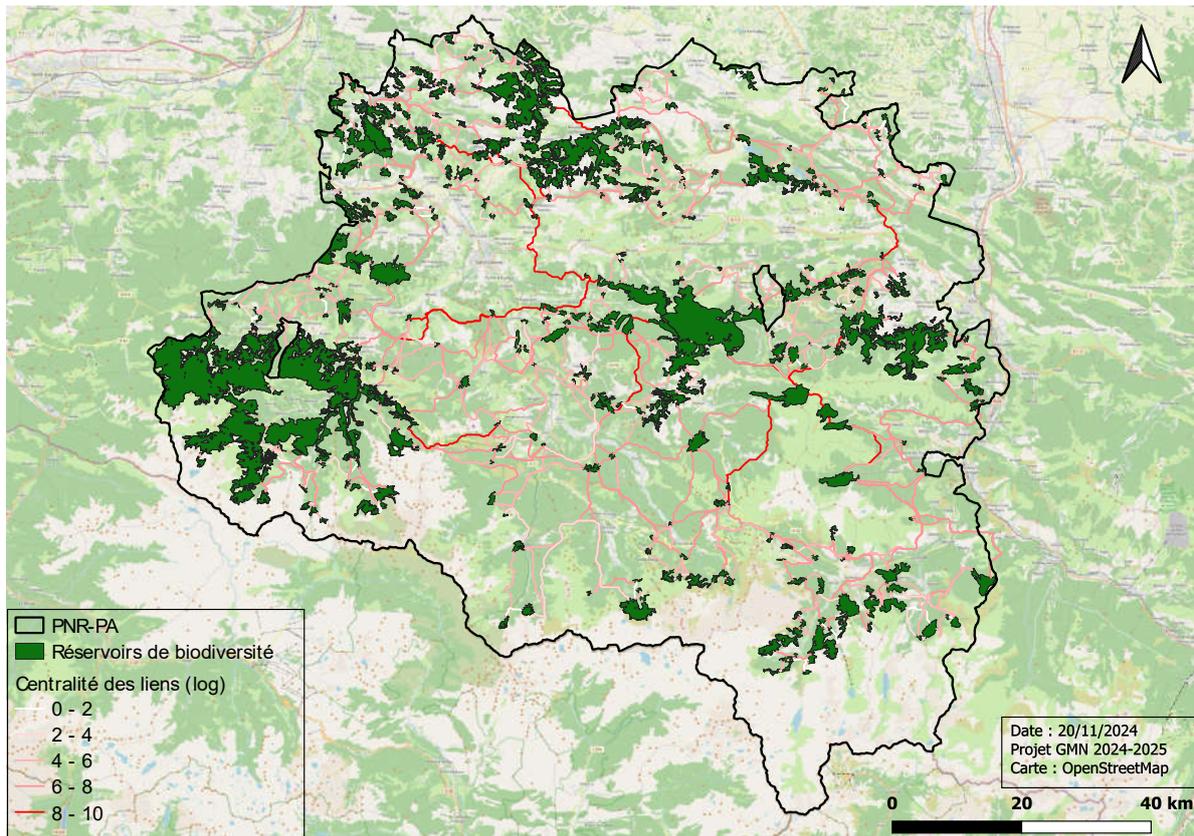


Figure 28 : Corridors colorés par centralité (échelle logarithmique)

b. Corridors écologiques : hiérarchisation et profil

Une illustration des corridors obtenus avec différentes dispersions potentielles est disponible en Annexe 4.7.

La figure 23 décrit une illustration des corridors avec une dispersion de 50 km, les liens étant colorés en fonction de leur centralité (échelle logarithmique car valeurs allant de 1 à 20 000). Les liens importants sont les liens traversant la vallée, ainsi que les quelques grands corridors rejoignant les réservoirs d'altitude.

Une fois classés par centralité, une analyse lien par lien peut être utile pour déterminer les obstacles majeurs à la dispersion de l'espèce considérée (Figure 29). Les résultats prennent la forme de profils horizontaux. Des bandes de couleurs représentent l'occupation du sol tandis qu'une courbe donne la friction associée à chaque cellule traversée, ceci afin de souligner les obstacles les plus conséquents.

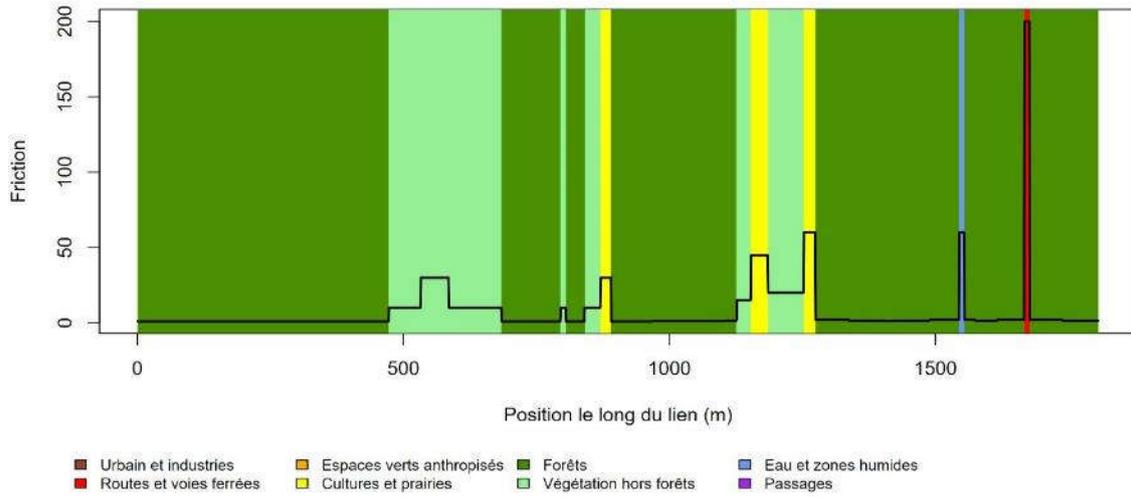


Figure 29 : Exemple de profil d'occupation du sol

Ici le lien 70-66. L'obstacle majeur à la dispersion est une route ; des cultures et prairies, et un cours d'eau intermittent sont également des obstacles.

III. Discussion

1. Valorisation des données des placettes de calibration LiDAR

Mélane APPERY, Armand CONSIGNY, Pierre LE CLEAC'H, Solène MONNERET, Léa WIART

La faible variabilité des 89 placettes réalisées par nos soins en forêt de Bellissens par rapport à celle des 3 placettes de calibration LiDAR se trouvant dans cette même forêt tend à montrer que l'échelle de la maille des placettes de calibration LiDAR est pertinente. Une résolution plus fine n'aurait pas nécessairement permis de rencontrer beaucoup de situations nouvelles.

a. Données essences, DMH et BMS

Le Chêne, qu'il s'agisse de Chêne pédonculé, sessile, pubescent ou vert, est également présent à haute altitude. Ces arbres mériteraient donc une attention particulière et pourraient être envisagés comme potentiels semenciers.

Le Hêtre et le Chêne pédonculé/sessile sont fréquemment mentionnés comme de bons porteurs de DMH, ce qui se reflète dans nos résultats. Cependant, certaines essences moins représentées dans les forêts du PNRPA (Bouleau, Saule, Peuplier noir, Merisier) peuvent également être de bonnes porteuses de DMH. En ce qui concerne la structure des bois, la catégorie TTGB présente un nombre de DMH plus élevé (Larrieu and Cabanettes, 2012). Par ailleurs, certaines catégories de DMH, comme les excroissances, se développent davantage sur de petits diamètres, tandis que d'autres, telles que les cavités, se retrouvent plus souvent sur des diamètres plus importants. On a également certains DMH qui sont plus rares du fait du temps nécessaire à leur formation. Par exemple, la catégorie "Sporophores de champignons et myxomycètes (FU)" se développe principalement sur des bois morts dans un état avancé de décomposition (R Bütler et al., 2020). Pour garantir une diversité des DMH, il est essentiel de favoriser des peuplements mixtes, intégrant une variété de structures (au sein ou entre les peuplements) et d'essences, qu'elles soient feuillues ou résineuses.

L'ensemble des données récoltées sur les placettes de calibration LiDAR (diamètre, DMH, bois mort, etc.) apportent une connaissance des forêts du territoire d'un point de vue structure de peuplement mais aussi fonctionnalité du milieu. Cependant, certaines informations complémentaires pourraient approfondir cette connaissance.

Le protocole de calibration LiDAR recommande de relever les DMH des arbres de diamètre supérieur à 42,5 cm. Cependant, dès 20 cm de diamètre chez les feuillus et 30 cm chez les résineux, le nombre de DMH augmente fortement comme évoqué en partie II.4 (Larrieu and Cabanettes, 2012). Relever les DMH dès les diamètres évoqués ci-dessus permettraient d'obtenir un meilleur aperçu des potentialités d'accueil des forêts, si les moyens le permettent. Sinon il pourrait aussi être cohérent de ne prendre que les DMH sur les arbres de plus de 70cm car un second seuil existe. Ce pourrait être fait dans le but de ne détecter que les arbres habitats.

L'évaluation de l'état sanitaire des arbres dominants, par l'utilisation du protocole DEPERIS (Département de la santé des forêts, 2018) ou le protocole ARCHI (La méthode ARCHI - CNPF (2019)) apparaît comme une donnée manquante pourtant d'un grand intérêt.

Dans un contexte de changements globaux qui menacent la survie des peuplements forestiers, le PNRPA aurait tout intérêt à suivre les mortalités anormales ou massives afin de mettre en œuvre des actions visant à adapter les forêts. D'autant plus que le PNRPA est un territoire forestier sujet aux risques d'avalanches et d'éboulements rocheux, dont la forêt est un des moyens de préventions de ces risques. Si ces peuplements venaient à dépérir, ils ne pourraient plus faire barrière à ces risques.

Le protocole de calibration LiDAR ne prend pas non plus en compte la régénération du peuplement. L'un des objectifs du PNRPA affichés dans le Life ARTISAN étant de favoriser le renouvellement naturel des peuplements, il semble important d'entamer un suivi de la régénération du stade semis au stade perche. Le Protocole de Suivi Dendrométrique des Réserves Forestières (PSDRF) réalise 6 placettes de 1.5m de rayon le long de 3 transects où était décompté le recouvrement des différentes strates ligneuses basses et noté la présence ou non d'abroutissement (Swaenepoel, 2021). Ce suivi permettrait d'anticiper le futur du couvert forestier au sein du PNRPA.

Une autre piste d'amélioration serait le recensement des PBMS, le protocole de calibration n'inventoriant que ceux de diamètre supérieur à 30 cm. En effet, la biodiversité liée aux bois morts dépend de la quantité mais aussi de la diversité des diamètres du bois mort. Cela permettrait ainsi de mieux connaître le niveau de potentiel d'accueil des différents peuplements forestiers, ainsi que d'obtenir un nouvel indicateur de l'état sanitaire des peuplements (branches mortes, chablis). Ce seuil de 5 cm est fixé d'après celui du PSDRF, mais peut être adapté : l'IGN utilise un seuil de 2,5 cm tandis que l'IFN, en Suisse, utilise un seuil de 7 cm (IGN, 2014; (Lachat et al., 2014).

L'inventaire des PBMS peut toutefois se révéler assez long et est moins prioritaire que l'évaluation de l'état sanitaire et de la régénération. Ainsi, pour des raisons de coût et de temps, il peut être mis de côté, ou appliqué seulement sur des placettes ayant une vocation de naturalité affirmée, ou à l'inverse sur des placettes situées en peuplements de production afin d'adapter les pratiques de gestion. L'utilisation des données des placettes IGN peut aussi permettre d'obtenir des informations sur l'ensemble du territoire, sans possibilité de suivi à long terme.

Les données du jeu de calibration LiDAR peuvent également être utilisées afin de développer l'aspect paysager du PNR. En effet, deux sentiers de Grande Randonnée (GR) traversent le territoire du PNRPA. Le premier, dans les piémonts, traverse notamment des chênaies diverses ; le second, en haute montagne, traverse majoritairement des hêtraies d'altitude. Il serait donc pertinent de s'intéresser à la gestion des essences autour de ces sentiers.

b. Critique du jeu de données après échantillonnage

Après avoir fait notre échantillonnage, nous avons comparé la répartition des différentes variables prises en compte dans la note d'intérêt avant et après échantillonnage. Lors de ces comparaisons, la variable Altitude a retenu notre attention. En effet, les altitudes basses ont été largement suréchantillonnées comme le montre la Figure 30.

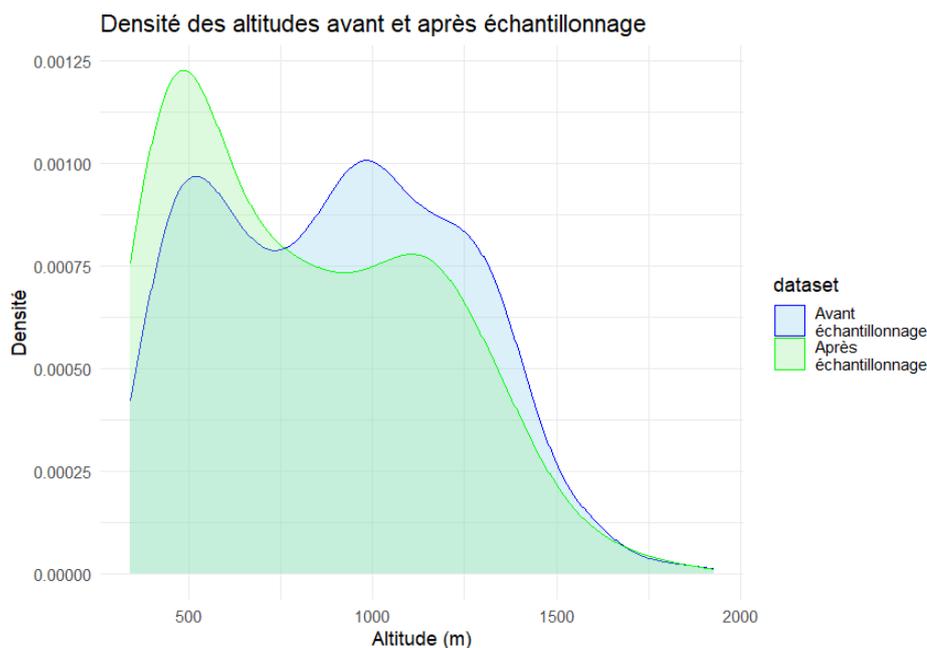


Figure 30 : Répartition en densité des altitudes avant et après échantillonnage

Ce suréchantillonnage important des altitudes basses n'est pas seulement dû à la note d'intérêt correspondant à la variable Altitude, auquel cas nous observerions également un large suréchantillonnage des altitudes hautes. Cela peut être dû à d'autres variables entrant en compte dans la note d'intérêt ou dans la stratification, notamment Nb_ess, Geol (analyses détaillées dans l'Annexe 1.8 pour ces deux variables), ou encore les essences peu fréquentes, la SER, et le déficit d'évaporation en période estivale. D'une part, cela remet en question la nécessité d'attribuer une note d'intérêt plus élevée aux 30 placettes aux plus basses altitudes étant donné que ce paramètre environnemental est corrélé à d'autres variables prises en compte. D'autre part, on pourrait envisager d'augmenter le poids accordé aux placettes situées à haute altitude.

Cependant, les variables prises en compte dans la note d'intérêt ayant chacune un objectif précis et distinct les unes des autres, et le gradient altitudinal étant quand même représenté dans sa totalité bien qu'inégalement, on peut argumenter que ces choix dans l'attribution de la note d'intérêt restent pertinents.

Minimisation des coûts

Aussi, certaines placettes isolées peuvent demander des coûts en déplacements et en temps très importants. Afin de minimiser ces derniers, il est tout à fait possible, après avoir défini une distance moyenne à plusieurs points et un seuil d'acceptabilité, de refaire des tirages pour ces placettes jusqu'à ce que toutes les placettes soient en-dessous de ce seuil d'acceptabilité.

Enfin, notre proposition de réseau peut tout à fait être revue et adaptée, tant en termes de nombre de placettes, que pour l'attribution des notes d'intérêt, ou encore en temps de rotation des protocoles (certains peuvent être mis en place tous les 2 ans avec une rotation des données tous les 10 ans par exemple).

2. Effet des caractéristiques du peuplement sur la mortalité

Matthias COLLIN, Maud DEKEYSER, Oriane LAVIGNON, Gaïa MICHEL, Vincent PEARLSTEIN, Jeanne SOUBEYRAN

Les modèles réalisés montrent, à l'échelle du PNRPA, que l'augmentation de la proportion de Hêtre dans une sapinière est associée à une plus faible mortalité du Sapin. Ce résultat corrobore l'hypothèse selon laquelle le mélange est favorable à la survie de l'essence (Jactel et al., 2017; Larrieu, 2014). Dans notre cas, il ne semble pas y avoir d'effet de compétition entre Hêtres et Sapins, qui serait préjudiciable au Sapin. Pour la mortalité du Hêtre, si l'on s'attendait à plus de mortalité pour de faibles et fortes densités (Young et al., 2023), dans notre cas, la baisse de densité semble favoriser une baisse de mortalité du Hêtre. Il est à noter que dans chacun des deux modèles, la variable la plus explicative est une variable stationnelle, et pas une variable de peuplement. Dans le *modèle Sapin*, hormis pour le mélange, les variables climatiques sont les seules à influencer la mortalité des arbres dominants. Les conditions stationnelles et climatiques expliquent ainsi une part de la mortalité. Cependant, les variables liées au peuplement et donc, les choix d'itinéraires sylvicoles, semblent jouer un rôle non négligeable dans la survie/mortalité des arbres dominants.

A l'échelle de la France, la surface terrière est le premier facteur explicatif de la mortalité des Hêtres et Sapins en peuplement pur, devant notamment les variables climatiques (II.4). La différence peut être due aux conditions locales, avec des conditions topo-climatiques stationnelles plus « contraignantes » sur le PNRPA, ou encore aux caractéristiques de ces peuplements. Dans notre cas, les peuplements non seulement purs mais aussi mélangés sont pris en compte et les surfaces terrières observées sur le PNRPA sont relativement faibles par rapport au jeu de donnée national. Le faible nombre de placettes étudiées peut également modifier les résultats. Même en ajoutant les données du Pays de Sault, relativement peu de placettes avec mortalité sont observées. Ce constat est bien entendu positif pour la pérennité des massifs, mais cela peut accentuer le signal dans les représentations et modèles lorsqu'une placette présente de la mortalité. De plus, seule la donnée de mortalité est étudiée car disponible, et non pas la donnée de dépérissement. L'état sanitaire réel des forêts n'est donc pas étudié dans sa totalité. Définir la mortalité à l'échelle de la placette (présence-absence) permet de s'affranchir des corrélations spatiales entre les arbres qui nécessiteraient des modèles plus complexes, mais masque l'information du nombre réels d'arbres dominants morts. Une placette avec mortalité peut contenir 1 comme 3 Sapins dominants morts, ce qui pose la question de la quantification de la gravité de la mortalité. Il serait donc intéressant de compléter ces analyses avec éventuellement une étude par arbre et avec des données de dépérissement. Étudier davantage de placettes et idéalement d'essences diverses afin de pouvoir étudier d'autres peuplements et d'autres mélanges que le Sapin et Hêtre serait également intéressant.

Par ailleurs, la mortalité est étudiée ici vis-à-vis de caractéristiques de peuplements observées lors de la campagne récente de terrain. L'historique de gestion n'est pas pris en compte, y compris la surexploitation des massifs jusqu'au XIXe siècle pour la production de bois de chauffage. Il ne semble pas exclu que la mortalité observée soit due à des modalités de gestion antérieures qui pourraient avoir favorisé la mortalité du peuplement, comme une gestion à courte rotation. De plus, il est assez fréquent que les arbres dépérissant soient prélevés avant de mourir afin d'être valorisés, diminuant ainsi le nombre d'arbres morts observés. Afin de s'affranchir de ce biais, les placettes ayant fait l'objet

de coupes récentes ont été retirées du jeu de données, mais cela prend en compte les coupes uniquement sur les 5 dernières années. On suppose donc que s'il n'y a pas eu de coupe récente, les caractéristiques des peuplements observées aujourd'hui sont représentatives d'un état stable (à moyen-long terme) du peuplement, qui pourrait être à l'origine de la mortalité.

Enfin, les préconisations ci-dessus supposent que les pratiques sylvicoles, en modifiant les caractéristiques du peuplement, s'ajoutent aux effets des changements climatiques sur ces peuplements. Favoriser des pratiques qui permettent de diminuer la mortalité serait ainsi un moyen d'adapter les massifs aux changements climatiques, de manière indirecte, en réduisant la pression sur la ressource en eau par exemple (Young et al., 2023). Or, les projections futures prévoient une augmentation des probabilités de mortalité du Hêtre et du Sapin en basse altitude, en raison des pressions climatiques (déficit hydrique principalement). Ainsi, bien que ce résultat soit qualitatif, les pratiques sylvicoles semblent effectivement être un levier pertinent pour adapter les massifs aux changements climatiques.

3. Evaluation des effets du climat sur la mortalité des arbres

Quentin DE PERETTI, Marie-Caroline DOUESNARD, Thy-Pha PHAM, Margot RIFFAUD, Fulbert VAN ROOJI, Amélie VICENTE-DOUTRELEAU

Nous avons montré que le climat ariégeois est voué à évoluer vers moins de pluies en période de végétation et des températures moyennes annuelles plus élevées. Cela provoquera une augmentation du déficit d'évaporation estival, que nous avons identifié comme première variable climatique responsable de la mortalité du Hêtre et du Sapin pectiné à l'échelle nationale. Cette augmentation prédite varie fortement selon les différentes zones géographiques du PNRPA : il semble qu'elle sera très forte en plaine et que les zones plus montagnardes (comme Bellissens) resteront relativement préservées. C'est une bonne nouvelle puisque le Hêtre et le Sapin sont des essences d'altitude. Nous pensons qu'elles resteront relativement préservées des effets du changement climatique au sein du PNRPA. Cependant, notre travail n'est pas aussi approfondi que d'autres outils similaires, comme Climessences, qui comparent plusieurs scénarios climatiques et utilisent jusqu'à 18 modèles différents. Nous pouvons donc nous interroger sur la pertinence de nos résultats, et agir en conséquence pour prévenir les effets potentiels du changement climatique. Notre modèle partage également un défaut avec Climessences : il ne prend en compte que le climat moyen. Ainsi, nous n'avons pas considéré les ECE dans notre modèle, alors qu'ils sont souvent considérés comme des causes importantes de la mortalité dues au changement climatique (Bréda and Badeau, 2008).

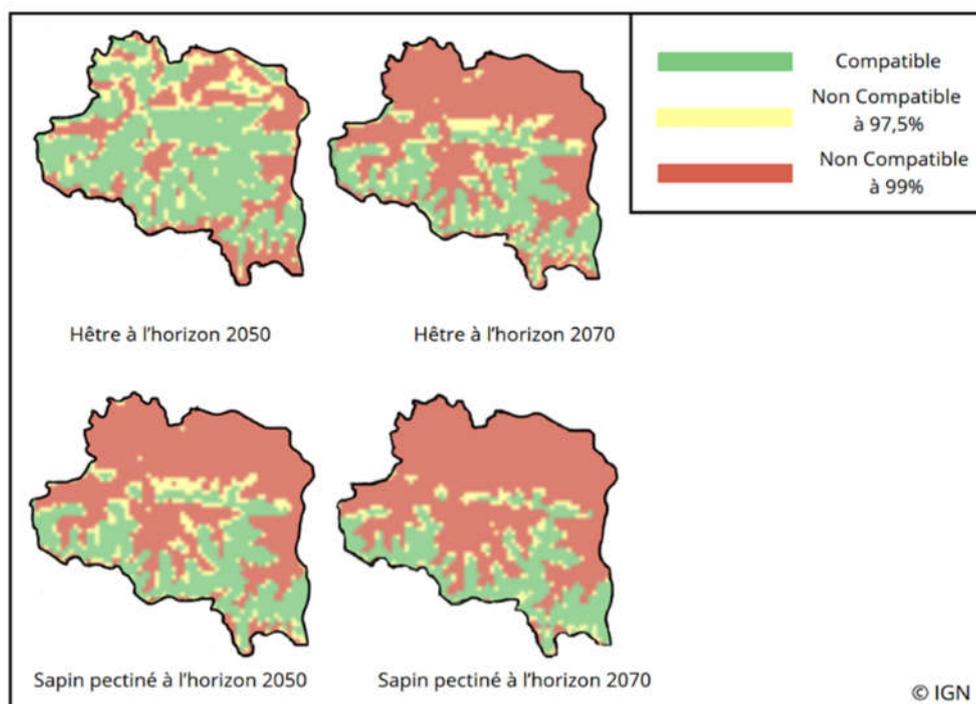


Figure 31 : Carte de compatibilité climatique issue de Climesseces

Cependant, nos résultats sont assez semblables à ceux de Climesseces : la mortalité du Hêtre et celle du Sapin vont augmenter très fortement dans les zones de basse altitude et les vallées, tout en restant relativement faibles dans les zones montagnardes.

Nous n'avons pas étudié le dépérissement dans le mélange Hêtre-Sapin pectiné. Or, les essences au sein des mélanges sont souvent moins susceptibles de mourir du fait des contraintes climatiques. En effet, la complémentarité des niches écologiques permet une meilleure exploitation des ressources (Tilman, 1999) et de fait, une concurrence moins importante en période de sécheresse : le mélange Hêtre-Sapin pectiné permet au Sapin une meilleure résistance à la sécheresse (Piedallu et al., n.d.). En effet, le prélèvement en eau du Hêtre et du Sapin se font dans des horizons différents, il y a ainsi moins de compétition qu'en peuplement pur. De plus, le réseau racinaire du Hêtre permet une meilleure recharge en eau du sol par les pluies. Enfin, en cas de propagation de ravageurs ou de maladies, la présence d'essences différentes fait barrière à la propagation (Tilman, 1999).

Dans le cas de la forêt de Bellissens et du PNRPA, où les essences majoritaires sont le Hêtre et le Sapin pectiné, il serait intéressant de favoriser le mélange de ces deux essences. D'autres essences secondaires sont présentes sur les lieux d'étude : notons l'Epicéa commun et le Chêne sessile, comme essences secondaires majoritaires sur Bellissens (resp. 4% et 2%). Des mélanges avec ces essences pourraient ainsi être favorisés, d'autant plus que la résistance et la résilience du Hêtre à la sécheresse sont meilleures en mélange, notamment avec les Chênes (Pretzsch et al., 2013).

Enfin, nous avons décidé de ne pas inclure certains incidents, complexes à analyser. Néanmoins, ces derniers pourraient également être liés au changement climatique et influencer la mortalité de fond et/ou accidentelle :

- les effets des ravageurs, des maladies, dont la propagation est facilitée par celui-ci. Notons par exemple, les effets des sécheresses et de l'allongement des périodes de chaleur sur le cycle de développement du Scolyte de l'Epicéa (Rouault et al., 2006)
- la fréquence et l'intensité des ECE sont amenées à augmenter, comme les précipitations extrêmes (Myhre et al., 2019) et les incendies.

Il serait donc pertinent de les étudier dans une étude plus approfondie.

4. La naturalité pour adapter la gestion au changement climatique

Manuela ARIAS GARCIA, Lucie JARREAU, Aurélien MASSART, Elda PERONNET, Elodie RICHOMME

Discussion sur les indicateurs et les modèles prédictifs de la mortalité :

Cette étude exploratoire du lien entre naturalité (via des indicateurs) et dépérissement des peuplements ne permet pas de tirer des conclusions ferme après ces trois semaines d'analyse. Excepté pour le volume de bois mort, les indicateurs de naturalité ne sont pas significatifs pour expliquer la mortalité observée dans le peuplement dans les modèles que nous avons écrit. Cela s'explique en partie par des questions d'effectifs ainsi que par les données décrivant à la fois la dégradation de santé des peuplements et des indicateurs de naturalité.

Nous n'avons étudié que les arbres dominants et codominants, or ceux-ci sont les plus sujets aux aléas climatiques (vents forts, casse par la neige, etc.), qui ne dépendent pas forcément du changement climatique. De plus, notre indicateur est binaire : un arbre n'est considéré mort que s'il l'est entièrement. Les sécheresses répétées du changement climatique causent de la mortalité dans le houppier, sans forcément tuer l'arbre complètement, et cela n'est pas perceptible avec notre méthode. Ainsi, il serait intéressant de refaire ce travail en employant un indicateur de dépérissement plus précis et peut-être présentant plus de nuances (tel DEPERIS).

De plus, avoir un jeu de données de construction des indicateurs de naturalité de plus grande amplitude (incluant des valeurs plus extrêmes) permettrait peut-être de mieux faire ressortir une réponse lors de la modélisation. De plus, les relevés sont parfois eux assez homogènes, notamment concernant la proportion d'EI dont la majorité des données ont un taux à 1.

Enfin, pour des raisons de manque de temps, nous avons utilisé un modèle préexistant à des fins exploratives. La pertinence des variables station et peuplement ayant été testée sur notre jeu de données, il faudrait refaire les modèles pour notre étude et sélectionner nous-même les variables à conserver. Nous avons tout de même analysé leurs réponses pour essayer de comprendre les liens, trouver les limites de notre étude et des pistes d'amélioration pour de futures études.

Composition du peuplement – Indigénat du peuplement

L'étude de la relation entre la proportion des essences indigènes et la présence de mortalité sur les placettes montre qu'une haute proportion de tiges d'EI n'a pas d'effet sur la présence de mortalité. Il est possible de supposer que les plantations qui présentent une proportion d'EI plus faible ne présentent pas de mortalité car ces peuplements sont plus gérés et n'atteignent pas de stades où la mortalité est visible, ou bien qu'elles soient plus adaptées aux nouvelles conditions climatiques. Cet indicateur est à croiser avec d'autres. En effet un peuplement avec uniquement des EI mais en futaie régulière a une proportion d'EI élevé mais un niveau de naturalité bas.

Au vu du faible nombre de placette présentant une proportion de tiges indigènes faible il aurait été intéressant de déterminer plus précisément le caractère indigène d'une essence en fonction de sa localisation. En effet l'emploi des RBG (définies à l'échelle européenne) a possiblement mené à une sous-estimation de la proportion de tiges indigènes faibles.

La proportion des tiges d'essences indigènes permet d'avoir une vision du nombre de tiges et un aperçu de comment le peuplement peut évoluer : une placette avec grand nombre de tiges de Hêtre

et un Epicéa peut laisser penser que le peuplement va continuer à évoluer en Hêtre. Il serait intéressant d'ouvrir cet indicateur aux tiges non recensables. En effet en étudiant uniquement les tiges supérieures à 17,5 cm de diamètre il est possible de sous ou surestimer l'importance relative des espèces indigènes (Taux de couvert libre). Cependant chaque essence a une autécologie différente, les dynamiques d'évolution des tiges d'une essence sont donc différentes pour chaque essence. Il serait donc intéressant de faire cette analyse sur chaque essence présente sur les placettes et sur les dynamiques des essences.

Il est possible d'utiliser la surface terrière pour comparer l'importance relative des essences indigènes dans le peuplement. Cependant dans un cadre d'évolutions liées aux changements climatiques le nombre de tiges paraît plus pertinent car il permet de voir l'évolution possible du peuplement.

Diversité fonctionnelle des DMH

La diversité des DMH augmente avec le taux de mortalité du peuplement. Il pourrait donc être intéressant de pondérer notre étude par le lien du DMH avec le bois mort pour voir si on obtient des résultats plus probants.

Les résultats de l'étude de l'indicateur de diversité fonctionnelle des DMH ne sont pas statistiquement valables. Ces résultats peuvent être biaisés par la présence de nombreux DMH liés au bois mort (groupes bois mort dans le houppier ou sporophytes de champignons et myxomycètes). Cependant, ils mènent à réfléchir une tendance à l'augmentation de la présence de mortalité parmi les arbres dominants avec l'augmentation du nombre de groupes fonctionnels de DMH présents. Ceci s'explique notamment par le fait que les DMH se mettent en place progressivement et parfois sur un pas de temps très long et se trouvent principalement sur les vieux arbres, et donc dans des peuplements plus vieux. Ainsi, on peut imaginer qu'une haute valeur pour cet indicateur (indiquant une forte biodiversité que l'on associe à une haute valeur de naturalité) et la gamme de valeur idéale qu'il faudrait atteindre pour la diversité fonctionnelle des DMH pour limiter la mortalité ne se recoupent pas. Cet indicateur pourrait être retravaillé par exemple en pondérant chacun des indicateurs selon ce qu'ils disent de l'âge du peuplement et donc de la mortalité naturelle du peuplement.

Une autre manière d'étudier les DMH serait d'en faire un ratio observés/prédits (ROP) selon chaque essence afin de s'affranchir de la grande variabilité du nombre de DMH observables sur les différentes essences (Annexe 4.5). Cet indicateur nécessite une création de connaissance importante sur les associations essence-DMH car il existe aujourd'hui encore de nombreuses lacunes. Une manière de le contourner serait d'attribuer à chaque essence les DMH relevés sur celle-ci et ce sur l'ensemble du territoire étudié pour en déduire les DMH observables.

Maturité du peuplement – Volume de bois mort

Comme attendu, le taux de mortalité accroît avec le volume de bois mort. Pour autant, le volume de bois mort présent dans un peuplement est aussi un signe de l'avancée du cycle sylvogénétique qui présente une augmentation naturelle du volume de bois mort à mesure que le peuplement vieillit. De plus, un autre élément qui influence fortement le volume de bois est la gestion : dans certains cas, le bois mort est systématiquement évacué des parcelles. Les données de bois mort seraient donc à affiner afin de bien contrôler l'impact de la gestion.

Ancienneté de l'état boisé

L'ancienneté de l'état boisé n'a pas d'influence sur la présence de mortalité parmi les arbres dominants (on observe seulement une tendance faible qui s'explique probablement par l'âge des peuplements que l'on retrouve dans les forêts anciennes). Si cet indicateur n'a pas d'influence sur la mortalité de manière immédiate, il n'en reste pas moins pertinent au regard du changement climatique car l'ancienneté de l'état boisé est accompagnée d'un cortège spécifique inféodé au milieu forestier parmi lesquelles peuvent se trouver des auxiliaires des arbres composant le peuplement.

La naturalité comme outil face au changement climatique

Ces réflexions et cette analyse du lien entre naturalité et dépérissement des peuplements dans un contexte de changement climatique montre la complexité de ce sujet. Il y a autant de corrélations entre la mortalité et le niveau d'un indicateur qu'il y a d'indicateurs de naturalité. Il serait intéressant de créer une note unique de naturalité en hiérarchisant entre eux différents indicateurs caractérisant le peuplement pour leur donner plus ou moins de poids pour former un outil simple d'utilisation dans le cadre de la gestion des forêts.

Finalement, bien que des oppositions soient observables entre haute valeur d'un indicateur de naturalité et état sanitaire d'un peuplement forestier, la naturalité n'est pas à écarter de la gestion des espaces naturels. Plutôt que de vouloir maximiser chaque indicateur de naturalité, il s'agirait plutôt de chercher à atteindre par la gestion le niveau adapté à chaque peuplement pour chacun des indicateurs retenus. En effet, certaines actions de gestion favorisant la naturalité et le fonctionnement écosystémique du milieu ne favorisent-elles pas aussi l'adaptation au changement climatique des peuplements ? C'est ce que l'on peut dire des ROP par exemple (essences ou DHH).

5. Trame Vieux Bois

Sarah MERMOUD, Sylvain REYDELLET, Salomé SCHLOSSER, Mathieu SENDRAL, Romain THIERRY

a. Conseils de gestion

La mise en place d'une TVB est un projet sur le long terme. En effet la totalité des réservoirs et corridors retenus ne forme pas un réseau de forêts mûres. Il s'agit de réservoirs présentant un IMAT et un IBP importants induisant un fort potentiel d'accueil de la biodiversité. De plus, l'IBP ne prend pas en compte la biodiversité existante mais celle qui pourrait être présente (Larrieu and Gonin, 2008). De fait, les zones identifiées via celui-ci ne sont pas forcément considérées comme riches aujourd'hui. C'est la gestion future qui conditionnera l'évolution de ces réservoirs. Dès lors, charge aux gestionnaires de protéger et d'accroître la naturalité et la maturité des milieux boisés, occupés et/ou traversés, dans ce sens. L'étude de cas ci-dessous (Figure 32) est un exemple de réflexion de gestion concernant le lien le plus central du projet et les réservoirs publics et privés qu'il relie. Il s'agit du lien 139-123 qui traverse la vallée de l'Arize et rejoint les réservoirs de la forêt de Rimont avec ceux d'Audinac-les-bains.

Il appartient ensuite au PNRPA de décider quelle stratégie favoriser en fonction de la réceptivité des propriétaires privés, de l'accessibilité des parcelles, etc. Il n'en reste pas moins que les routes paraissent être des enjeux majeurs de connectivité. La prise en compte de passages à faune a d'ailleurs pu biaiser notre étude : certains correspondent vraisemblablement à des crapauds et ne conviennent donc pas à toutes les espèces.

Ces conseils de gestion concernant les corridors, de potentiels réservoirs ou les réservoirs existants sont à mettre en perspective par rapport au changement climatique (Annexe 5.8 & 5.9). En effet, comme montré précédemment (III.3), les évolutions climatiques seront inégales sur le territoire du PNR. Certains réservoirs sont plus à risque que d'autres, les évolutions climatiques ne sont donc pas à ignorer dans cette réflexion sur les trames vieux bois. Déployer des efforts de conservation pour faire vieillir des forêts où les essences présentes aujourd'hui ne seront plus adaptées à la fin du siècle pourrait s'avérer vain.

Etude de cas :
Conseils de gestions pour une continuité écologique sur les communes de St-Girons et Lescure

A. Protection de la Forêt privée :

- **Objectifs :** protéger en adoptant une gestion intégrative
- **Sensibilisation** → engager une réflexion commune
- **Protection :** contrats Natura 2000, Obligations Réelles Environnementales
- **Suivi & soutien :** formations, financements externes (Natura 2000), certification FSC
- **Communication :** en faire des « parcelles vitrines » et organiser des visites avec le CNPF

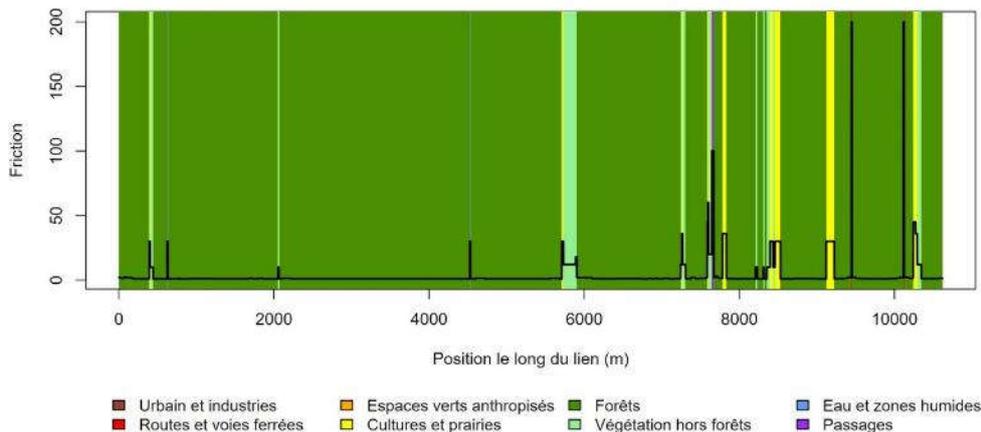
B. Protection de la Forêt publique :

- **Objectifs :** protéger, suivre et montrer
- **Protection :** classer la forêt en Réserve Biologique Intégrale et/ou développer un réseau îlots de sénescence
- **Suivis** de la naturalité (IMAT, IBP) et naturaliste par des associations (ANACEN) et le parc
- **Communication :** sensibilisation des communes concernées, panneaux explicatifs, postes d'observations pour le public

C. Protection des Corridors :

- **Objectifs :** Favoriser le passage de la faune
- **Propriétaires multiples** → engager une réflexion commune
- **Milieux forestiers** (cf. A et B)
- **Milieux ouverts :** mettre en place des Baux Ruraux à clauses Environnementales (BRE) avec plantation de haies arborées, transition vers des prairies de fauches tardives
- **Ripisylve :** réhabilitation écologique via Génie Végétal (si besoin) et protection (Natura 2000, ORE)
- **Départementale :** réflexion sur le passage à faune (crapauduc = que pour certaines espèces), étude des collisions avec les véhicules, sensibilisation des automobilistes

Profil de l'occupation du sol pour le lien 139-123



La couleur représente une catégorie d'occupation du sol, la courbe noire correspond à la valeur de friction le long du corridor.

Les pics correspondent donc à une traversée d'habitat difficile.

Cette visualisation permet d'identifier les corridors qui traversent une plus grande diversité de milieux et sont a priori plus complexes à préserver.

- 1 Des traversées de cours d'eau à 700, et 4500 m sont observables ainsi que des routes à 9300 et 10100 m. Des mesures de protection peuvent être installées à ces endroits comme des passages à faune adaptés (signalétique routière pour les grands animaux + passages aménagés sous la route pour les petits animaux) et des mesures de protection des berges (ripisylves fonctionnelles).
- 2 Des cultures et prairies sont traversées à plusieurs reprises. Il faut s'assurer qu'aucune clôture ne vienne entraver la libre circulation de la faune sauvage en installant des corridors spécialisés au sein ou en périphérie des parcelles. Une solution idéale consiste à transformer les terres agricoles concernées en prairie de fauche tardive (pas de pâturage toute l'année, pas de culture).

Figure 32 : Etude de cas - Conseils de gestion pour une continuité écologique sur les communes de St-Girons et Lescure.

b. Vers une méthode répliquable de définition de réservoirs de biodiversité

Les réservoirs de biodiversité identifiés dans ce travail sont plus restrictifs que ceux définis dans la trame verte et bleue du PNRPA (Annexe 5.10). Cela répond à l'objectif du parc de cibler seulement 25% de la superficie forestière afin de la passer en protection forte, alors que les précédentes modélisations désignaient comme réservoirs potentiels la quasi-totalité des forêts de la zone d'étude.

Il n'existe à ce jour aucune méthode officielle malgré le fait que les trames forment un outil réglementaire défini dans le code de l'environnement. Le Centre de Ressources Trame Verte et Bleue diffuse des guides pratiques et des outils existants mais un manque d'homogénéisation se fait sentir. Il serait intéressant de comparer les différentes méthodologies mises en place ailleurs et leurs effets réels sur la biodiversité afin de mieux guider les collectivités dans l'élaboration de leurs trames.

Face à l'absence de standard, nous avons développé une méthodologie innovante d'identification des réservoirs. L'emploi de l'IBP modélisé et de l'indice Proxynat pour définir les réservoirs de biodiversité, inclut le conseil général d'utiliser les espaces protégés comme base des réservoirs en les prenant indirectement en compte. D'autres indicateurs auraient pu être utilisés comme ceux de naturalité, développés en I.4.3, ou d'autres caractéristiques de peuplement (essences, hauteur, densité, etc.).

Une classification des forêts du parc par calcul d'une note d'intérêt écologique avait été réalisée 4 ans auparavant (Jolivot, 2020) mais prenait en compte l'accessibilité et l'exploitation des parcelles comme critère dépressif de la note. En plus des biais de gestion différents évoqués dans l'étude, cette note peut amener les gestionnaires à protéger prioritairement les espaces peu accessibles/inexploités (i.e. déjà partiellement protégés) ce qui n'est pas stratégique au vu des enjeux de protection du parc.

Concernant les variables utilisées, certaines précautions sont à prendre. L'IMAT lui-même a été obtenu par krigeage des placettes de calibration LiDAR distantes d'environ 1 km, avec une erreur moyenne de 0,08. Il serait donc intéressant de comparer nos valeurs d'IMAT avec celles obtenues en utilisant les données du LiDAR HD disponibles de manière continue. A terme, il serait également possible de modéliser cet IMAT sur l'ensemble du PNR à partir du jeu de données de calibration LiDAR. L'indicateur Proxynat est, quant à lui, à manipuler avec précaution. Il fonctionne dans le cas du PNRPA et uniquement comme « agent de contraste ». Sa fiabilité n'a pas été démontrée sur d'autres territoires, aussi, il est fortement conseillé d'analyser la maturité/naturalité des forêts à partir de l'IBP et de l'IMAT seuls. Les seuils des indicateurs sont à choisir de manière à remplir les objectifs des gestionnaires, il est cependant important de garder en mémoire les valeurs seuils de 28 pour l'IBP et de 0,25 pour l'IMAT pour catégoriser un boisement comme respectivement à forte biodiversité potentielle et forte maturité.

L'avantage de cette méthode est qu'elle est facilement reproductible, à la condition d'avoir une couverture LiDAR de son territoire, et peut, en complément de la retenue des aires naturelles d'intérêt (ZNIEFF, RBI, etc.), servir de raisonnement de base aux futurs projets de Trame vieux bois sur

le territoire métropolitain.

c. Analyse critique des résultats de continuité écologique

Quoique fragmenté par les axes de communications en fond de vallée, les agglomérations et les terres agricoles, le territoire du PNRPA est couvert à hauteur de 60% par des milieux boisés. Cette forte emprise forestière représente un atout pour la proposition d'une Trame vieux bois comme le démontre les simulations de conductivité écologique : plus le couvert forestier est important, plus la dispersion des espèces forestières depuis les réservoirs de biodiversité potentiels est facilitée. Ces résultats sont à intégrer dans la réflexion d'une TVB avec précaution.

Les coefficients de friction donnés en entrée ont été définis empiriquement, sans valeurs de comparaison disponibles. Malgré des travaux conséquents sur les capacités de certaines espèces à se disperser en milieux forestiers (Cipièrre, 2012), sans valeurs de friction précisément définies il est difficile d'évaluer la pertinence des coefficients choisis. Pour modéliser différentes capacités de dispersion, seule la valeur totale de dispersion est modulée utilisant des espèces modèles telles que le chevreuil. Ceci ne prend pas en compte les inégalités entre espèces forestières pour traverser des milieux ouverts par exemple. Dans l'optique d'une méthode standardisée de création d'une Trame vieux bois, un important travail de recherche est à conduire pour déterminer rigoureusement des valeurs de friction pour des espèces modèles.

Pour pallier ces biais potentiels, nous avons proposé une méthodologie de gestion adaptée au bon fonctionnement de la sous-trame, en repérant le long de liens importants les zones « prioritaires » à faire vieillir afin de créer de nouveaux réservoirs de biodiversité. Cette méthode reste un exemple comme un autre, priorisant les parcelles publiques aux parcelles privées présentant déjà un fort IBP.

Des espèces patrimoniales auraient également pu être prises en compte afin de déterminer les aires à préserver (voir Annexe 5.11). Les occurrences de ces espèces ne recoupent pas systématiquement les réservoirs identifiés. Cette approche est donc complémentaire de celle développée dans le cadre de ce travail.

Conclusion

Un premier axe de travail correspond à l'exploitation des données issues du jeu de placettes de calibration LiDAR et la valorisation de ces données. Ces analyses visent à identifier les données clés et les lacunes à combler pour mieux comprendre les dynamiques des forêts du PNRPA. La valorisation de ces données permet d'établir des stratégies de suivi adaptées notamment grâce à un plan d'échantillonnage optimisé.

L'étude des effets du climat sur les dépérissements a révélé que, bien que le PNR ait été préservé des effets des changements climatiques jusqu'à présent, il devrait subir des impacts significatifs à moyen et long terme. La réduction des précipitations en période de végétation, associée à l'augmentation des températures, entraînera un accroissement du déficit d'évaporation estival. Nous avons identifié ce phénomène comme la première cause climatique du dépérissement du hêtre et du sapin. Pour ce qui est des caractéristiques du peuplement, la mortalité du Hêtre serait diminuée pour des densités faibles, tandis que la mortalité du Sapin est d'autant plus diminuée qu'il est en mélange avec une proportion non négligeable de Hêtre. Adapter les pratiques sylvicoles serait ainsi un levier pour adapter les massifs au changement climatique.

Cette étude met en lumière l'intérêt de l'intégration du niveau de naturalité des forêts dans leur gestion afin d'améliorer leur capacité d'adaptation face au changement climatique. La détermination d'indicateurs pertinents pour le territoire et fiables permet d'évaluer l'état des écosystèmes forestiers et d'orienter les pratiques sylvicoles vers une meilleure résilience. Ces résultats soulignent le conflit prévu entre naturalité et dépérissement d'un peuplement au niveau du bois mort ainsi que le fait qu'une gestion favorisant la diversité des essences et des habitats forestières pourrait améliorer l'état de santé des peuplements et leur résilience.

Les relevés plus spécifiques aux DMH réalisés sur la forêt de Bellissens ont permis de souligner la bonne qualité écologique de cette dernière. Ces relevés pourront être renouvelés pour étudier si l'adaptation des densités est la manière la plus efficace d'augmenter la résilience des peuplements en vue du changement climatique.

Enfin, l'identification de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques constitue une première étape clé dans la mise en place d'une Trame vieux bois au sein des forêts du PNRPA. En conservant des forêts matures et en accompagnant l'évolution de nouvelles zones, cette trame permettra de préserver sur le long terme des habitats essentiels tout en soutenant la connectivité écologique du territoire.

Bibliographie

- Amsallem, J., Deshayes, M., Bonneville, M., 2010. Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux & Territoires* 3, 40–45. <https://doi.org/10.3917/set.003.0040>
- Bauhus, J., I. Forrester, D., Gardiner, B., Jactel, H., Vallejo, R., Pretzsch, H., 2017. Ecological Stability of Mixed-Species Forests. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_7
- Bonneil, P., 2024. Massif de l'Arize, versant nord. (No. 730012056). INPN, SPN-MNHN, Paris.
- Bonnet, R., Boucher, O., Deshayes, J., Gastineau, G., Hourdin, F., Mignot, J., Servonnat, J., Swingedouw, D., 2021. Presentation and Evaluation of the IPSL-CM6A-LR Ensemble of Extended Historical Simulations. *J Adv Model Earth Syst* 13, e2021MS002565. <https://doi.org/10.1029/2021MS002565>
- Bréda, N., Badeau, V., 2008. Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus. Géoscience* 340, 651–662. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.08.003>
- Brulebois, E., Castel, T., Richard, Y., Chateau-Smith, C., Amiotte-Suchet, P., 2015. Hydrological response to an abrupt shift in surface air temperature over France in 1987/88. *Journal of Hydrology* 531, 892–901. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.026>
- Brumelis, G., Jonsson, B., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Shorohova, E., 2011. Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity. *Silva Fenn.* 45. <https://doi.org/10.14214/sf.446>
- Brunet, J., Von Oheimb, G., 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86, 429–438. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00269.x>
- Bujoczek, L., Bujoczek, M., Zięba, S., 2021. How much, why and where? Deadwood in forest ecosystems: The case of Poland. *Ecological Indicators* 121, 107027. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107027>
- Bütler, Rita, Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L., 2020. Connaître, conserver et promouvoir les arbres-habitats., Notice pour le praticien.
- Bütler, R, Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L., 2020. Guide de poche des dendromicrohabitats. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL Birmensdorf 58.
- Centre de ressources pour la mise en œuvre de la Trame verte et bleue, 2024. Trame verte et bleue, Centre de ressources pour la mise en œuvre de la Trame verte et bleue [WWW Document]. URL <https://www.trameverteetbleue.fr/> (accessed 11.20.24).
- Chailloux, M., Amsallem, J., 2018. BioDispersal : a QGIS plugin for modelling potential dispersal areas.
- Cipière, M., 2012. Etat de l'art des connaissances scientifiques actuelles concernant la mise en place de la Trame verte et bleue en milieu forestier.
- CNPF Hauts-de-France Normandie, 2019. Les fiches des différents types de peuplement.
- Collard, M., 2024. Prédiction et spatialisation de l'IBP par télédétection optique et LiDAR. DYNAFOR - INRAE.
- Commission Européenne, 2020. Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030.
- Compton, J.E., Boone, R.D., 2000. Long-Term Impacts of Agriculture on Soil Carbon and Nitrogen in New England Forests. *Ecology* 81, 2314–2330. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2314:LTIOAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2314:LTIOAO]2.0.CO;2)
- Coq, F., Séjourné, F., 2023. LIDAR HD Présentation des cas d'usages pour la forêt.
- Csardir, G., Nepusz, T., 2005. igraph – Network analysis software [WWW Document]. URL (accessed 12.13.24).
- Das, A.J., Stephenson, N.L., Davis, K.P., 2016. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. *Ecology* 97, 2616–2627. <https://doi.org/10.1002/ecy.1497>
- Département de la santé des forêts, 2018. Quantifier l'état de santé de la forêt, méthode simplifiée d'évaluation.
- Du Bus De Warnaffe, G., Devillez, F., 2002. Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères. *Ann.*

- For. Sci. 59, 369–387. <https://doi.org/10.1051/forest:2002013>
- Dupouey, J.-L., Sciama, D., Dambrine, E.E., Koerner, W., 2002. La Végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française* 54, 521.
- FAO Rome, 2020. The State of the World's Forests 2020. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Fédération des Parcs naturels régionaux, 2024. Les Parcs, territoires de biodiversité [WWW Document]. Fédération des Parcs naturels régionaux. URL <https://www.parcs-naturels-regionaux.fr/les-enjeux/biodiversite/les-parcs-territoires-de-biodiversite> (accessed 12.9.24).
- Foster, D.R., 1992. Land-Use History (1730-1990) and Vegetation Dynamics in Central New England, USA. *Journal of Ecology* 80, 753–771. <https://doi.org/10.2307/2260864>
- Gautier, V., 2024. Etude du lien entre la diversité potentielle, la diversité observée, la présence d'essences allochtones et l'état de santé des peuplements forestiers (Rapport de projet tutoré). Université de Lorraine - AgroParisTech, Nancy.
- Gilg, O., 2004. Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi, Cahiers techniques. Atelier technique des espaces naturels, Montpellier.
- Girvan, M., Newman, M.E.J., 2002. Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 7821–7826. <https://doi.org/10.1073/pnas.122653799>
- Glatzel, G., 1991. The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research* 27, 1–8. <https://doi.org/10.1007/BF01048603>
- GMN, 2023. Dynamique des dépérissements et adaptation des sapinières sur le Pays de Sault et optimisation de la séquestration du carbone en forêt. AgroParisTech, Nancy.
- Goudet, M., Nageleisen, L.-M., 2019. Protocole Dépéris : méthode de notation simplifiée de l'aspect du houppier des arbres forestiers dans un contexte de dépérissement (dossier : dépérissements : la boîte à outils s'enrichit). *Forêt & Innovation* 36–40.
- Hermy, M., 1994. Effects of former land use on plant species diversity and pattern in European deciduous woodlands, in: Boyle, T.J.B., Boyle, C.E.B. (Eds.), *Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 123–144. https://doi.org/10.1007/978-3-642-78972-4_8
- Hermy, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91, 9–22. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2)
- Hermy, M., Verheyen, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity, in: Nakashizuka, T. (Ed.), *Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems*. Springer Japan, Tokyo, pp. 361–371. https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_1
- Hervé, N., 2023. Synthèse du sixième rapport de synthèse du GIEC.
- Hijmans, R.J., Bivand, R., Cordano, E., Dyba, K., Pebesma, E., Sumner, M.D., 2024. terra: Spatial Data Analysis.
- IGN, 2018. Un inventaire forestier annuel sur l'ensemble de la France métropolitaine.
- IGN, 2014. Les données de l'inventaire forestier : État des lieux et évolution.
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J.R., Koricheva, J., Meurisse, N., G. Brockerhoff, E., 2017. Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1>
- Jolivot, C., 2020. Identification, cartographie et caractérisation écologique des forêts non fragmentées et des zones forestières de quiétudes au sein du Parc Naturel des Pyrénées Ariégoises. AgroParisTech.
- Karger, D.N., Lange, S., Hari, C., Reyer, C.P.O., Conrad, O., Zimmermann, N.E., Frieler, K., 2023. CHLSA-W5E5: daily 1 km meteorological forcing data for climate impact studies. *Earth Syst. Sci. Data* 15, 2445–2464. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2445-2023>
- Keenan, R.J., 2015. Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. *Annals of*

- Forest Science 72, 145–167. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0446-5>
- Koerner, W., Dupouey, J.L., Dambrine, E., Benoit, M., 1997. Influence of Past Land Use on the Vegetation and Soils of Present Day Forest in the Vosges Mountains, France. *Journal of Ecology* 85, 351–358. <https://doi.org/10.2307/2960507>
- Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U.-B., Bütler, R., Herrmann, S., Schneider, O., Wermelinger, B., 2014. Bois mort en forêt : Formation, importance et conservation., Notice pour le praticien. Institut fédéral de recherches WSL.
- Larrieu, L., 2014a. Les dendro-microhabitats: facteurs clés de leur occurrence dans les peuplements forestiers, impact de la gestion et relations avec la biodiversité taxonomique 333 p.
- Larrieu, L., 2014b. Les dendro-microhabitats : facteurs clés de leur occurrence dans les peuplements forestiers, impact de la gestion et relations avec la biodiversité taxonomique. Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests1. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012-077>
- Larrieu, L., Gonin, P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française* 60, 727–748. <https://doi.org/10.4267/2042/28373>
- Lebourgeois, F., Pierrat, J.-C., Godfroy, P., Ulrich, E., Cecchini, S., Lanier, M., 2006. Phénologie des peuplements du réseau RENECOFOR: variabilité entre espèces et dans l'espace, et déterminisme climatique.
- Les scénarios SSP | Carbone 4 [WWW Document], n.d. URL <https://carbone4.com/fr/publication-scenarios-ssp-adaptation> (accessed 12.18.24).
- Myhre, G., Alterskjær, K., Stjern, C.W., Hodnebrog, Ø., Marelle, L., Samset, B.H., Sillmann, J., Schaller, N., Fischer, E., Schulz, M., Stohl, A., 2019. Frequency of extreme precipitation increases extensively with event rareness under global warming. *Sci Rep* 9, 16063. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52277-4>
- OFB, 2024. Le projet Life intégré ARTISAN [WWW Document]. URL <https://www.ofb.gouv.fr/le-projet-life-integre-artisan> (accessed 12.10.24).
- OFB (Ed.), 2020. Bilan pour l'action de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020: synthèse de l'évaluation, Comprendre pour agir. Office français de la biodiversité, Vincennes.
- ONF, 2023a. Les forêts françaises sous monitoring [WWW Document]. Office national des forêts. URL <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+1bab::les-forets-francaises-sous-monitoring.html> (accessed 12.9.24).
- ONF, 2023b. Un observatoire des écosystèmes forestiers [WWW Document]. Office national des forêts. URL <https://www.onf.fr/renecofor/+17c6::un-observatoire-des-ecosystemes-forestiers.html> (accessed 12.11.24).
- ONF, 2014. Forêt domaniale de Bellissens - Aménagement forestier 2015-2034 [WWW Document]. URL <https://www.onf.fr/++amgt++A025839U/++zfiles++55c5afc1> (accessed 12.11.24).
- ONF Direction Territoriale Sud-Ouest, 2024. Manuel pour la description de la Hêtraie-Sapinière des Pyrénées et du sud Massif Central. Typologie des peuplements.
- Peterken, G.F., Game, M., 1984. Historical Factors Affecting the Number and Distribution of Vascular Plant Species in the Woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72, 155–182. <https://doi.org/10.2307/2260011>
- Piedallu, C., Richard, J.-B., Villiers, T., Gaudin, S., Lebourgeois, F., Legay, M., Perez, V., Daviller, S., Thirion, E., Riofrio-Dillon, G., Nicolas, M., Kochert, T., Cazet, M., Carnot-Milard, L., Madesclaire, A., Hodapp, R., n.d. Cartographie de l'évolution de la contrainte hydrique en contexte de réchauffement climatique, et exemple d'utilisation dans le cadre des catalogues et guides de stations forestières.
- Pötzelberger, E., Schuck, A., 2021. How does forest management affect biodiversity? Knowledge to Action (EFI) 7.
- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E., 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed

- versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biol (Stuttg)* 15, 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>
- Rossi, M., Vallauri, D., 2013. Evaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2. <https://doi.org/10.13140/2.1.4973.8565>
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C., Warzée, N., 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Ann. For. Sci.* 63, 613–624. <https://doi.org/10.1051/forest:2006044>
- Sallebert, M., 2024. Élaboration d'une méthodologie pour une Trame forestière fonctionnelle dans le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (Mémoire de fin d'études).
- Searle, E.B., Chen, H.Y.H., Paquette, A., 2022. Higher tree diversity is linked to higher tree mortality. *Proc Natl Acad Sci U S A* 119, e2013171119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2013171119>
- Storaunet, K., Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V., 2005. Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. *Silva Fenn.* 39. <https://doi.org/10.14214/sf.479>
- Sussan, D.B., Monnet, J.-M., Fuhr, M., 2022. Caractérisation du degré de maturité des forêts du Morvan et cartographie des forêts matures.
- Swaenepoel, E., 2021. Mise en œuvre du second cycle du Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF) sur la Réserve naturelle nationale de la Forêt d'Orient : suivi de l'évolution de la dynamique forestière et évaluation de l'état de conservation des habitats.
- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L.-M., Bréda, N., Gégout, J.-C., 2021. Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. *Forest Ecology and Management* 489, 119048. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119048>
- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Perez, V., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L.-M., Bontemps, J.-D., Gégout, J.-C., 2019. Background mortality drivers of European tree species: climate change matters. *Proc. R. Soc. B.* 286, 20190386. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0386>
- Tilman, D., 1999. The Ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A Search for General Principles. *Ecology* 80, 1455–1474. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1455:TECOCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1455:TECOCI]2.0.CO;2)
- Tüxen, R., Preising, E., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung mit 10 Tabellen. Selbstverl. d. Bundesanst. für Vegetationskartierung, Stolzenau (Weser).
- Young, D.J.N., Estes, B.L., Gross, S., Wuenschel, A., Restaino, C., Meyer, M.D., 2023. Effectiveness of forest density reduction treatments for increasing drought resistance of ponderosa pine growth. *Ecological Applications* 33, e2854. <https://doi.org/10.1002/eap.2854>

Annexes

Annexe 1.1 : Tableaux récapitulatifs des modifications réalisées pour les catégories de DMH et pour les différentes essences mal renseignées.

Tableau A : Tableau récapitulatif des regroupements d'essences effectués

Essence	Sigles initiaux	Sigles finaux
Chêne	CHS + CHP + CHX	CHE
Chêne méditerranéen	CHV + CHY	CHEMED
Frêne	FRC	FRE
Aulne	AUG	AUL
Bouleau	BOP + BOV	BOU
Pin	P.O + P.L + P.N + P.X + PCO	PIN
Tilleul	TIP + TIG	TIL
Erable	ERP + ERS + ERC	ERA
Autres	HOU + NOI + NOY + MEE + SAU + ROB	AUTRE

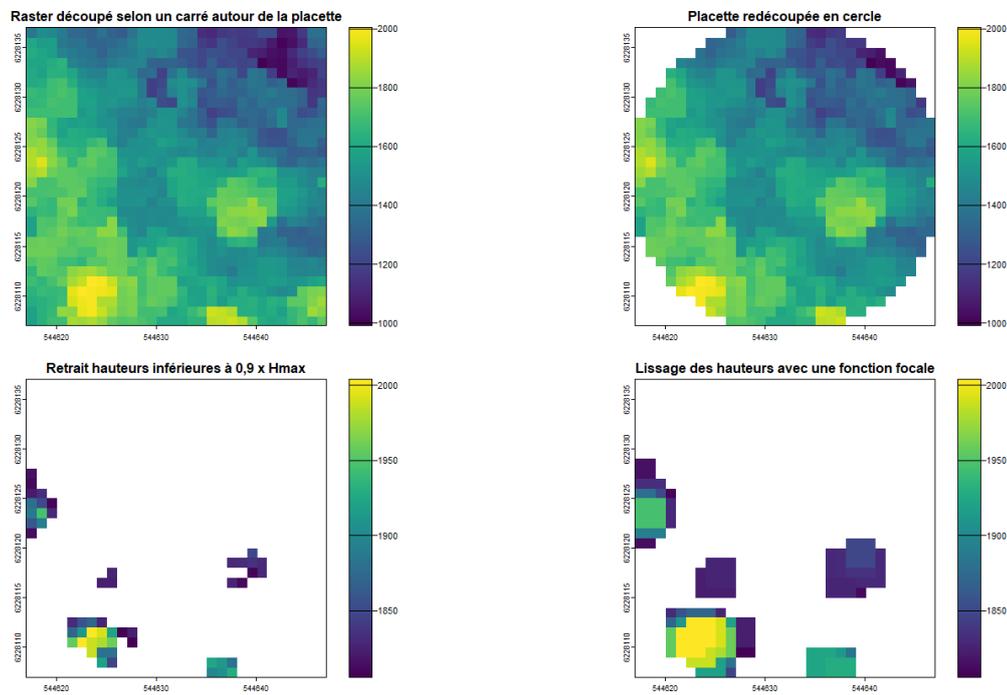
Tableau B : DMH mal renseignés

Catégories DMH initiales	Changement	Catégories finales
RA, LO, RI, À, NO	Supprimées	/
ÊR	Modifiées	GR
ÐE	Modifiées	DE

Tableau C : Essences mal renseignées

Essences	Initial	Final
Chêne	CH	CHE
Chêne pédonculé	ChP + chp	CHP
Châtaignier	Cht + cht	CHT
Douglas	DOI + Dou + dou	DOU
Merisier	Meu	MER
Pin sylvestre	PS	P.S
Sapin pectiné	s.p + SP + SP + S,P	S.P
Hêtre	Het + HE + HER	HET
Chêne sessile	chs	CHS
Epicéa commun	epc	EPC
Chêne pubescent	chy	CHY
Frêne commun	frc	FRC
Pin noir	PN	P.N
Case vide	NA	AUT

Annexe 1.2 : Visualisation des étapes de transformation du MNH pour calculer les différents types de hauteur dominante



Annexe 1.3 : Liste des essences et de leurs abréviations.

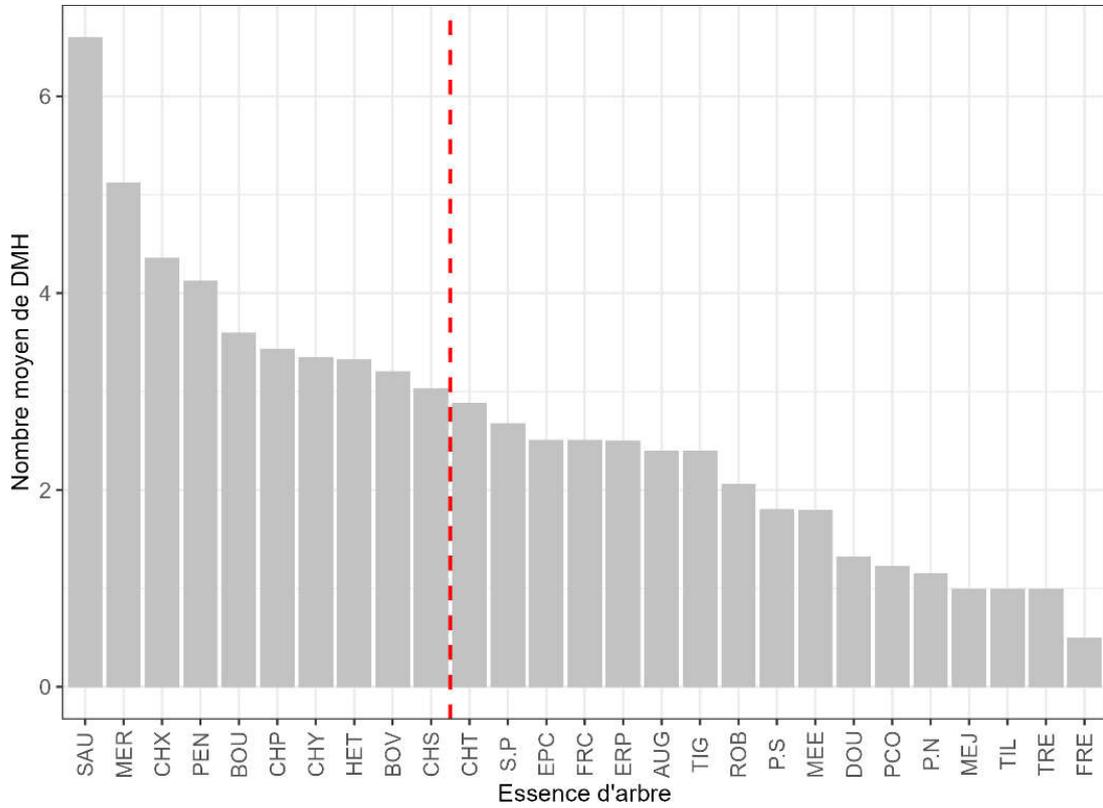
La colonne « Protocole ou jeu de données » fait référence à la présence ou non de l’abréviation dans la légende du Protocole LiDAR, les lignes comportant « Jeu de données » ne correspondant pas à cette légende.

Type	Essence	Abréviation	Protocole ou jeu données
Feuillus	Alisier blanc	ALB	Protocole
	Alisier divers	ALI	Protocole
	Aulne glutineux	AUG	Protocole
	Aulne divers	AUL	Protocole
	Bouleau pubescent	BOP	Protocole
	Bouleau divers	BOU	Protocole
	Bouleau verruqueux	BOV	Jeu de données
	Buis	BUI	Protocole
	Charme	CHA	Protocole
	Châtaignier	CHT	Jeu de données
	Chêne pédonculé	CHP	Jeu de données
	Chêne pubescent	CHY	Jeu de données
	Chêne sessile	CHS	Jeu de données
	Chêne sessile ou	CHX	Protocole

	pédonculé		
	Chêne vert	CHV	Protocole
	Cormier	COR	Protocole
	Erable divers	ERA	Jeu de données
	Erable champêtre	ERC	Protocole
	Erable de Montpellier	ERM	Protocole
	Erable plane	ERP	Protocole
	Erable sycomore	ERS	Protocole
	Frêne oxyphille	FRO	Protocole
	Frêne commun	FRC	Jeu de données
	Fruitier divers	FRU	Protocole
	Houx	HOU	Protocole
	Merisier	MER	Protocole
	Néflier	NEF	Protocole
	Noyer commun	NOC	Protocole
	Noisetier	NOI	Protocole
	Noyer divers	NOY	Protocole
	Orme champêtre	ORC	Protocole
	Orme divers	ORM	Protocole
	Orme des montagnes	ORT	Protocole
	Peuplier noir	PEN	Protocole
	Peuplier divers	PEU	Protocole
	Pommier sauvage	POM	Protocole
	Tilleul à grandes feuilles	TIG	Protocole
	Tilleul divers	TIL	Protocole
	Tilleul à petites feuilles	TIP	Protocole
	Saule marsault	SAM	Protocole
	Saule	SAU	Protocole
	Sorbier des oiseleurs	SOR	Protocole
Résineux	Douglas	DOU	Jeu de données
	Mélèze d'Europe	MEE	Protocole
	Pin laricio de corse	PCO	Protocole
	Pin divers autre que maritime et sylvestre	PIN	Protocole
	Pin laricio	P. L	Protocole
	Pin noir divers	P. N	Protocole
	Pin noir d'Autriche	P. O	Protocole
	Pommier,Prunier, Poirier	PPP	Protocole
	Pin sylvestre	P. S	Protocole
	Pin weymouth	P. W	Protocole
	Pin à crochets	P. X	Protocole
	Sapin de Nordmann	S. N	Protocole
	Sapin pectiné	S. P	Jeu de données

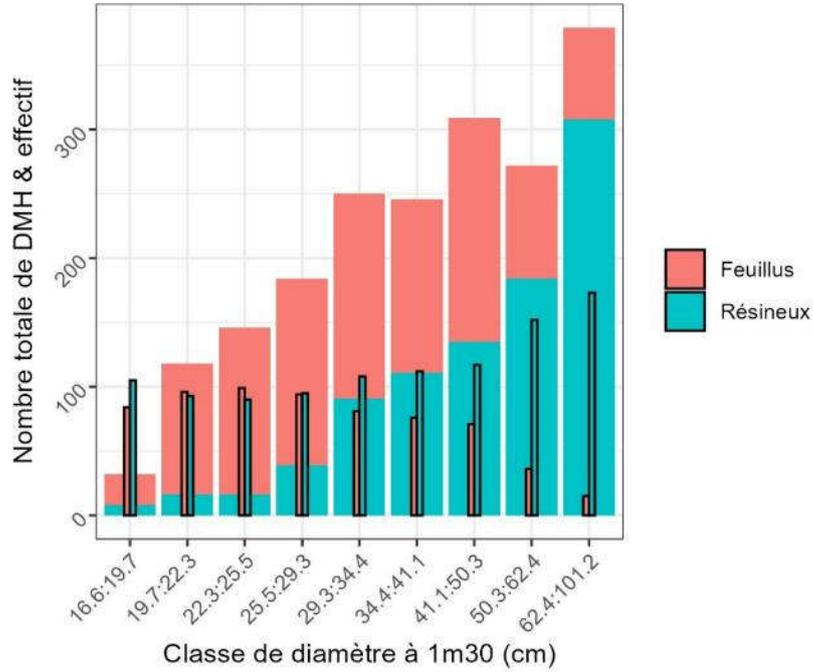
Annexe 1.4 : Nombre moyen de DMH par essence d'arbre

La ligne rouge permet de faciliter la lecture du graphe en indiquant les 10 essences les plus présentes. Ce sont celles qui ont été étudiées dans la partie Résultats du rapport.



Annexe 1.5 : Répartition des DMH selon les classes de diamètres des arbres de la forêt de Bellissens

Les effectifs de chaque sont classe sont le plus proche possible. Les bars fines correspondent aux effectifs de résineux et de feuillus au sein de chaque classe

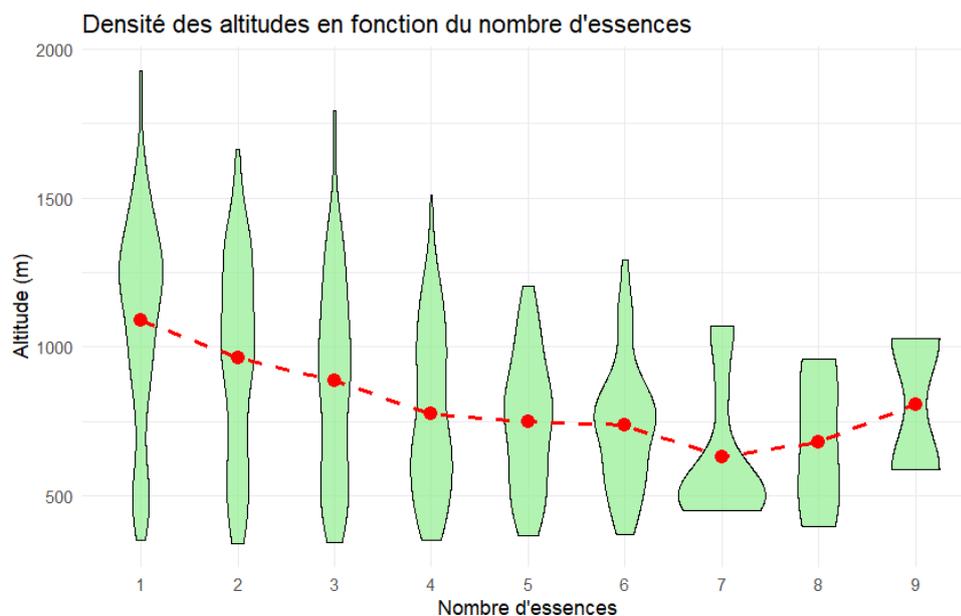


Annexe 1.6 : Liste des abréviations des espèces retenues pour la variable « Essences peu fréquentes ».

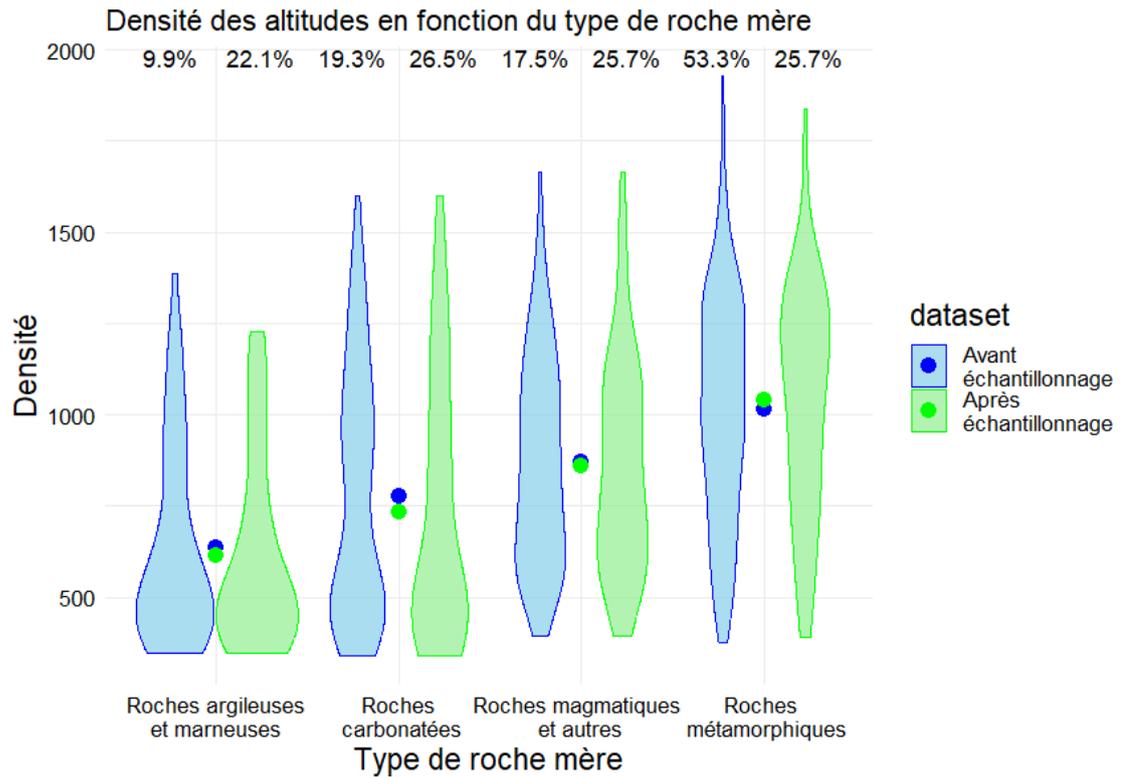
Se référer à l'Annexe 1.3 pour la correspondance avec les noms d'essences.

Espèces retenues : ALB, ALI, ALT, BOP, BOU, BUI, CHA, CHV, COR, ERA, ERM, ERP, ERS, FRO, FRU, MEE, NEF, NOC, NOY, ORC, ORM, ORT, P.L, P.O, P.W, P.X, PCO, PEN, PEU, PIN, POM, PPP, S.N, SAM, SAU, SOR, TIG, TIL, TIP

Annexe 1.7 : Analyse de l'influence des variables « Nb_ess » (pondération) et « Geol » (stratification) sur la répartition altitudinale des placettes après échantillonnage.



Ce premier graphique nous montre qu'en donnant un poids plus important lors de l'échantillonnage aux placettes avec un nombre d'essences au moins supérieur à 6, on augmente également le poids des placettes à basse altitude.



Sur ce second graphique, les points colorés indiquent les altitudes moyennes pour chaque violin plot, et les pourcentages apparaissant au-dessus de chaque violin plot indiquent la proportion de placettes correspondantes dans chaque dataset. On constate qu'en prenant un nombre égal de placettes dans chaque strate de type de roche mère, on augmente ainsi la proportion de placettes à basse altitude (notamment la proportion de placettes sur des roches argileuses et marneuses).

Annexe 1.8 : Récapitulatif des différents protocoles pouvant compléter les

inventaires. Les notes d'intérêts et de coûts en temps sont basés sur nos expériences et savoir personnel (IGN, 2018; ONF, 2023b).

Nom du relevé	Exemple de protocoles	Coût en temps	Intérêt	Ce que l'on peut en faire
Dépérissement	Dépéris (ONF) ou ARCHI (CNPf)	Moyen - Fort	Fort	Etat des lieux sanitaires des forêts
Recouvrement des différentes strates ligneuses	Protocole forêt et changement climatique de l'ONF	Faible	Moyen - Fort	Ouverture de milieu, Approche indirecte de la régénération (recouvrement des ligneux < 2m)
DMH sur les feuillus (D > 20cm) et les résineux (D>30cm)		Faible - Moyen	Moyen	
Petit bois mort au sol	Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF)	Fort	Moyen	Volume de bois mort
Régénération et abroustissement	PSDRF	Fort	Fort	
Humus	Clé de détermination Jabiol et al 2009	Faible	Moyen - Fort	Diagnostic stationnel
Qualité des bois	Protocole de l'Inventaire forestier national	Moyen	Moyen - Fort	Capital financier

Annexe 1.9 : Tableau présentant les jeux de données IGN et Renecofof et proposition de valorisation par le PNRPA (IGN, 2018)

Caractéristiques	Placettes IGN	Renecofof
Organisme de suivi	IGN	ONF
Date de début des inventaires	1961 : premières placettes, avec quelques départements couverts chaque année. Depuis 2005, tous les départements sont couverts chaque année.	1992
Nombre de placettes	≈ 7000 / an, sur toute la France	102 placettes permanentes, sur toute la France
Nombre de placettes dans le PNRPA	121 entre 2019 et 2023	2
Principales données récoltées (en 2024)	Données arbres Données pédologiques Données sanitaires Données flore Données bois mort	Données arbres Données pédologiques Données flore Données atmosphériques
Valorisation potentielle en lien avec les placettes calibration	<ul style="list-style-type: none"> Etat sanitaire global du territoire chaque année Connaissance des espèces floristiques forestières remarquables du territoire et des habitats concernés (données flores) Estimation de la répartition du PBMS au sein du PNR PA si pas les moyens d'effectuer le suivi sur les placettes de calibration	Suivi annuel de l'état sanitaire d'une placette de sapin et de hêtre → données sur des pas de temps court pour quantifier impacts en « temps réel » du changement climatique.
Limites	Pas de suivi à long terme : les placettes ne sont mesurées que 2 fois, à 5 ans d'intervalle La localisation précise des placettes n'est pas diffusée par l'IGN	Seulement deux placettes sur le territoire du PNRPA Question de l'accessibilité et de la diffusion des données par l'ONF

Annexe 2.1 : Variables explicatives utilisées dans nos modèles

Nom de la variable	Code	Description	Unité	Source
Variables de peuplement				
Surface terrière	G	Somme de la surface terrière de chaque arbre sur la placette ramenée à l'hectare	m ² /ha	Calculée à partir de IFN
Coefficient de Gini	Gini	Coefficient de Gini de la circonférence de chaque arbre de la placette	/	Calculée à partir de IFN
Variables climatiques (passé et présent)				
Températures	t moy_ref	Température moyenne annuelle sur la période de référence (1961-1990)	°C	DIGITALIS v.3 2023
	t moy_ctp	Température moyenne annuelle sur la période contemporaine (1991-2023)	°C	DIGITALIS v.3 2023
Précipitations	prec_veg_ref	Moyenne sur la période de référence du cumul de pluie sur la saison de végétation (avril-sept)	mm	Calculée à partir de DIGITALIS v.3 2023
	prec_veg_ctp	Moyenne sur la période contemporaine du cumul de pluie sur la saison de végétation (avril-sept)	mm	Calculée à partir de DIGITALIS v.3 2023
Bilans hydriques	bhc_et_ref	Moyenne du bilan hydrique climatique (P- ETP) estival sur la période de référence	mm	DIGITALIS v.3 2023
	bhc_et_ctp	Moyenne du bilan hydrique climatique (P- ETP) estival sur la période de référence	mm	DIGITALIS v.3 2023
Déficits d'évaporation	deth_et_ref	Moyenne du déficit d'évaporation en eau des sols calculée avec la formule de Thornthwaite (etp-etr) en été sur la période de référence	mm	DIGITALIS v.3 2023
	deth_et_ctp	Moyenne du déficit d'évaporation en eau des sols calculée avec la formule de Thornthwaite (etp-etr) en été sur la période contemporaine	mm	DIGITALIS v.3 2023
Températures minimales	tmin_hi_ref	Moyenne des températures minimales hivernales sur la période de référence	°C	DIGITALIS v.3 2023
	tmin_hi_ctp	Moyenne des températures minimales hivernales sur la période contemporaine	°C	DIGITALIS v.3 2023
Températures maximales	tmax_et_ref	Moyenne des températures maximales estivales sur la période de référence	°C	DIGITALIS v.3 2023
	tmax_et_ctp	Moyenne des températures maximales estivales sur la période	°C	DIGITALIS v.3 2023

		contemporaine		
Température de l'année	t _{moy_annee}	Température moyenne de l'année n-1 ou n selon la date du relevé	°C	Calculée à partir de DIGITALIS v.3 2023
Précipitations de l'année	prec_veg_annee	Cumul de précipitations de l'année n-1 ou n selon la date du relevé	mm	Calculée à partir de DIGITALIS v.3 2023
Anomalies relatives entre la période de référence et la période contemporaine				
Evolution de températures	t _{moy_evol}	$t_{moy_ref}*(t_{moy_ctp}-t_{moy_ref})$	°CZ	Calculées à partir de DIGITALIS v.3 2023
Evolution de précipitations	prec_veg_evol	$(prec_veg_ctp-prec_veg_ref)/prec_veg_ref$	%	
Evolution de bilans hydriques	bhc_et_evol	$(bhc_et_ctp-bhc_et_ref)/bhc_et_ref$	%	
Evolution de déficits d'évaporation	deth_et_evol	$deth_et_ref*(deth_et_ctp-deth_et_ref)$	mmZ	
Evolution de températures minimales	t _{min_hi_evol}	$t_{min_hi_ref}*(t_{min_hi_ctp}-t_{min_hi_ref})$	°CZ	
Evolution de températures maximales	t _{max_et_evol}	$t_{max_et_ref}*(t_{max_et_ctp}-t_{max_et_ref})$	°CZ	
Variables climatiques (futur)				
Température moyenne annuelle	bio1	Température moyenne annuelle de l'air sur 30 ans	°C	CHELSA Modèle : IPSL-CM6A-LR Scénario : RCP8.5
Température moyenne mensuelle	tas	Température moyenne mensuelle de l'air sur 30 ans	°C	CHELSA Modèle : IPSL-CM6A-LR Scénario : RCP8.5
Précipitations mensuelles	pr	Précipitations moyennes sur 30 ans mensuelles	mm	CHELSA Modèle : IPSL-CM6A-LR Scénario : RCP8.5

Annexe 2.2 : Détail du filtrage de la base de données IFN

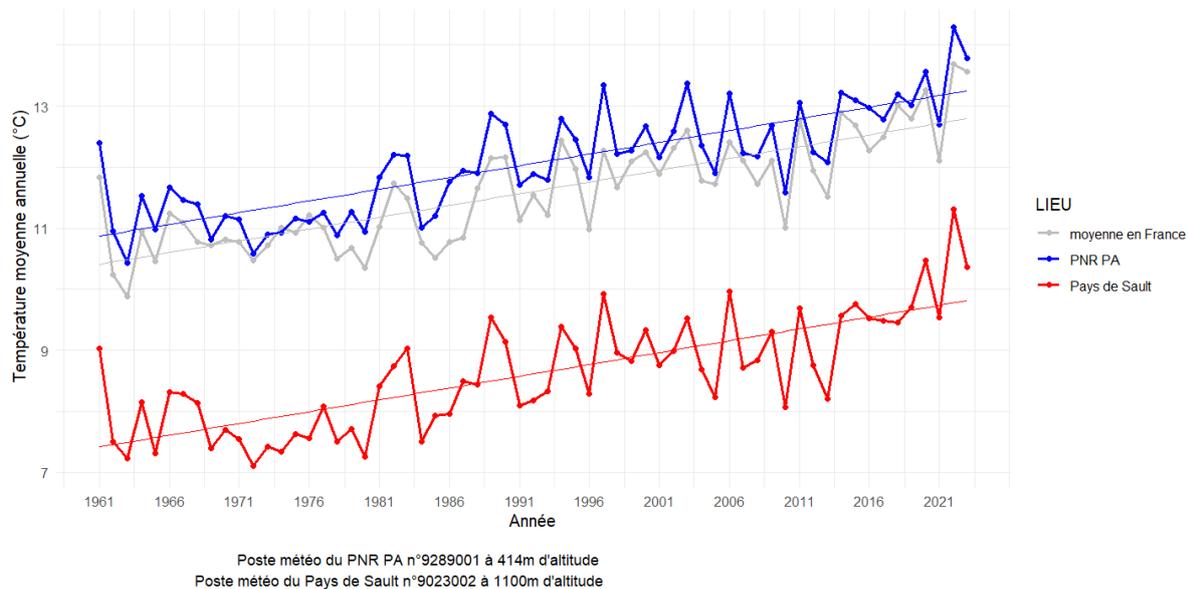
Le filtrage de la Base de données de l'IFN a consisté en une succession d'étapes :

- Seules les placettes réalisées à partir de 2009 sont conservées afin de comparer des protocoles identiques (variable CAMPAGNE).
- Seules les premières visites sont retenues car plus complètes que les suivantes (variable VISITE).
- Pour évaluer le dépérissement, les arbres morts sur pied et les arbres vivants sont sélectionnés par la variable VEGET.
- Uniquement les peuplements purs de Hêtre et de Sapin (> de 80 % de la surface terrière, cf. partie précédente) sont conservés, pour s'affranchir de l'effet du mélange. Cette sélection a été permise par le calcul de la surface terrière G pour chaque placette.
- Les coupes rases sont retirées, de mêmes que les peuplements non-recensables ou momentanément déboisés (variables DC et PEUPNR).
- Enfin, les placettes situées hors forêt sont retirées, selon la définition de la FAO reprise par l'IFN (FAO Rome, 2020), c'est-à-dire les placettes non situées au sein de couverts forestiers continus de plus de 50 ares (variables TM2 et TFORM).

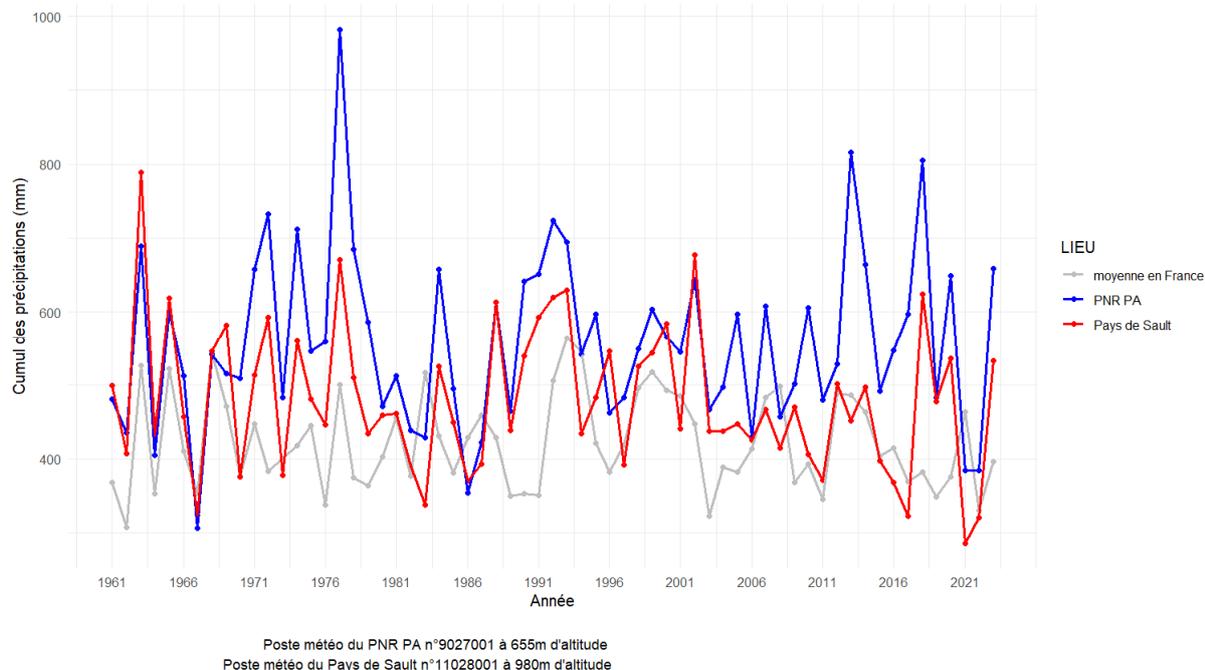
Le dernier niveau de filtrage élimine toutes les causes de dépérissement extérieures au changement climatique, le « bruit de fond » de la mortalité.

- Nous considérons uniquement les arbres dominants pour retirer la mortalité due à la compétition pour la lumière. A cet effet, un statut dominant ou dominé est attribué à chaque arbre :
 - Pour les arbres vivants, ce statut est attribué en fonction de l'accès à la lumière (variable LIB).
 - Pour les arbres morts, la variable LIB n'existe pas. Nous avons donc déterminé leur statut à partir de la circonférence à 1m30 (variable C13), pondérée en fonction de leur classe de diamètre. Si le rapport entre ce chiffre et la moyenne pondérée des circonférences de la placette était supérieur à un seuil défini pour chaque essence (Carletti, thèse en cours), l'arbre mort était considéré comme dominant.
- Finalement, les arbres morts dus à des incidents – incendies, tempêtes - sont supprimés grâce aux variables NINCID et OBSVEGET.

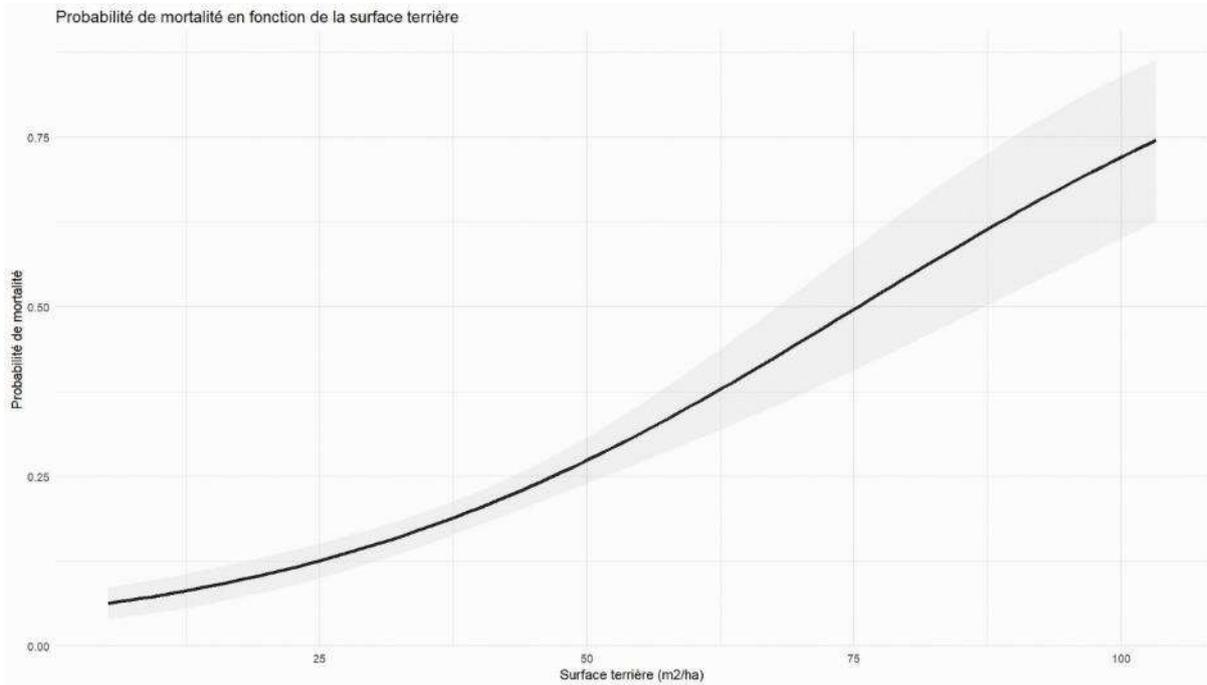
Annexe 2.3 : Evolution des températures moyennes annuelles



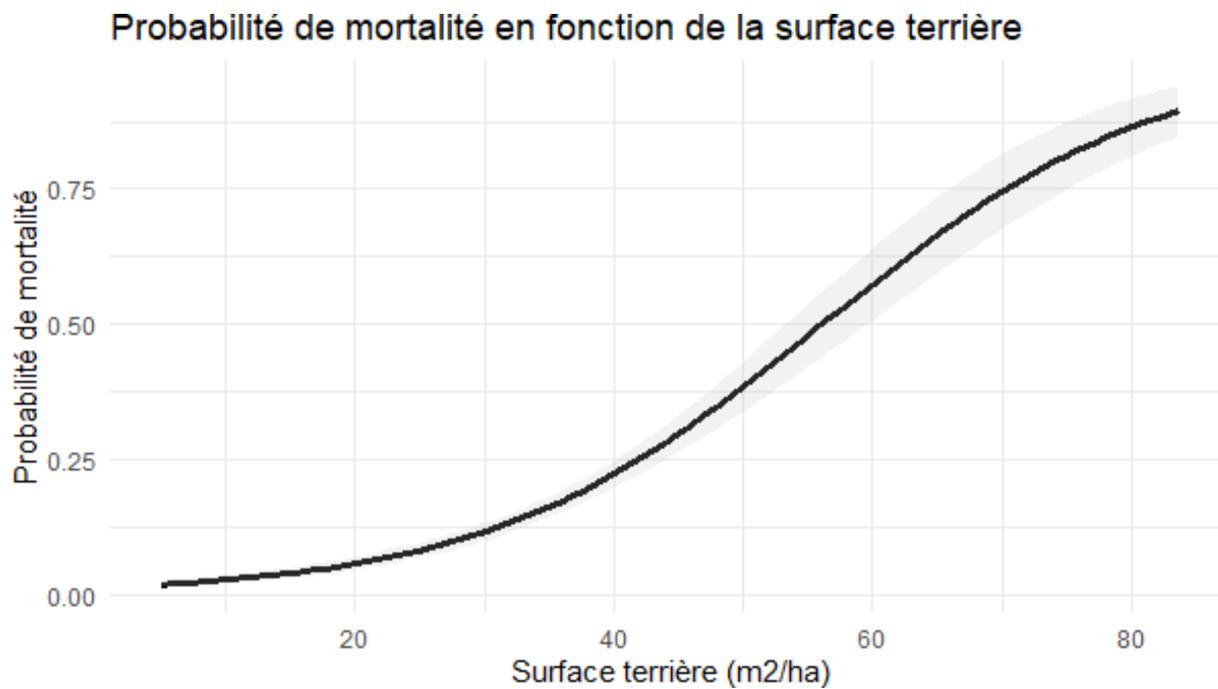
Annexe 2.4 : Evolution du cumul de précipitations sur la saison de végétation



Annexe 2.5 : Probabilité de mortalité en fonction de la surface terrière pour le Sapin pectiné



Annexe 2.6 : Probabilité de mortalité en fonction de la surface terrière pour le Hêtre



Annexe 3.1 : Simplification de la typologie de peuplement en classes de structure

Classe de structure	de	Typologie de peuplement correspondante
PB dom		1 : PB dom 2 : PB dom et GB épars 3 : PB et BM dom 5 : PB et GB dom
BM dom		4 : BM dom
BM et GB dom		7 : BM et GB dom
GB dom		8 : GB dom
TGB et TTGB dom		9 : TGB et TTGB dom

Annexe 3.2 : Description de la méthodologie de modélisation de la mortalité du Hêtre et du Sapin

Le modèle utilisé est un modèle linéaire généralisé de type binomial. Pour le modèle Sapin (et réciproquement pour le modèle Hêtre), les placettes en Hêtre pur sont exclues. Les variables sont ensuite ajoutées une à une en choisissant celle permettant d'obtenir la meilleure qualité d'ajustement du modèle (*d2 le plus élevé, avec d2 = proportion de déviance expliquée par le modèle par rapport à la déviance totale i.e. pour un modèle nul*), avec une relation linéaire ou quadratique, et étant significative (p-value < 5%). On arrête d'ajouter des variables lorsque celles-ci ne sont pas significatives.

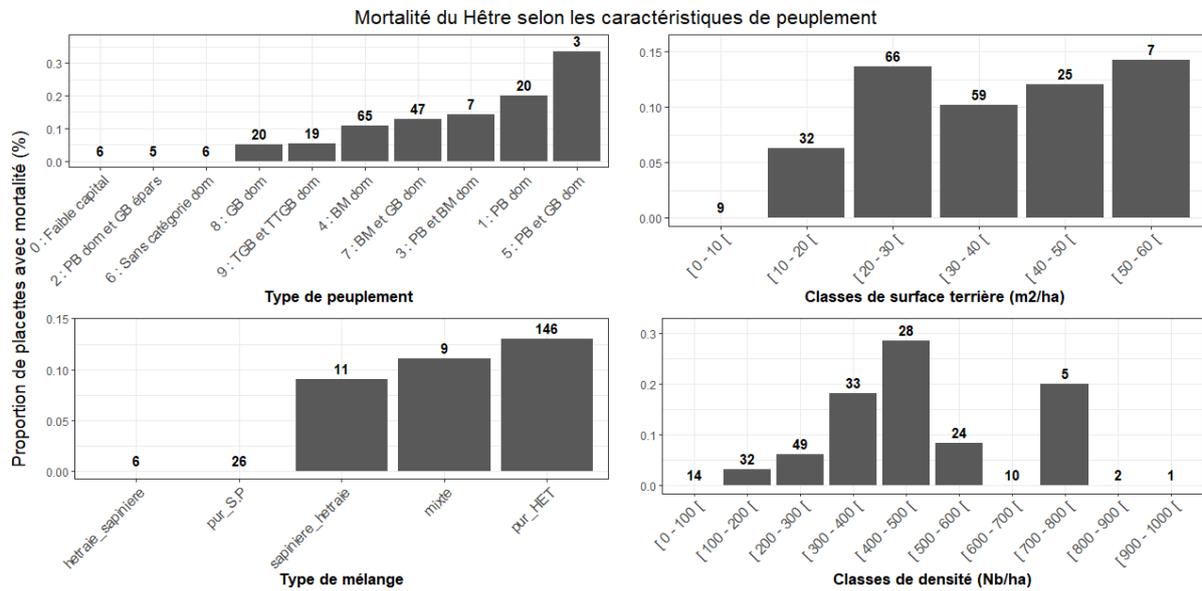
Ainsi, si l'on s'arrête à deux variables, la première meilleure avec un terme simple et la seconde avec un terme quadratiques on a :

$$mortalité_{\{SP\}} = A * variable_1 + B * variable_2 + C * variable_2^2 + constante$$

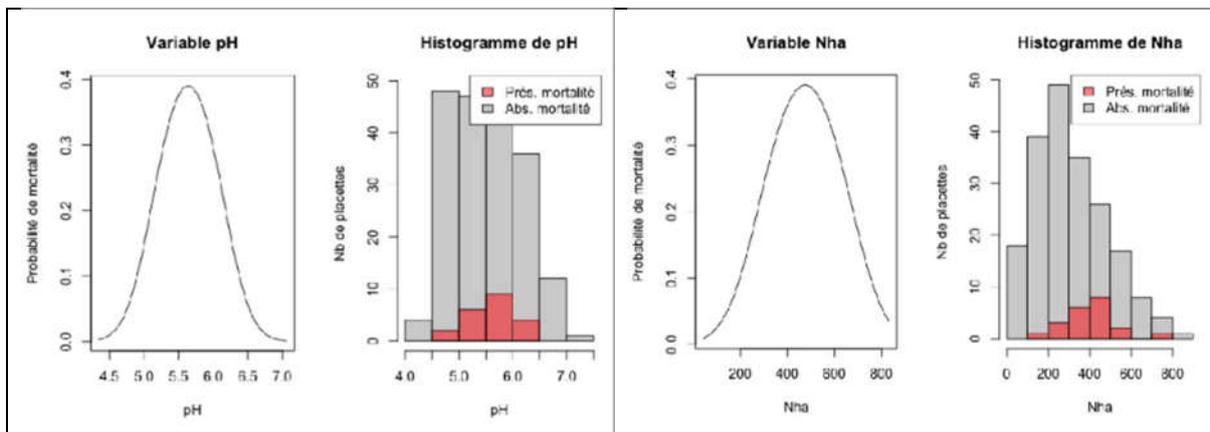
avec A,B,C coefficients associées aux variables.

Annexe 3.3 : Proportion de placettes avec mortalité de Hêtre selon les quatre

variables descriptives des peuplements : mélange, structure, surface terrière et densité de tiges. Les nombres en gras correspondent aux nombres de placettes dans chaque catégorie ou classe.

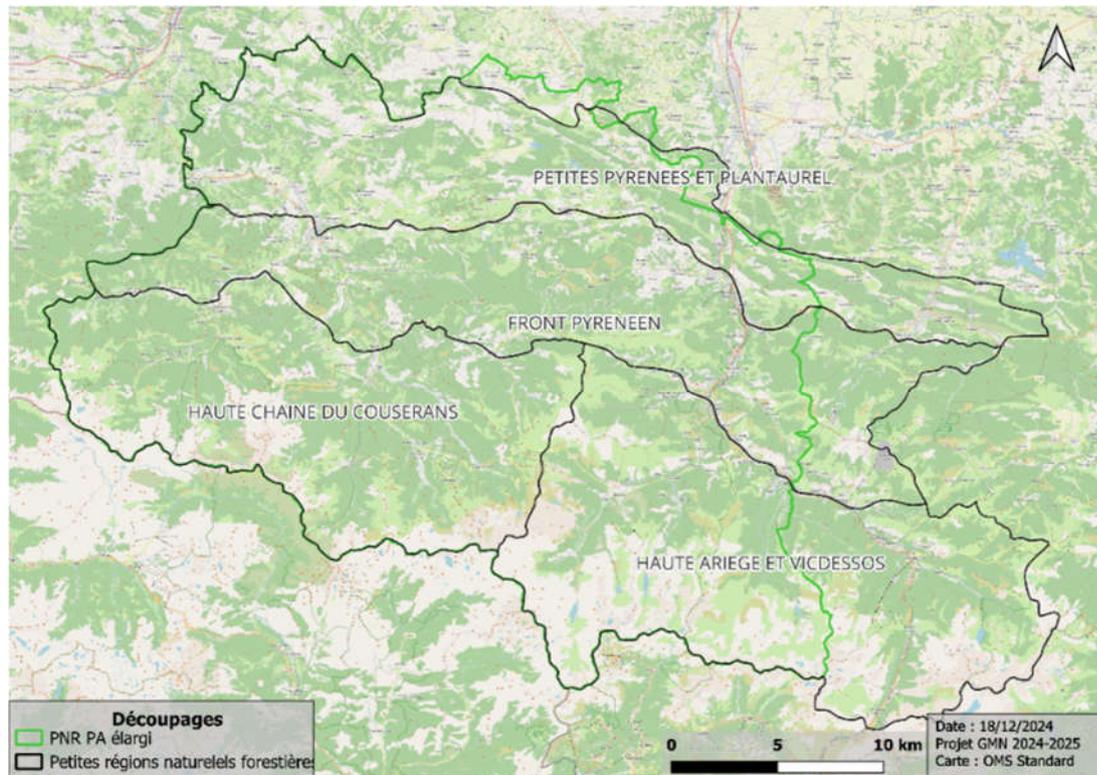


Annexe 3.4 : Probabilité de mortalité selon les valeurs des quatre variables explicatives du modèle Hêtre, et histogramme du nombre de placettes par classes de valeurs de variables explicatives.

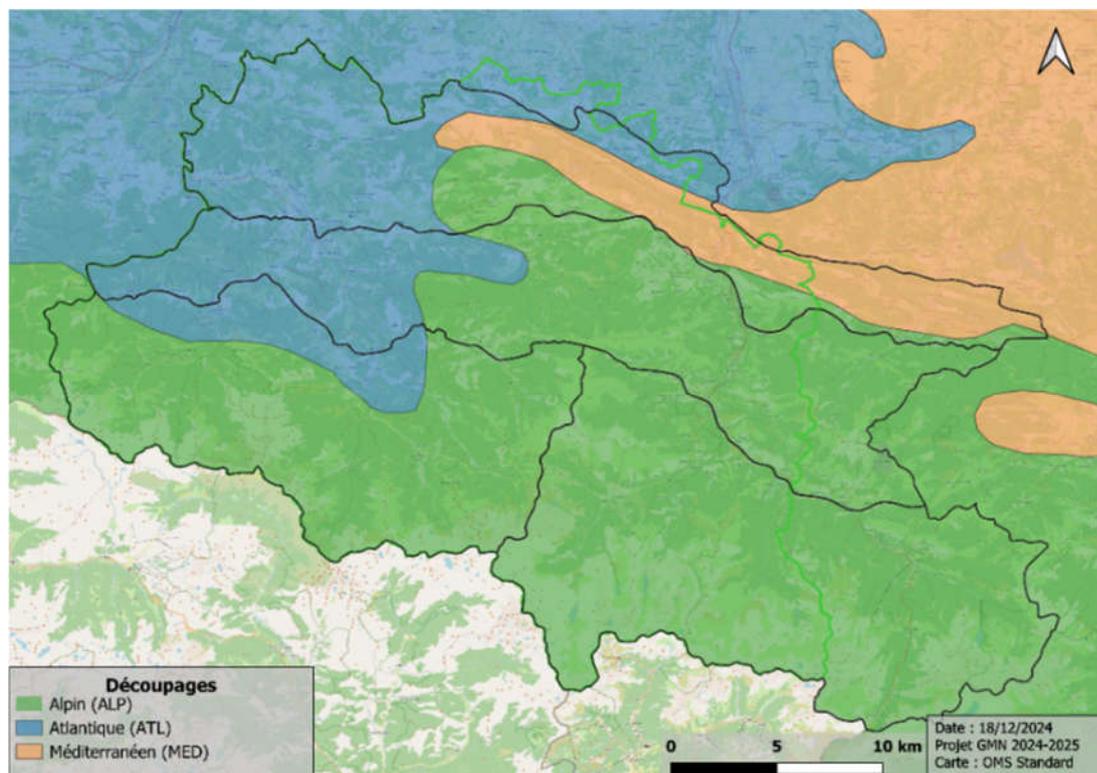


Annexe 4.1 : Découpage selon les Petites Régions Naturelles Forestières (données

IFN)



Annexe 4.2 : Découpage selon les régions biogéographiques croisées avec le découpage des petites régions naturelles forestières (données IGN)



Annexe 4.3 : tableau d'indigénat des essences selon la région biogéographiques

(données IGN)

Ess	Libellé modalité regroupée (ESPAR)	ATL	CONT	ALP	MED	FRANCE ENTIERE	Ess	Libellé modalité regroupée (ESPAR)	ATL	CONT	ALP	MED	FRANCE ENTIERE
ALB	Albier blanc						FRE	Frêne commun					
ALI	Albier						FRO	Frêne oxyphyllé					
ALT	Albier terminal						HET	Hêtre					
AUB	Aulne blanc	NI					HOU	Houx					
AUC	Aulne de corse	NI	NI	NI			MEE	Mélèze d'Europe	NI	NI		NI	
AUG	Aulne glutineux						MEJ	Mélèze du Japon	NI	NI	NI	NI	NI
ARB	Arbousier		NI	NI			MER	Merisier					
BOP	Bouleau pubescent						NOC	Noyer commun					
BOU	Bouleau						NOI	Noyer cordier					
BOV	Bouleau verrucosus						NOY	Noyer	NI	NI	NI	NI	NI
BUI	Buis						ORC	Orme champêtre					
CAR	Caroubier	NI	NI	NI			ORT	Orme de montagne					
CHA	Chêne						P.L	Pin laricio de Calabre	NI	NI	NI	NI	NI
CHE	Chêne indigène						P.N	Pin noir divers	NI	NI	NI	NI	NI
CHP	Chêne pedoncule						P.O	Pin noir d'Autriche	NI	NI	NI	NI	NI
CHS	Chêne sessile						P.S	Pin sylvestre	NI				
CHT	Châtaignier						P.W	Pin waymouth	NI	NI	NI	NI	NI
CHV	Chêne vert		NI				P.X	Pin à crochets	NI			NI	
CHX	Chêne pedoncule ou sessile						PCO	Pin laricio de Corse	NI	NI	NI		
CHY	Chêne pubescent						PEN	Peuplier noir					
COR	Cornouiller mâle						POM	Pommier sauvage					
CRA	Aubépine monogyne						ROB	Robinier faux-acacia	NI	NI	NI	NI	NI
DOU	Douglas	NI	NI	NI	NI	NI	SAM	Sauze marais					
EPC	Epicéa	NI	NI	NI	NI	NI	S.N	Sapin de Nordmann	NI	NI	NI	NI	NI
ERA	Erable champêtre						S.P	Sapin pectiné	NI				
ERC	Erable de Montpellier						SOR	Sorbier des oiseaux					
ERM	Erable plane						TIG	Tilleul à grandes feuilles					
ERP	Erable sycamore						TIP	Tilleul à petites feuilles					
ERS	Erable sycamore						TRE	Trèfle					
FAC	Frêne commun												

Annexe 4.4 : Tableau d'indigénat des essences/groupes d'essences non prises en compte (données IGN)

Les essences supprimées		Raison	Effectif Cal Lidar	Effectif Bel
AUL	Aulne	pas assez précis	19	0
FRU	Fruitier	pas assez précis	1	0
NEF	Néflier	pas information indigénat	1	0
NOY	Noyer	pas assez précis	17	0
ORM	Orme divers	pas assez précis	15	1
PEU	Peuplier divers	pas assez précis	1	0
PIN	Pin divers autre que maritime et sylvestre	pas assez précis	35	0
PPP	Poirier, prunier, pommier	pas assez précis	2	0
<i>Total :</i>			91	1

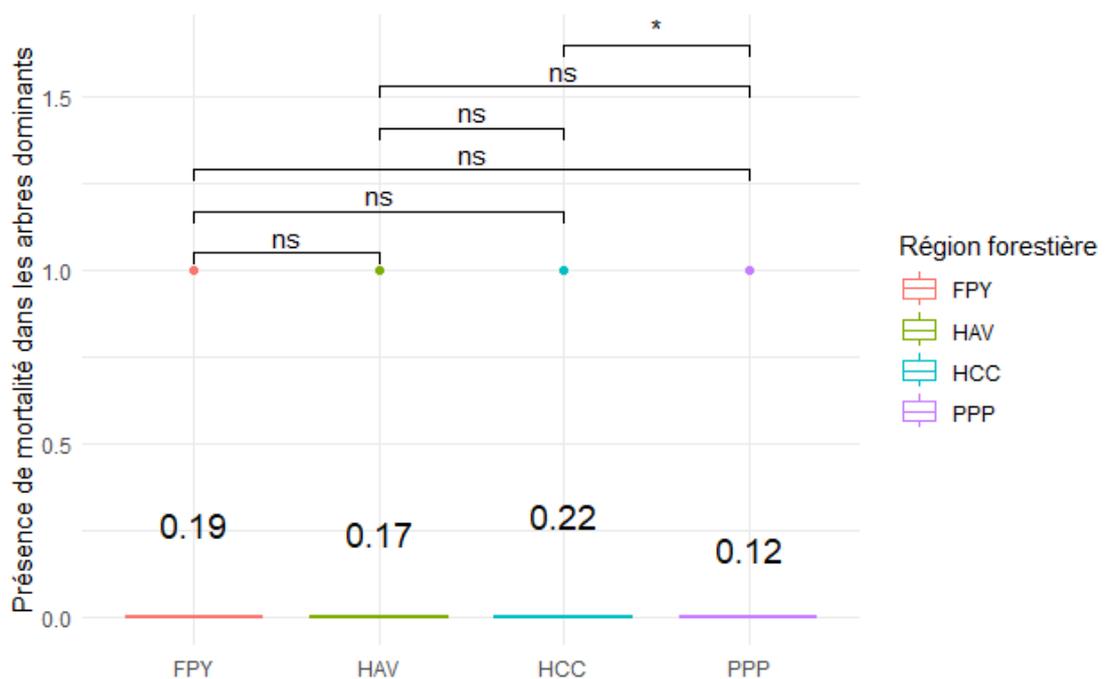
Annexe 4.5 : Liste des catégories, groupes et types de DMH étudiés

Catégorie de DMH	Groupes fonctionnels de DMH	Codes DMH calibration Lidar	Code DMH 2024 (GMN)	Type de DMH
Cavités et concavités	Loges de pics	CV11	1011	Loge de petite taille ($\varnothing < 4$ cm)
		CV12	1012	Loge de taille moyenne ($\varnothing = 4-7$ cm)
		CV13	1013	Loge de grande taille ($\varnothing > 10$ cm)
		CV14	1014	"Flute" de pic (≥ 3 loges en ligne)
	Cavités à terreau	CV21	1021	Cavité à terreau, $\varnothing > 10$ cm (contact sol)
		CV22	1022	Cavité à terreau de tronc, $\varnothing > 10$ cm (sans contact avec le sol)
		CV23	1023	Cavité à terreau semi-ouverte ($\varnothing > 30$ cm)
		CV24	1024	Cavité à terreau avec contact avec le sol, ouverte vers le haut (cheminée) ($\varnothing > 30$ cm)
		CV25	1025	Cavité à terreau sans contact avec le sol, ouverte vers le haut (cheminée) ($\varnothing > 30$ cm)
		CV26	1026	Branche creuse ($\varnothing > 10$ cm)
	Orifices et galeries d'insectes	CV31	1031	Orifices et galeries d'insectes ($\varnothing > 2$ cm ou $c > 300$ cm ²)
	Concavités	CV41	1041	Dendrotelme ($\varnothing > 15$ cm)
		CV42	1042	Trou de nourrissage de pic ($L > 10$ cm, $\varnothing > 10$ cm)

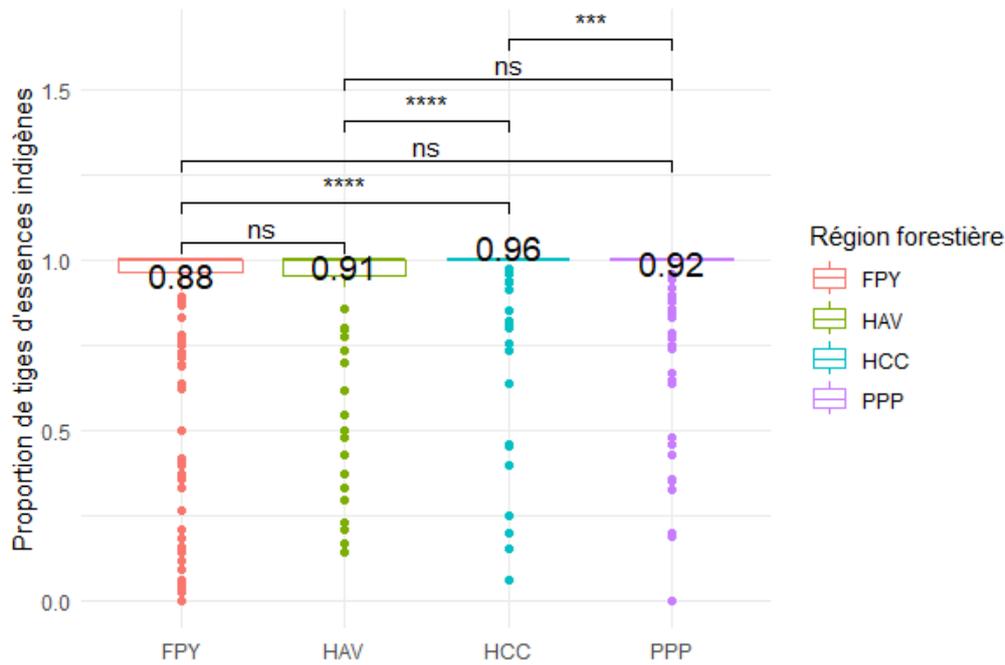
		CV43	1043	Concavité à fond dur de tronc (L > 10 cm, ϕ > 10 cm)
		CV44	1044	Concavité racinaire (ϕ > 10 cm, > 10 cm, pente toit < 45°)
Blessures et bois apparents	Aubier apparent	IN11	1051	Bois sans écorce (c > 300 cm ²)
		IN12	1052	Blessure due au feu (c > 600 cm ²)
		IN13	1053	Ecorce décollée formant un abri (ouvert vers le bas) (a > 1 cm, b > 10 cm, c > 10 cm)
		IN14	1054	Ecorce décollée formant une poche (ouvert vers le haut) (a > 1 cm, b > 10 cm, c > 10 cm)
	Aubier et bois de cœur apparents	IN21	1061	Cime brisée (ϕ > 20 cm)
		IN22	1062	Bris de charpentière au niveau du tronc avec bois de cœur apparent (c > 300 cm ²)
		IN23	1063	Fente (L > 30 cm, l/B > 1 cm, > 10 cm)
		IN24	1064	Fente causée par la foudre (L > 30 cm, l/B > 1 cm, > 10 cm)
		IN25	1065	Fente au niveau d'une fourche (L > 30 cm)
			1066	Entaille de castor
Bois mort dans le houppier		DE13	1073	Vestige de charpentière brisée (ϕ > 20 cm, L > 50 cm)
		DE11	1071	Branches mortes (ϕ > 10 cm, ou ϕ > 3 cm & > 10% du houppier est mort)
		DE12	1072	Cime morte (ϕ > 10 cm à la base)
Exocroissances	Agglomérations de gourmands ou de rameaux	GR11	1081	Balais de sorcière (ϕ > 50 cm)
		GR12	1082	Gourmands / Brogne (> 5 gourmands)
	Loupes et chancre	GR21	1091	Loupe (ϕ > 20 cm)
		GR22	1092	Chancre (ϕ > 20 cm ou grande partie du tronc couverte)
	Galles		2011	Galles
Sporophores de champignons et Myxomycètes	Sporophores de champignons pérennes	FU11	1101	Polypore pérenne (ϕ > 5 cm ou N > 10)
		FU21	1111	Polypore annuel (ϕ > 5 cm ou N > 10)
	Sporophores de champignons éphémères et Myxomycètes	FU22	1112	Agaricale charnu (ϕ > 5 cm ou N > 10)
		FU23	1113	Pyrenomycètes (ϕ > 3 cm ou c > 100 cm ²)

		FU24	1114	Myxomycètes ($\phi > 5$ cm)
			1115	Champignons corticoïdes
Structures épiphytiques, épixyliques ou parasites	Plantes et lichens épiphytiques ou parasites	EP11	1121	Bryophytes (mousse ou hépatique) (c > 10% du tronc)
		EP12	1122	Lichens foliacés ou fruticuleux (c > 10% du tronc)
		EP13	1123	Lierre ou lianes (c > 10% du tronc)
		EP14	1124	Fougères (> 5 frondes)
		EP15	1125	Gui ($\phi > 20$ cm)
	Nids	EP21	1131	Nid de vertébré ($\phi > 10$ cm)
		EP22	1132	Nid d'invertébré
	Microsols	EP31	1141	Microsol d'écorce
		EP32	1142	Microsol du houppier
			1143	Microsol entre-écorce
Dépôts alluviaux		2021	Dépôt d'argile ou de limon	
Exsudats	Coulées de sève et de résine	EX11	1151	Coulée de sève active (L > 10 cm)
		EX12	1152	Coulée abondante de résine (L > 10 cm)

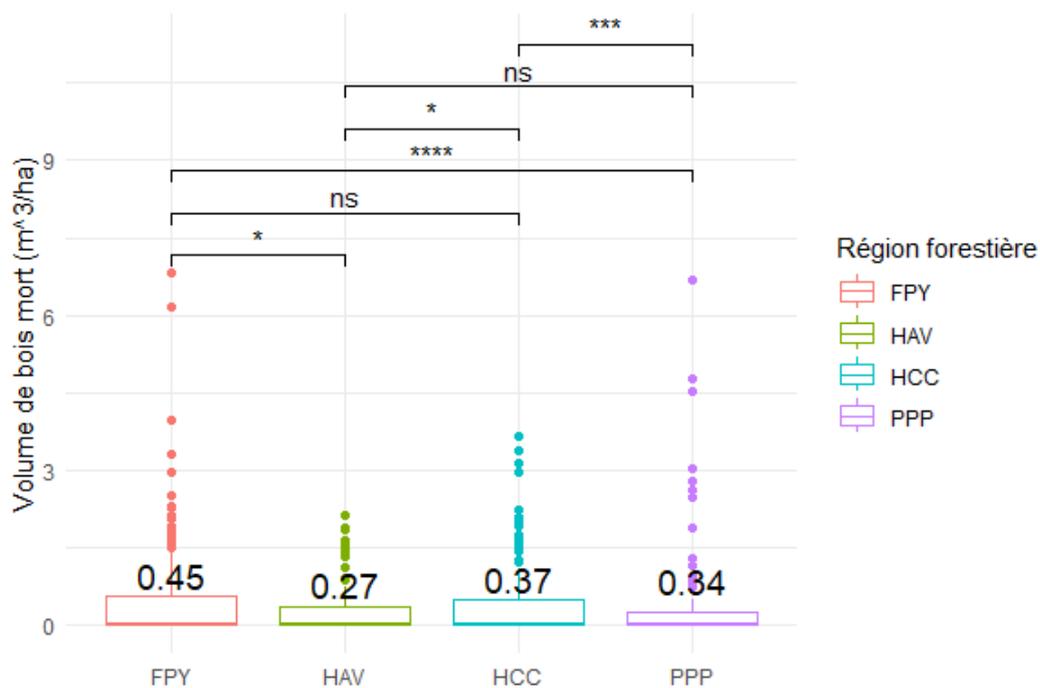
Annexe 4.6 : Pourcentage de placettes présentant de la mortalité parmi les arbres dominants selon les petites régions forestières (test de Wilcoxon)



Annexe 4.7 : Proportion du nombre de tiges d'essences indigènes par placette en fonction des petites régions naturelles forestières (test de Wilcoxon)

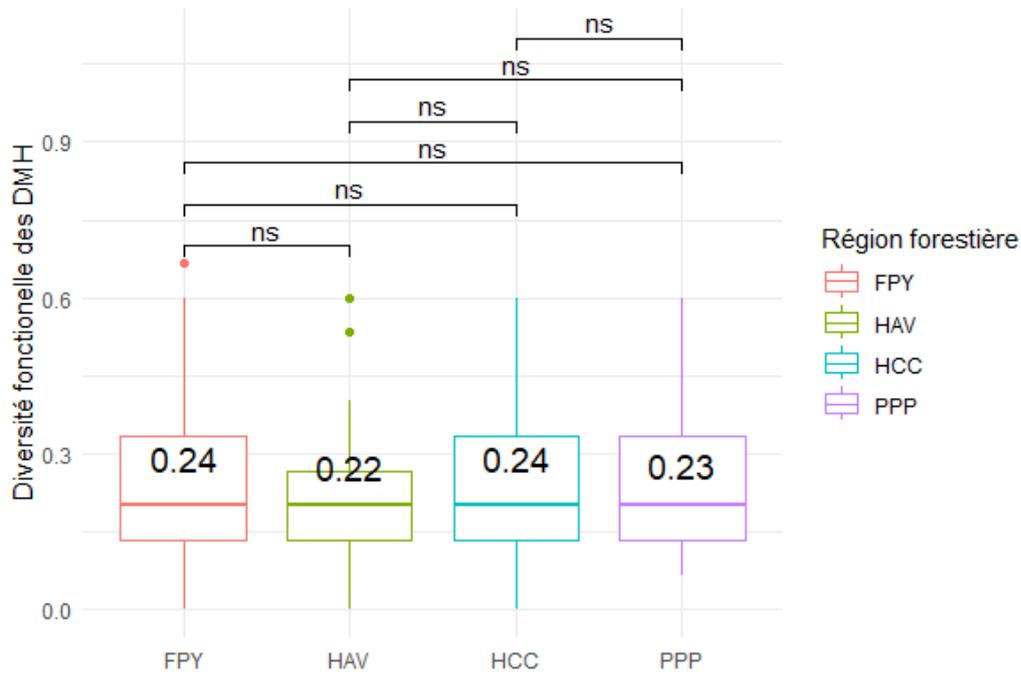


Annexe 4.8 : Volume de bois mort moyen (m³/ha) par placette en fonction de la petite région naturelle forestière (test de Wilcoxon)

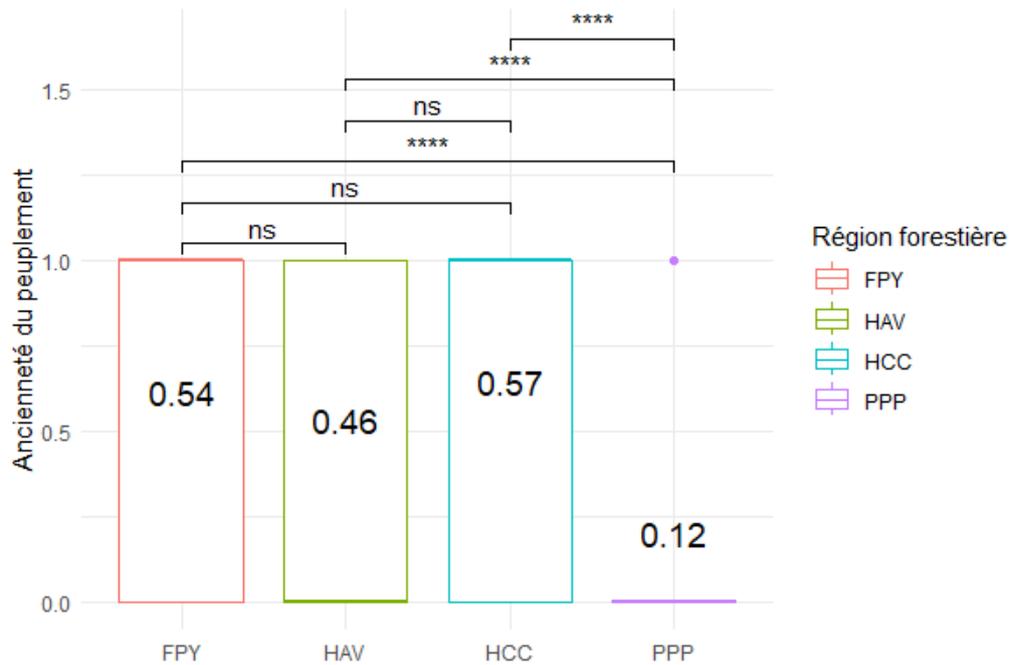


Annexe 4.9 : Note de diversité fonctionnelle moyenne des DMH par

placette en fonction des petites régions naturelles forestières (test de Wilcoxon)



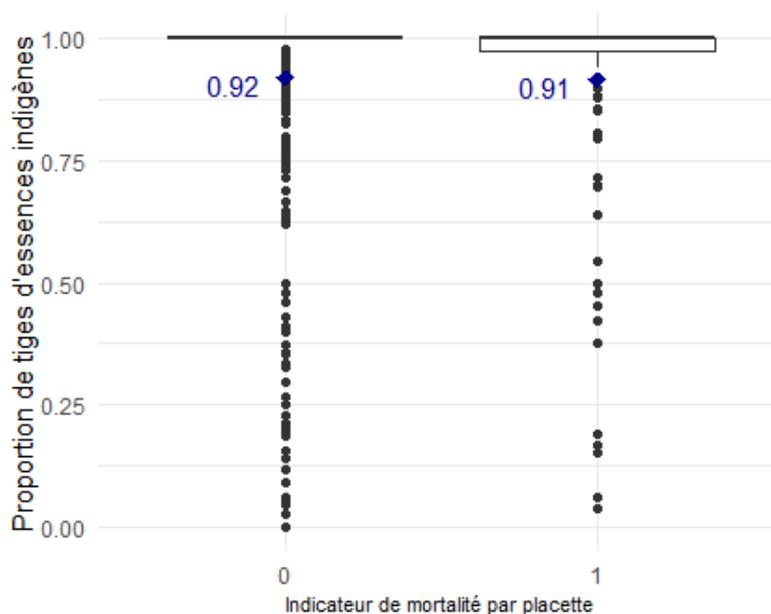
Annexe 4.10 : Proportion de placettes en forêt ancienne par petite région naturelle forestière (test de Wilcoxon)



Annexe 4.11 : Essences par placette dont la proportion du nombre de tiges d'essences indigènes

Placette	Total_Ess_Indi	Total_Ess_Nindi	ratio_ess_ind	Essences	indicateur_mortalite
1051	8	34	0,19047619	EPC, FRC, ORT, CHT	1
1121	5	28	0,151515152	FRC, ROB, MER	1
1129	1	34	0,028571429	EPC, PIN, CHP	0
1143	2	8	0,2	SAU, ROB, ERS	0
1158	2	15	0,117647059	EPC, AUG, CHT	0
1186	0	9	0	P.L	0
1212	2	20	0,090909091	ROB, FRC, CHE	0
1248	4	15	0,210526316	PCO, CHT	0
1272	1	17	0,055555556	PCO, BOV	0
1273	0	8	0	ROB	0
1367	2	30	0,0625	DOU, FRC, MER	0
1387	4	20	0,166666667	ROB, MER, FRC	1
1393	1	6	0,142857143	NOY, CHT	0
1395	8	27	0,228571429	EPC, S.P, HET, CHT	0
2026	11	30	0,268292683	PCO, MER, BOV	0
2030	5	22	0,185185185	P.N, BOV	0
2034	1	21	0,045454545	DOU, CHT	0
2038	1	26	0,037037037	S.P, EPC, DOU	1
2050	0	42	0	P.N	0
2051	0	1	0	P.N	0
2060	0	17	0	P.N, EPC	0
2061	6	45	0,117647059	EPC, BOV, HET	0
2065	6	32	0,157894737	EPC, HET	0
2121	9	36	0,2	EPC, HET	0
2130	3	45	0,0625	EPC, HET	1
2138	2	6	0,25	HET, EPC	0
2143	8	19	0,296296296	EPC, P.S, BOV, SOR, AI	0
2190	4	15	0,210526316	HET, EPC, BOV	0
3001	0	26	0	DOU	0
3004	4	24	0,142857143	HET, CHS, P.N	0
3010	2	30	0,0625	P.N, BOV	0
3011	3	11	0,214285714	DOU, CHT, SAM	0

Annexe 4.12 : Proportion de tiges d'essences indigènes en fonction de la mortalité par placette



Annexe 4.13 Indicateurs proposés pour évaluer la naturalité

Catégorie	Indicateur	Hypothèse de Naturalité	Données nécessaires
Ancienneté du peuplement	Ancienneté de l'état boisé	Etat boisé ancien = espèces inféodées aux forêts anciennes (Herm y et al., 1999 ; Herm y & Verheyen, 2007 ; Dupouey et al., 2002 a et b)	Cartes de Cassini/ Etat-major
Composition	Proportion d'arbres exotiques	Moins d'exotiques = peuplement plus indigène	Essences présentes par placette, liste essences indigènes
	Ratio des essences observées/prédites : ROP	ROP élevé = peuplement en adéquation avec le contexte (Gautier, 2024)	Essences présentes par placette, Liste indigénat essences, modèle de distribution
Structure	Niveau d'irrégularité	Peuplement irrégulier = plus proche de ce à quoi il ressemblerait sans intervention humaine (De Turckheim & Bruciamacchie, 2005; Bauhus et al., 2009)	Diamètre des arbres
	Surface forestière en continu	Grande continuité = permet des tailles de population suffisamment grande pour la survie de l'espèce (Bennett, 1998 ; Ranius & Hedin, 2001)	Carte aménagement du territoire
Dendro-MicroHabitats (DMH)	Ratio des DMH observés/prédits	Ratio élevé = DMH en adéquation avec le contexte (Bütler et al., 2020)	DMH présents par arbre (essence, diamètre), liste DMH attendus par essence, diamètre
	Diversité fonctionnelle des DMH	Grande diversité fonctionnelle des DMH = grande diversité de la biodiversité associée (Larrieu, 2014)	DMH présents par placette
Maturité du peuplement	Présence de TGB/TTGB	Présence d'au moins un gros arbre = peuplement mature (De Turckheim & Bruciamacchie, 2005; Bauhus et al., 2009)	Diamètre des arbres par placette
	Volume de bois mort	Présence de bois mort = peuplement mature qui présente toutes les étapes de la vie des arbres (Storaunet et al., 2005; Brumelis et al., 2011)	Volume de bois mort sur pied et au sol par placette
Intervention humaine	Régénération naturelle/ plantation	Régénération naturelle = plus de naturalité	Données de gestion : plantation ou non
	Date de dernière intervention anthropique	Intervention anthropique plus ancienne = plus de naturalité	Données de gestion : date de dernière intervention

Légende

- Indicateur étudié
- Indicateur pertinent mais non étudié
- Indicateur non étudié

Annexe 4.14 : (Suite) Indicateurs proposés pour évaluer la naturalité

Catégorie	Indicateur	Hypothèse de Naturalité	Données nécessaires	Raison de rejet
Dendro-MicroHabitats (DMH)	IBP des DMH	Plus le score est élevé plus la naturalité l'est aussi (CNPF)	Données IBP	Plus axé conseils de gestion
	Score arbre habitats	Plus le score est élevé plus il y a de DMH rares et/ou qui mettent du temps à s'installer ou un grand nombre de DMH (Larrieu, 2014)	Score de chaque DMH, DMH présents par arbre	Plus axé conseils de gestion
Maturité du peuplement	Pièces de bois mort au sol et sur pieds	Plus de BM, plus la densité de DMH augmente (Larrieu, 2014)	Nombre de pièces de bois mort au sol et sur pieds	Plus axé conseils de gestion
	Avenir du peuplement	Une forte présence de petits bois reflète une naturalité élevée et garantit la pérennité du peuplement.	Présence de petits bois (entre 17,5 et 27,5 cm de diamètre)	Pas de lien avec la naturalité
Composition	Pourcentage de tiges d'essences adaptées au CC	Plus de tiges d'essences adaptées au changement climatique plus de résilience et l'avenir du peuplement.	Données Climesence	Lié au Changement Climatique

Légende

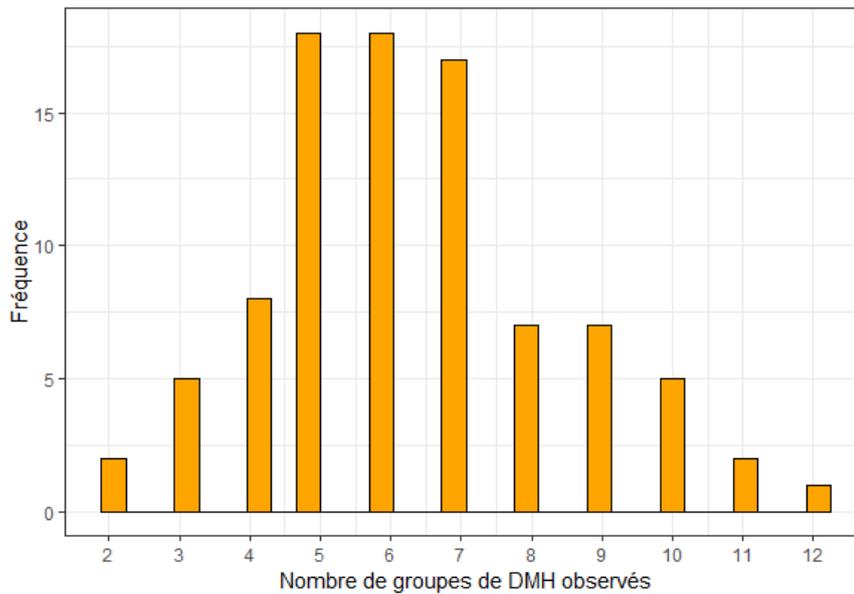
- Indicateur étudié
- Indicateur pertinent mais non étudié
- Indicateur non étudié

Annexe 4.15 : Fréquence du nombre de groupes fonctionnels de DMH sur

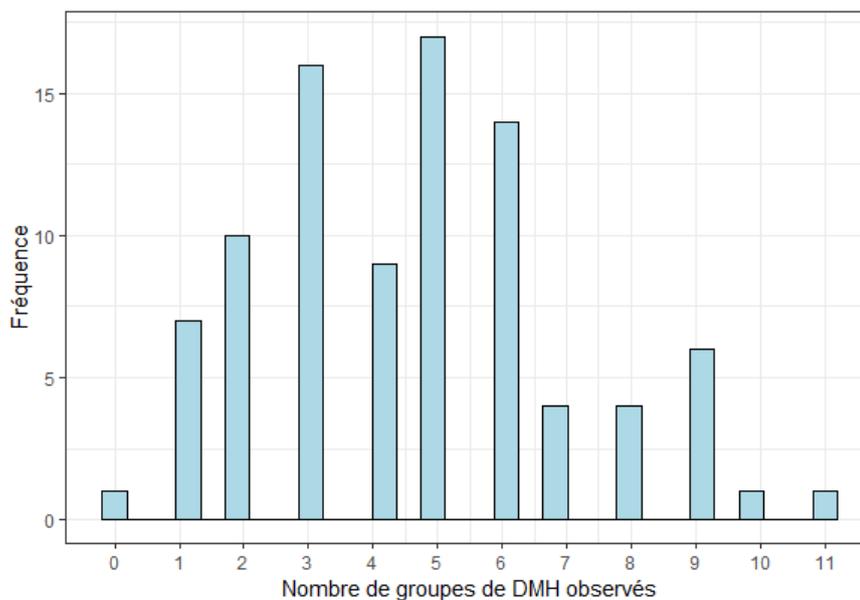
Bellissens :

- A avec tous les arbres sur lesquels les DMH ont été relevés (feuillus à partir de 20 cm de diamètre, résineux à partir de 30 cm de diamètre)
- B uniquement avec les arbres répondant au critère du protocole de calibration LiDAR (diamètre à partir de 42,5 cm)

A.

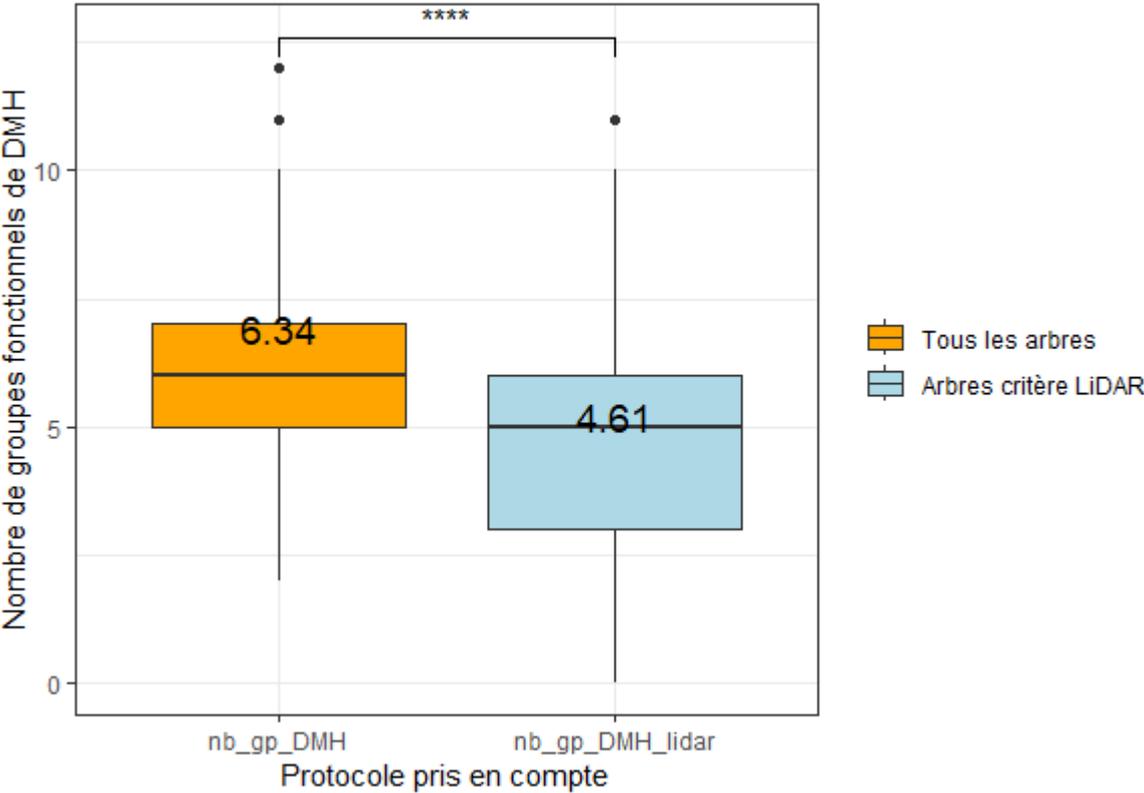


B.



Annexe 4.16 : Comparaison du protocole DMH appliqué sur Bellissens à celui de

calibration LiDAR



Annexe 5.1 : explication des seuils de Proxynat et d'IBP pour la construction des réservoirs.

L'IMAT calculé sur les placettes de calibration LiDAR a une médiane de 0,03 et 3^{ème} quartile de 0,10. Nous avons donc considéré que 0,1 était la valeur « critique » d'IMAT. Concernant l'IBP, une parcelle est considérée comme avoir un fort potentiel de biodiversité lorsque son IBP se situe dans l'intervalle [21 ;28]. Nous avons commencé par prendre comme valeur critique 21 mais cela nous donnait 80% de l'emprise forestière totale du PNR. Nous nous sommes ensuite tournés vers la médiane de l'intervalle : 25, ce qui nous donnait 20% des territoires, correspondant parfaitement à la demande.

La valeur seuil d'indice Proxynat est donc $25 * 0,1 = 2,5$.

Annexe 5.2 : Regroupement des classes d'occupation du sol

Code officiel	Code pour l'analyse de la conductivité écologique	Code groupé pour l'analyse des liens
1111 - Centre urbain continu	1 - Urbain dense	Urbain et industries
1112 - Centre de bourgs continu	1 - Urbain dense	Urbain et industries
1121 - Tissu urbain discontinu avec bâti urbain individuel dominant	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1122 - Tissu urbain discontinu avec bâti collectif dominant	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1131 - Bati isolé en zone rurale	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1211 - ZAC/ZIC	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1212 - Equipement public, zone de service	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1221 - Réseau routier et ferroviaire	3 - Routes et voies ferrées	Routes et voies ferrées
1251 - Centrale électrique	2 - Urbain moins dense	Urbain et industries
1261 - Friche industrielle	20 - Industries	Urbain et industries
1311 - Carrière et mine	20 - Industries	Urbain et industries
1321 - Décharge ou centre d'enfouissement	20 - Industries	Urbain et industries
1331 - Chantier et dépôt de matériaux	20 - Industries	Urbain et industries
1411 - Espace vert urbain	5 - Espaces verts anthropisés	Espaces verts anthropisés
1421 - Golf	5 - Espaces verts anthropisés	Espaces verts anthropisés
1422 - Camping	5 - Espaces verts anthropisés	Espaces verts anthropisés

1423 - Aire de loisir	5 - Espaces verts anthropisés	Espaces verts anthropisés
1424 - Terrain de sport	5 - Espaces verts anthropisés	Espaces verts anthropisés
1461 - Aerodrome	20 - Industries	Urbain et industries
2111 - Cultures de plein champs	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2112 - Cultures sous serre	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2114 - Jachère	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2211 - Vignobles	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2221 - Verger	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2311 - Prairie permanente	8 - Prairies	Cultures et prairies
2312 - Prairie permanente bocagère	8 - Prairies	Cultures et prairies
2411 - Cultures annuelles associées à permanentes	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
2421-Systèmes cultureux et parcellaires complexes	7- Cultures diverses hors prairies	Cultures et prairies
3111 - Forêt de feuillus	9 - Forêts de feuillus	Forêts
3112 - Peupleraies	9 - Forêts de feuillus	Forêts
3113 - Ripisylve et forêt rivulaire	9 - Forêts de feuillus	Forêts
3121 - Forêt de conifère	10 - Forêts de résineux	Forêts
3122 - Plantation de résineux	10 - Forêts de résineux	Forêts
3131 - Forêt mélangée	11 - Forêt mixte	Forêts
3211 - Pelouses et pâturages naturels	12 - Pelouses et pâturages	Végétation hors forêts
3221 - Landes et broussailles	13 - Landes et broussailles	Végétation hors forêts
3241 - Forêt claire et végétation arbustive en mutation	14 - Végétation arbustive en transition	Végétation hors forêts
3311 - Sables continentaux	15 - Roche ou sable	Végétation hors forêts
3321 - Roche nue	15 - Roche ou sable	Végétation hors forêts
3331 - Végétation clairsemée	16 - Végétation clairsemée	Végétation hors forêts

3361 - Coupe forestière	17 - Coupe forestière	Végétation hors forêts
4111 - Marais intérieur et Zone Humide	18 - Zones humides	Zones humides
4121 - Tourbière	18 - Zones humides	Zones humides
4131 - Prairie humide	18 - Zones humides	Zones humides
5111 - Cours d'eau	19 - Cours d'eau	Eau
5121 - Plan d'eau	21 - Plan d'eau	Eau
5122 - Rives exondées	21 - Plan d'eau	Eau

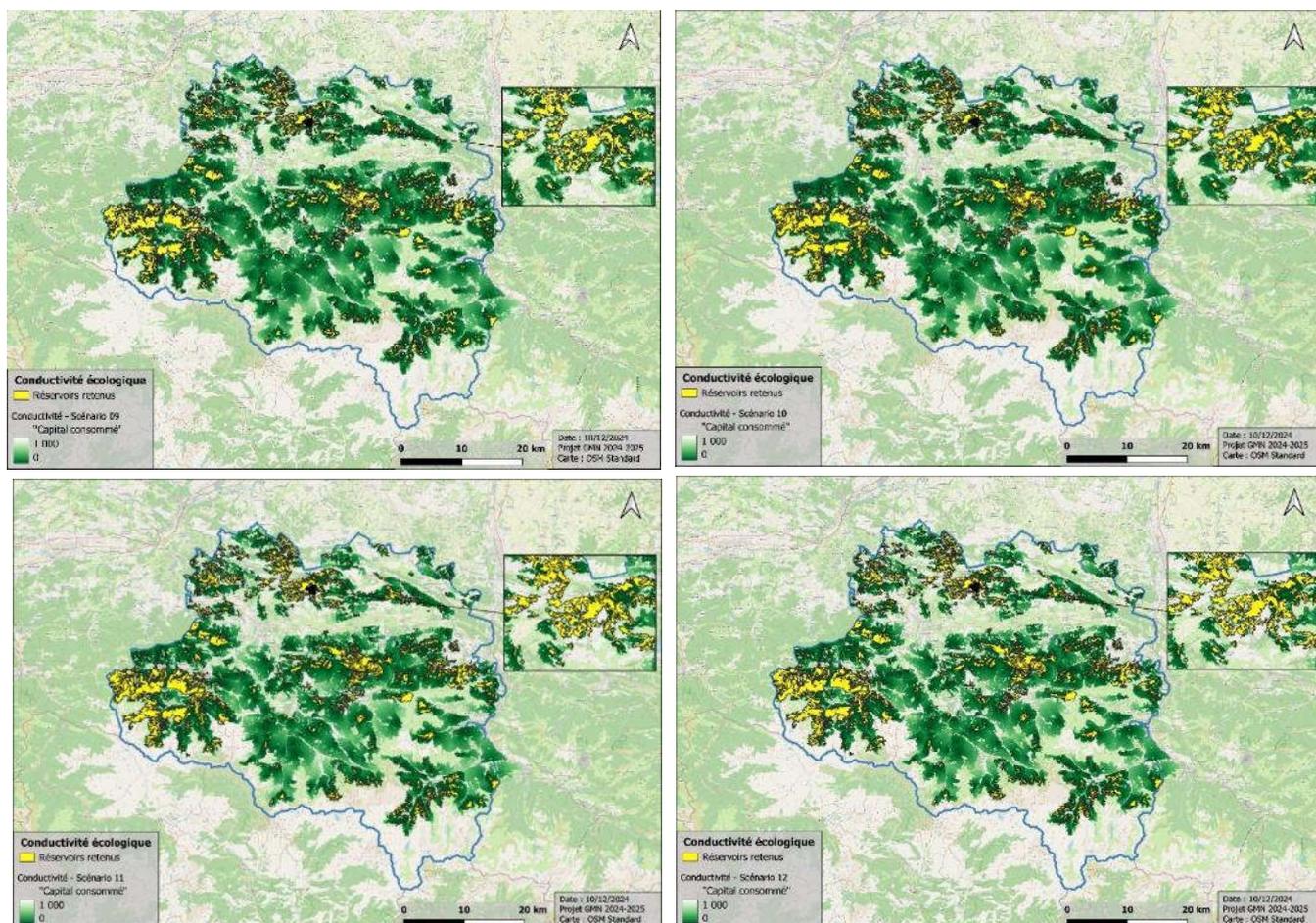
Annexe 5.3 : Choix des paramètres pour BioDispersal et Graphab

Les coûts correspondant à chaque occupation du sol n'apparaissent que très peu dans la littérature puisqu'ils dépendent des trames et des espèces considérées. Ainsi, pour choisir ces paramètres, plusieurs combinaisons de coût de passage (ou coefficients de friction) et capital de dispersion ont été testées. Afin de représenter des conductivités théoriques selon le pouvoir de dispersion et la tolérance à parcourir des milieux ouverts, 4 scénarios ont été retenus, ils sont présentés ci-dessous :

class	Code	class_descr	Espèce ubiquiste à forte dispersion (S9)	Espèce ubiquiste à faible dispersion (S10)	Espèce forestière à forte dispersion (S11)	Espèce forestière à faible dispersion (S12)
Cout_max		Capital de dispersion	1000	1000	500	500
urbain	8	Zones urbaines	10000	10000	10000	10000
route1	5	Routes principales (autoroutes, voies rapides, nationales)	10000	10000	10000	10000
route2	6	Routes intermédiaires (départementales)	8000	8000	8000	8000
route3	7	Petites routes (petites départementales, communales, route forestière, etc.)	2000	2000	2000	2000
OCS_21_1.0	9	Urbain dense	10000	10000	10000	10000
OCS_21_2.0	10	Urbain moins dense	8000	8000	8000	8000

OCS_21_3.0	11	Routes et voies ferrées	800	800	800	800
OCS_21_5.0	12	Espaces verts anthropisés	1000	1000	1000	1000
OCS_21_7.0	13	Cultures diverses hors prairies	100	200	100	200
OCS_21_8.0	14	Prairies	30	200	30	200
OCS_21_9.0	15	Forêts de feuillus	1	1	1	1
OCS_21_10.0	16	Forêts de résineux	1	1	1	1
OCS_21_11.0	17	Forêt mixte	1	1	1	1
OCS_21_12.0	8	Pelouses et pâturages	30	200	30	200
OCS_21_13.0	19	Landes et broussailles	30	150	30	150
OCS_21_14.0	20	Végétation arbustive en transition	10	10	10	10
OCS_21_15.0	21	Roche ou sable	30	30	30	30
OCS_21_16.0	22	Végétation clairsemée	30	150	30	150
OCS_21_17.0	23	Coupe forestière	30	150	30	200
OCS_21_18.0	24	Zones humides	30	30	30	30
OCS_21_19.0	25	Cours d'eau	100	100	100	100
OCS_21_20.0	26	Industries	1000	1000	1000	1000
OCS_21_21.0	27	Plan d'eau	10000	10000	10000	10000
eau_inter	4	Cours d'eau intermittent	30	30	30	30
eau_perm	3	Cours d'eau permanent	10000	10000	10000	10000
haies	1	Haies	50	50	50	50
passage	2	Passage à faune	50	50	50	50

Annexe 5.4 : Conductivité écologique à partir des réservoirs de biodiversité pour les différents scénarios choisis



Finalement, les différences de conductivité entre les scénarios choisis sont assez minimales. L'intérêt de définir nos propres paramètres est donc faible, c'est pourquoi nous n'avons pas poursuivi l'analyse avec ces derniers.

Annexe 5.5 : Paramètres choisis pour la simulation des corridors -

Les paramètres de friction utilisés pour les sorties Graphab présentées dans ce rapport sont les suivants :

class	code	class_descr	Coefficient de friction
haies	1	Reseau de haies	50
passage	2	Passage à faune	50
Eau_permanent	3	Cours d'eau permanent	10000
Eau-temporaire	4	Cours d'eau intermittent	30
Route_1	5	Routes principales (autoroutes, voies rapides, nationales)	10000
Route_2	6	Routes intermédiaires (départementales)	8000
Route_3	7	Petites routes (petites départementales, communales, route forestière, etc.)	2000
urbanisation	8	Zones urbaines	10000
OCS_21_1.0	9	Urbain dense	10000
OCS_21_2.0	10	Urbain moins dense	1000
OCS_21_3.0	11	Routes et voies ferrées	100
OCS_21_5.0	12	Espaces verts anthropisés	1000
OCS_21_7.0	13	Cultures diverses hors prairies	100
OCS_21_8.0	14	Prairies	30
OCS_21_9.0	15	Forêts de feuillus	1
OCS_21_10.0	16	Forêts de résineux	1
OCS_21_11.0	17	Forêt mixte	1
OCS_21_12.0	18	Pelouses et pâturages	30
OCS_21_13.0	19	Landes et broussailles	30
OCS_21_14.0	20	Végétation arbustive en transition	10
OCS_21_15.0	21	Roche ou sable	30
OCS_21_16.0	22	Végétation clairsemée	30
OCS_21_17.0	23	Coupe forestière	30
OCS_21_18.0	24	Zones humides	30
OCS_21_19.0	25	Cours d'eau	100
OCS_21_20.0	26	Industries	1000
OCS_21_21.0	27	Plan d'eau	10000

Il s'agit des paramètres présentés dans le tutoriel BioDispersal de l'UMR TETIS. Dans notre cas, nous avons mis le coût le plus faible en forêt de feuillus (coût de 1), et le coût le plus élevé pour les autoroutes et zones urbaines (coût de 10 000).

Pour obtenir un maximum de corridors avec Graphab, il est possible de jouer sur le capital de dispersion, ce qui aura comme effets principaux de densifier le réseau de connexions, et de permettre la traversée de zones difficiles (vallées avec des ruisseaux, des routes...). Nous avons testé plusieurs valeurs de dispersion comprises entre 500 (équivalent à 5 km en forêt) et 5000 (50 km en forêt)

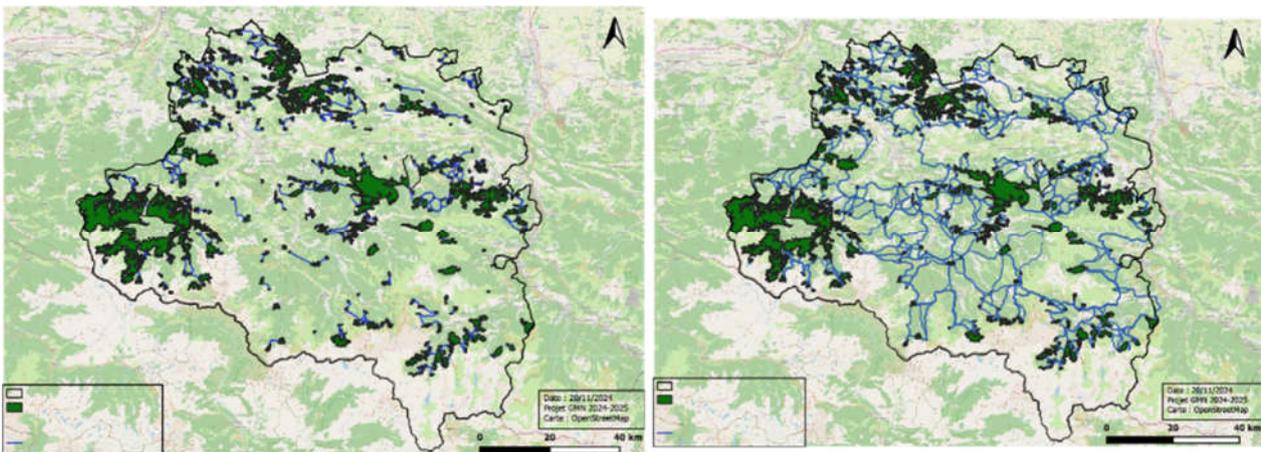
Annexe 5.6 : Calcul de centralité d'un lien (Girvan and Newman, 2002)

La centralité du lien e , où V représente l'ensemble des réservoirs, $\sigma(s, t)$ est le plus court chemin entre s et t , et $\sigma(s, t|e)$ le plus court chemin entre s et t passant par le lien e , est défini comme suit :

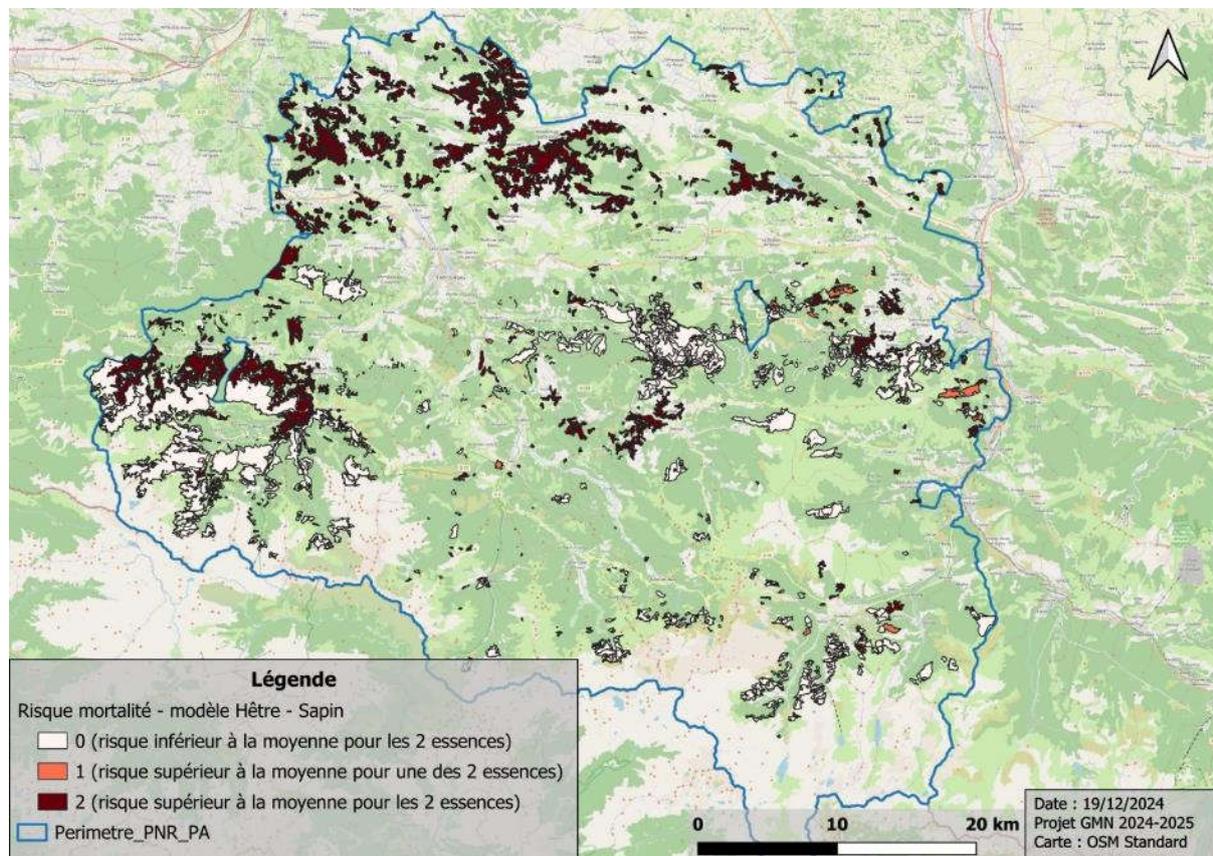
$$c_B(e) = \sum_{s,t \in V} \frac{\sigma(s, t)}{\sigma(s, t|e)}$$

Annexe 5.7 : Comparaison de deux simulations Graphab

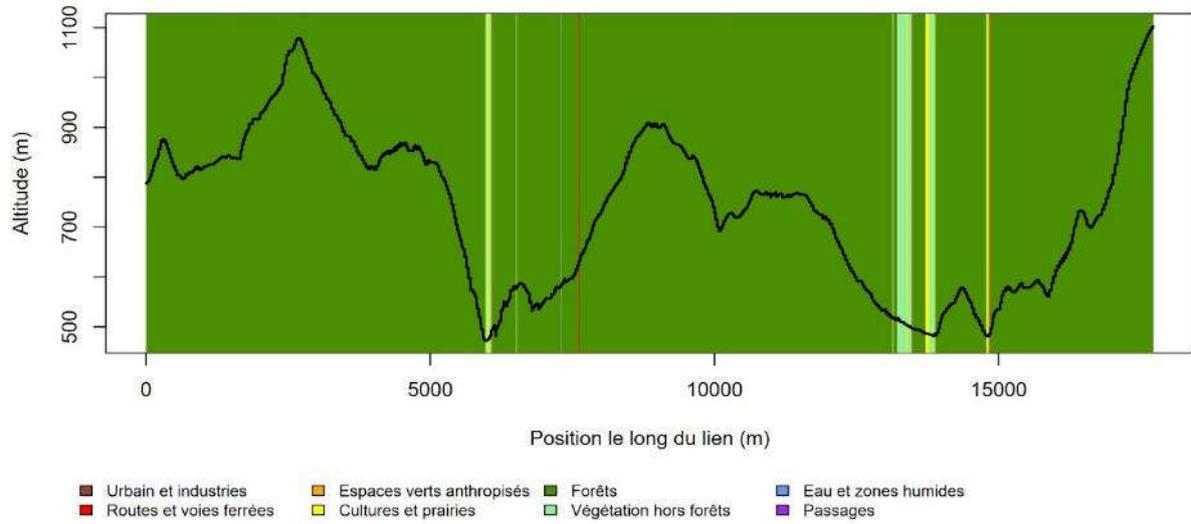
Pour les jeux de lien entre les réservoirs, voici une illustration des corridors obtenus avec une dispersion potentielle de 5 km (à gauche) et 50 km (à droite). Dans le premier cas, nous obtenons un total de 260 km de corridors, tandis qu'avec le deuxième scénario, 1875 km sont identifiés. Pour comparer les importances la dispersion potentielle a été définie à 50km.



Annexe 5.8 : Risque de mortalité du Sapin et du Hêtre au sein des réservoirs de biodiversité

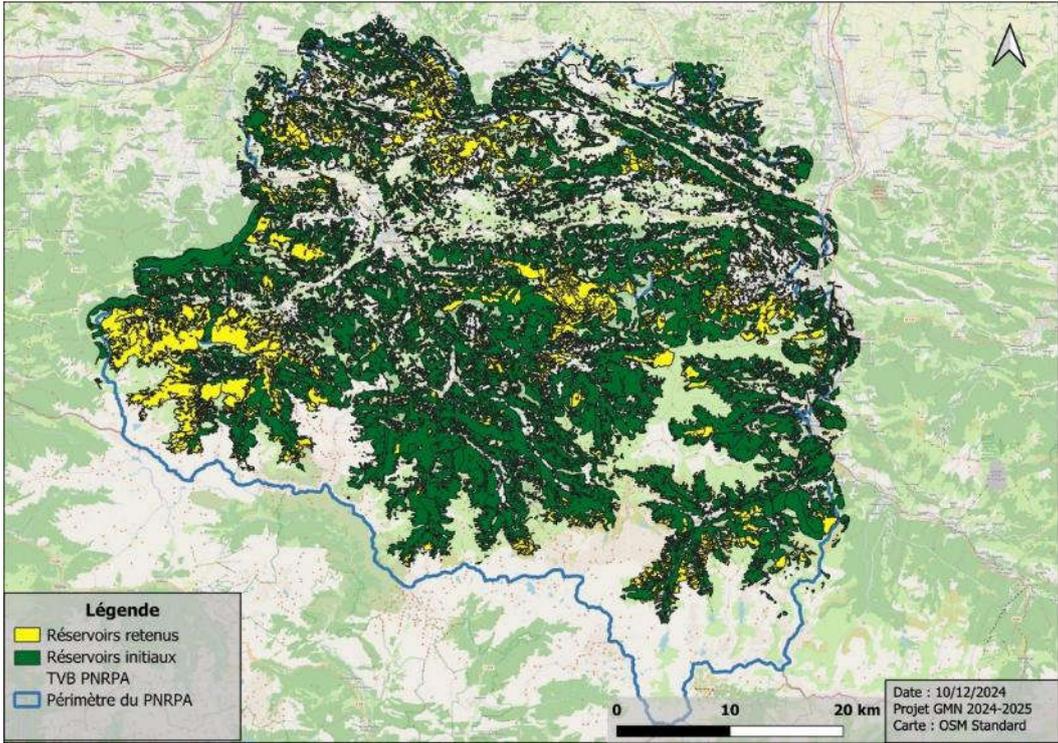


Cette carte a été obtenue à partir des cartes de risque de mortalité pour le Hêtre et le Sapin présenté en **Partie III.a**. Une classification en trois classes a été réalisée : une classe 0 lorsque le risque est inférieur à la moyenne pour les deux essences ; une classe 1 lorsque le risque de l'une des deux essences est supérieur à la moyenne et enfin une classe 2 lorsque le risque pour les deux essences est supérieur à la moyenne.

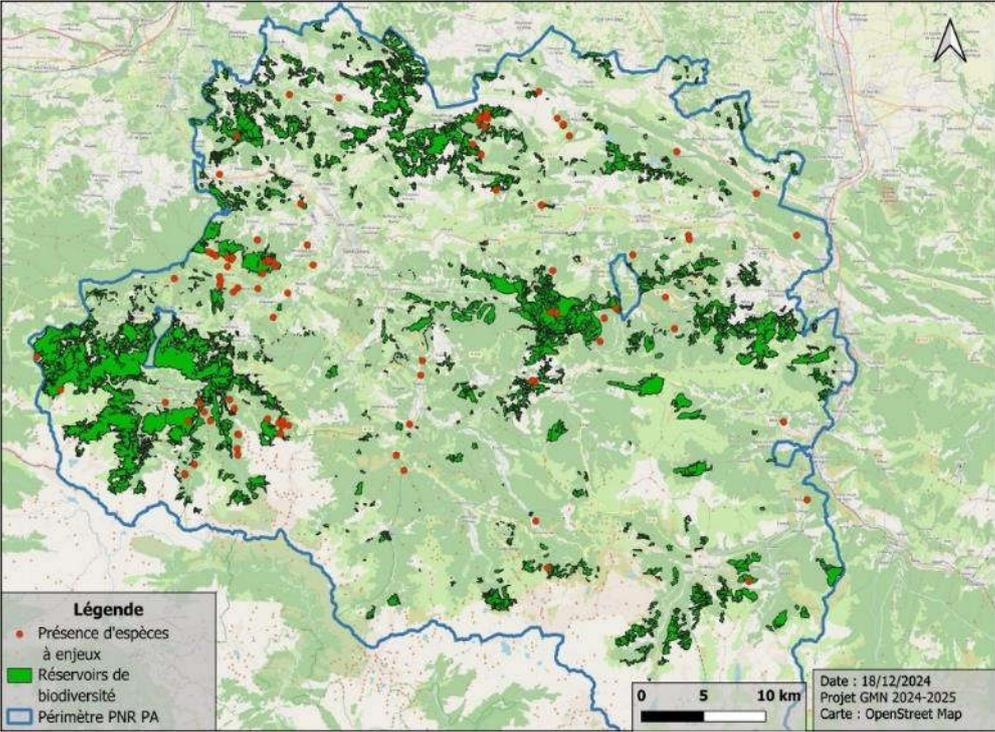
Annexe 5.9 : Profil d'altitude le long de lien 167-130

Dans un contexte de réchauffement climatique, l'altitude peut également être considérée comme un obstacle à la continuité écologique. C'est le cas en position de 6000 m ou encore de 15000 m le long du lien où l'altitude se voit augmenter.

Annexe 5.10 : Comparaison des réservoirs retenus avec ceux de la TVB du PNR



Annexe 5.11 : Occurrences de 3 espèces patrimoniales et réservoirs de biodiversité – PNRPA



Annexe 6 : Analyse descriptive des données de la forêt de Bellissens

Analyse descriptive des données de Bellissens

L'objectif de cette fiche de synthèse est de présenter les résultats obtenus lors de la réalisation de placettes en forêt de Bellissens. Cette synthèse vient compléter et s'appuyer sur les typologies ainsi que les méthodologies décrites dans le rapport intitulé *Étude de l'adaptation des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises au changement climatique*, rédigé par la promotion GMN 2024 d'AgroParisTech.

1 Composition du peuplement

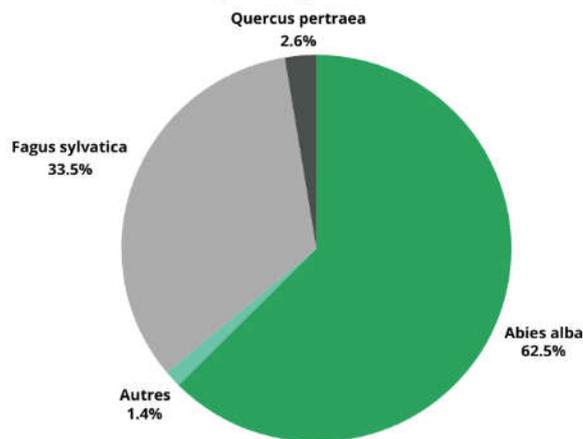


Figure 1 - Répartition des essences sur l'ensemble des placettes

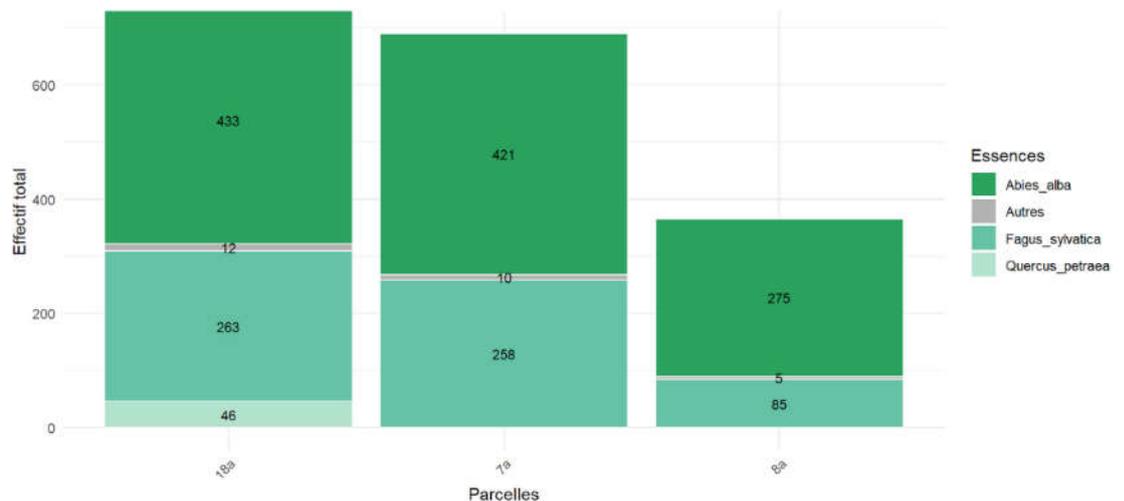


Figure 2 - Effectif par essence et par parcelle

Les 3 parcelles de la forêt de Bellissens (18a, 7a, 8a) sont majoritairement composées de sapin (*Abies alba* = 62,5 %) et d'hêtre (*Fagus sylvatica* = 33,5 %). On recense quelques chênes sessiles (*Quercus petraea* = 2,6 %) et individus d'orme, de tilleul à grande feuilles, de houx, d'épicéa, de châtaignier, de bouleau verruqueux, de frêne élevé, d'érable sycomore et d'alisier torminal.

La parcelle 18a, située à une altitude relativement basse, abrite 46 chênes, une espèce absente des placettes situées plus haut en altitude. Il apparaît qu'**un martelage en faveur du chêne pourrait constituer une opportunité**, ce dernier ayant un fort potentiel en tant que semencier. **Cette intervention favoriserait la régénération et la montée du peuplement sur le versant.**

Les typologies utilisées sont disponibles dans la partie II.4.c. "Impact du peuplement sur la mortalité" du rapport.

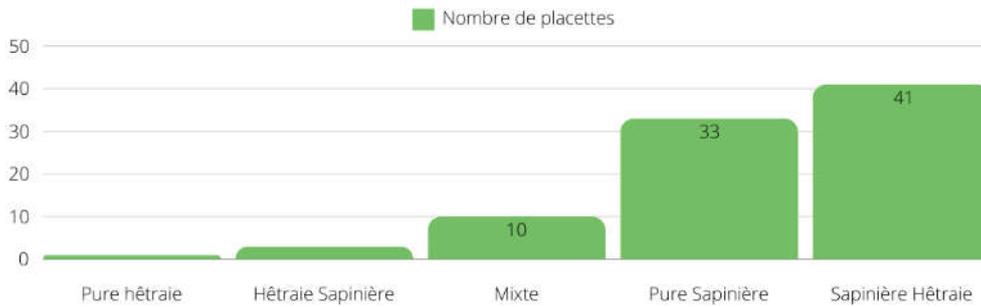


Figure 3 - Distribution des mélanges d'essence par placettes

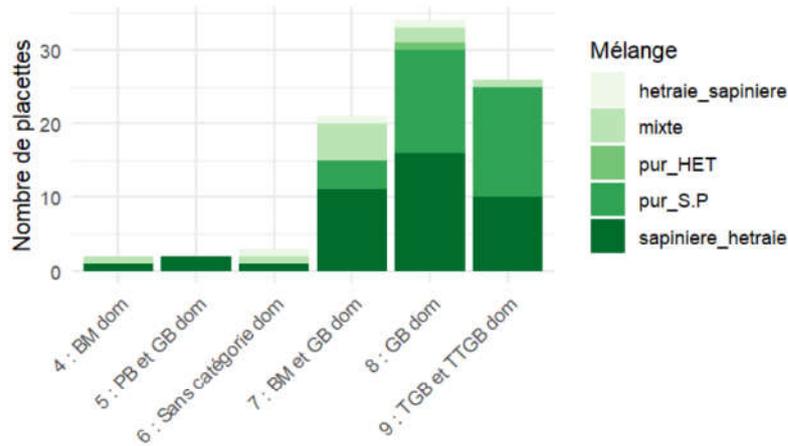


Figure 4 - Distribution des mélanges par type de peuplement et placettes

2 Structure du peuplement

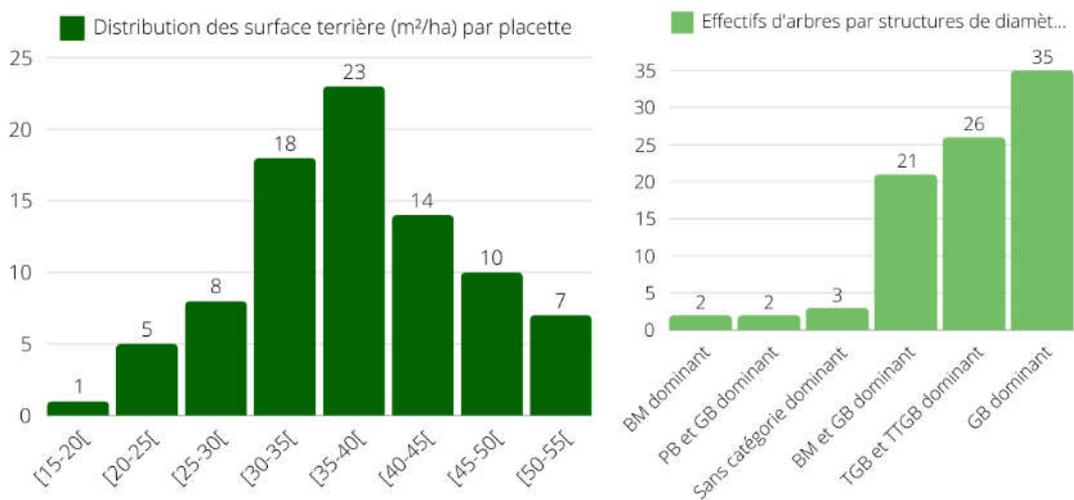


Figure 5a et 5b - Distribution des surfaces terrières (gauche) et effectifs d'arbres par classes de diamètre (droite)





Figure 6 - Localisation des TGB et TTGB par parcelle

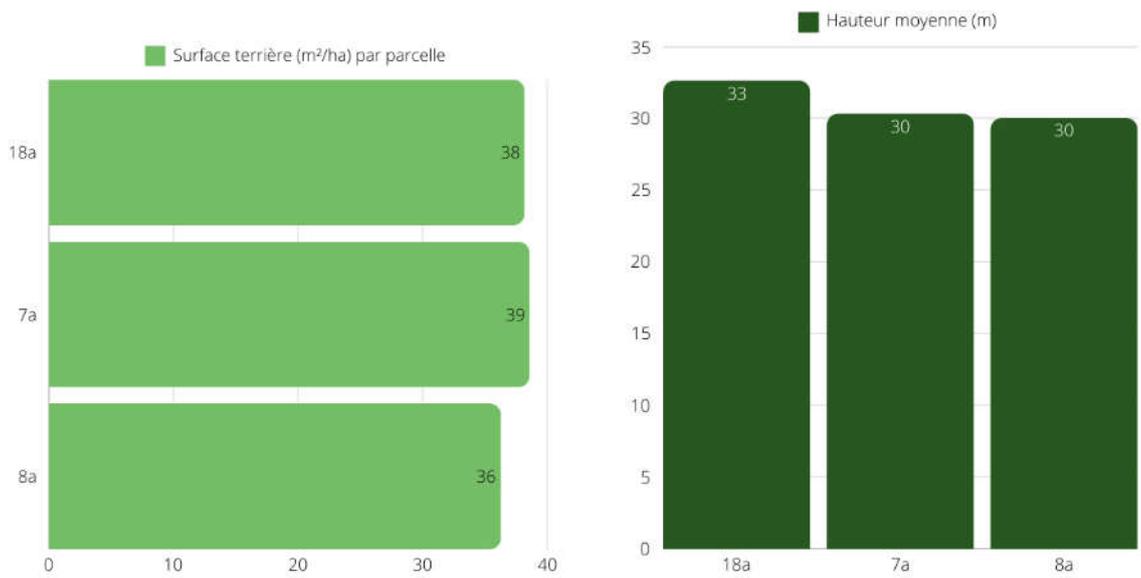


Figure 7a et 7b - Surface terrière moyenne par parcelle (gauche) et Hauteur moyenne par parcelle (droite)

On constate que la parcelle 18a résulte d'efforts de gestion ayant pour vocation de laisser les arbres grandir. Cependant, les surfaces terrières par parcelles semblent être peu différenciées, notamment entre la 18a et la 7a.

Mortalité

Une placette est considérée comme présentant de la mortalité si **au moins un de ses arbres dominants ou co-dominants est mort** (cf. II. 4.c. "Impact du peuplement sur la mortalité" du rapport). Les chablis et chandelles ont été écartés du jeu de données, car ils ne reflètent pas directement les effets du réchauffement climatique sur la mortalité.

Les arbres morts recensés sont exclusivement des sapins.

75 % des arbres morts (n = 3) sont dans des TGB et TTGB dominants, 25 % dans des GB dominants (cf. Figure 9a).

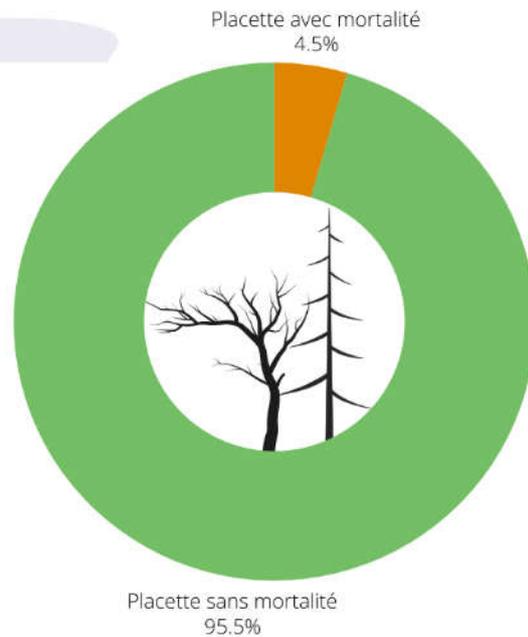


Figure 8 - Proportion de mortalité

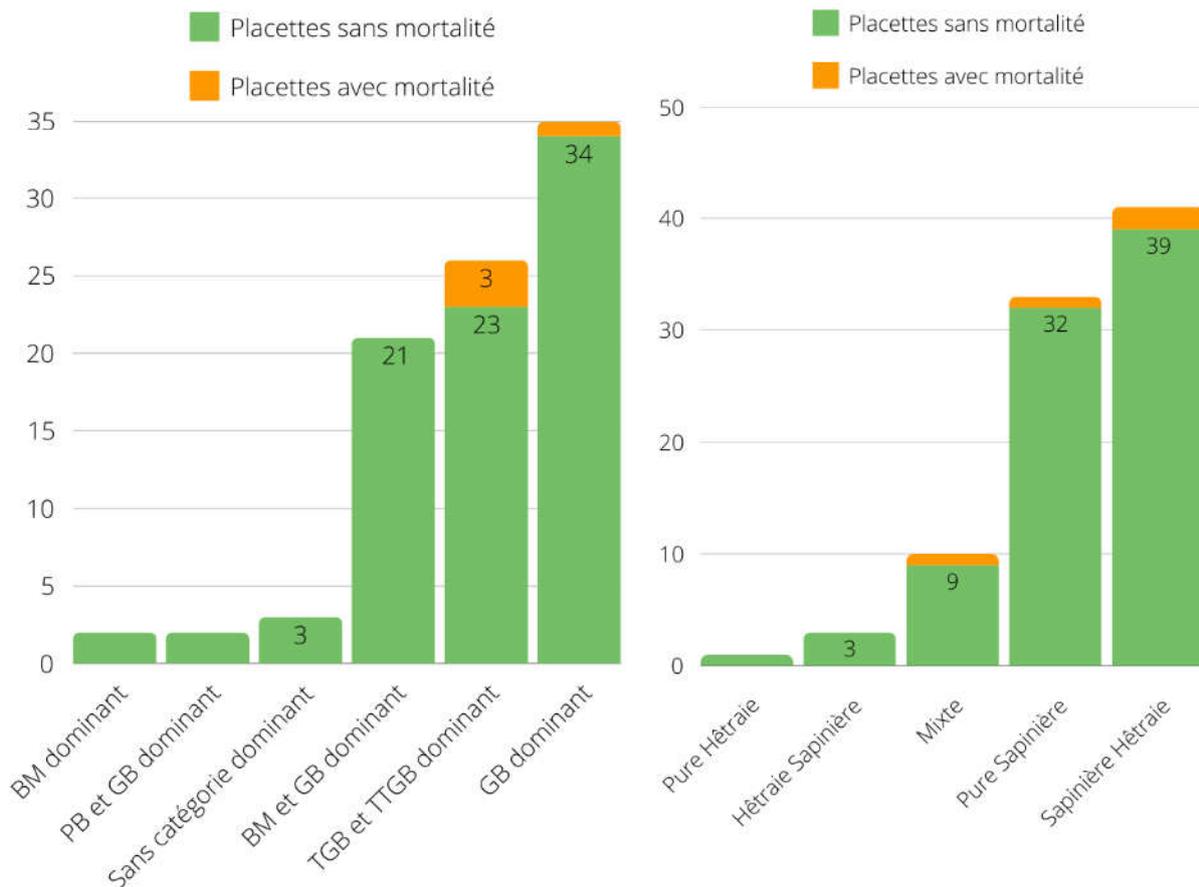


Figure 9a et 9b- Mortalité par type de peuplements par placettes et mortalité par type de mélange par placettes (droite)



Superposition des données de Bellisens sur le modèle de probabilité de mortalité sapin

Attention, les valeurs de l'axe des ordonnées ne sont pas interprétables, au contraire de la forme de la courbe. Voir le rapport pour le modèle.

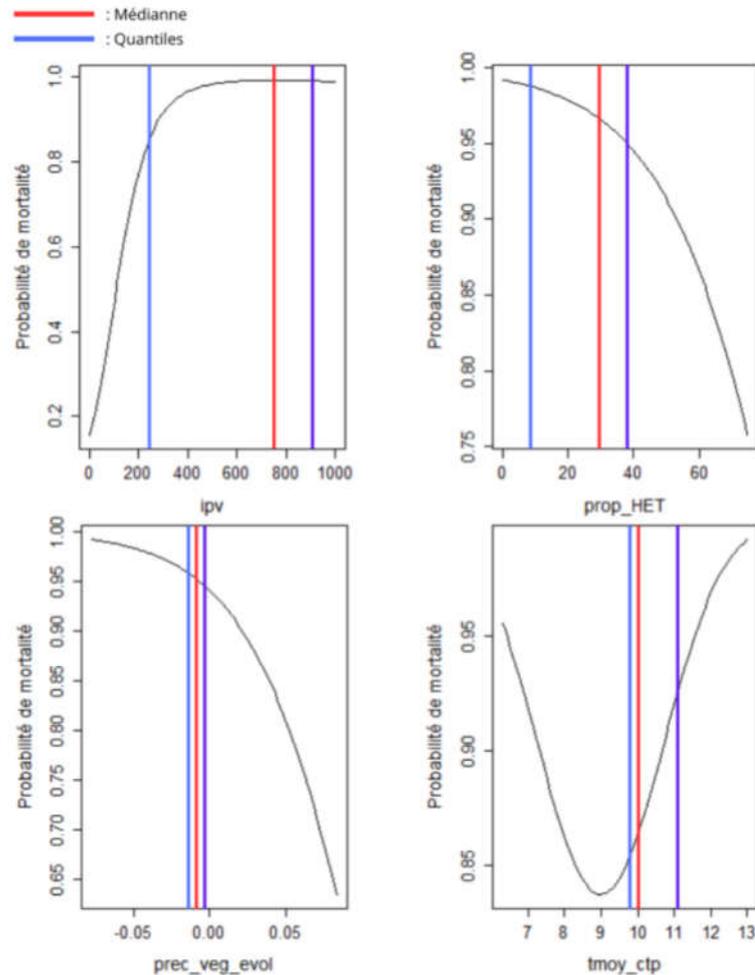
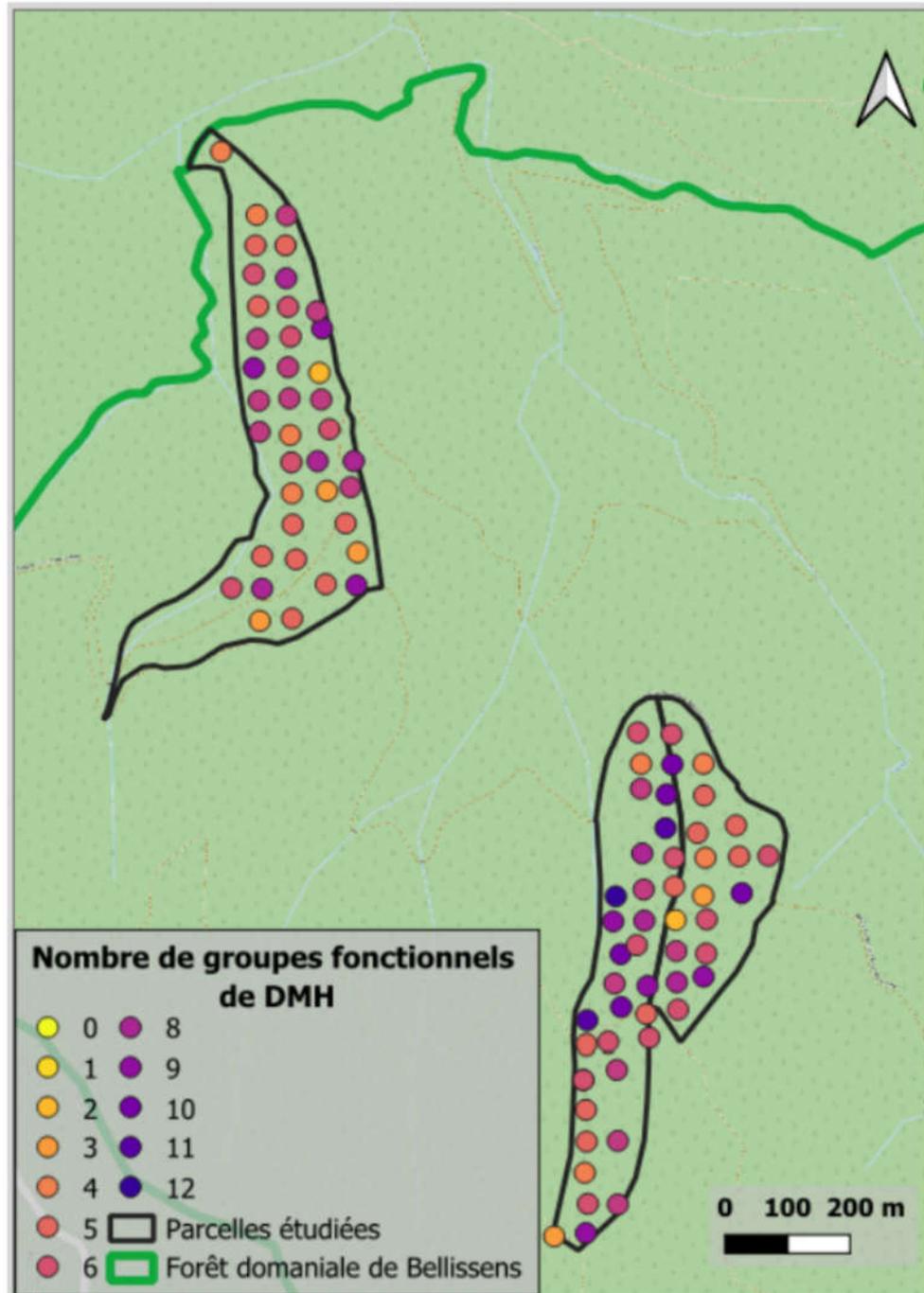


Figure 10 - Probabilité de mortalité en fonction des différentes variables du modèle (en rouge à médiane des données de Bellisens, en bleu les quantiles)

- L'ipv (indice de position versant) indique que les placettes se trouvent dans des zones à risque élevé, où la probabilité de mortalité est maximale en raison de la faible capacité de rétention de l'eau sur des topographies accidentées.
- Concernant la proportion de hêtres, bien qu'un mélange soit déjà présent, il serait pertinent d'augmenter cette proportion dans les placettes où cette essence est moins représentée afin de diminuer la probabilité de mortalité.
- Pour l'anomalie de précipitation (prec_veg_evol), les variations pluviométriques à l'échelle du PNR sont faibles, avec toutefois une tendance à la diminution. À Bellisens, les valeurs restent constantes, rendant difficile toute conclusion.
- Au sujet de la température, bien que nous soyons proches de l'optimum, les projections climatiques futures suggèrent que son maintien est peu probable, ce qui pourrait induire une surmortalité dans la forêt de Bellisens

4 Dendromicrohabitats

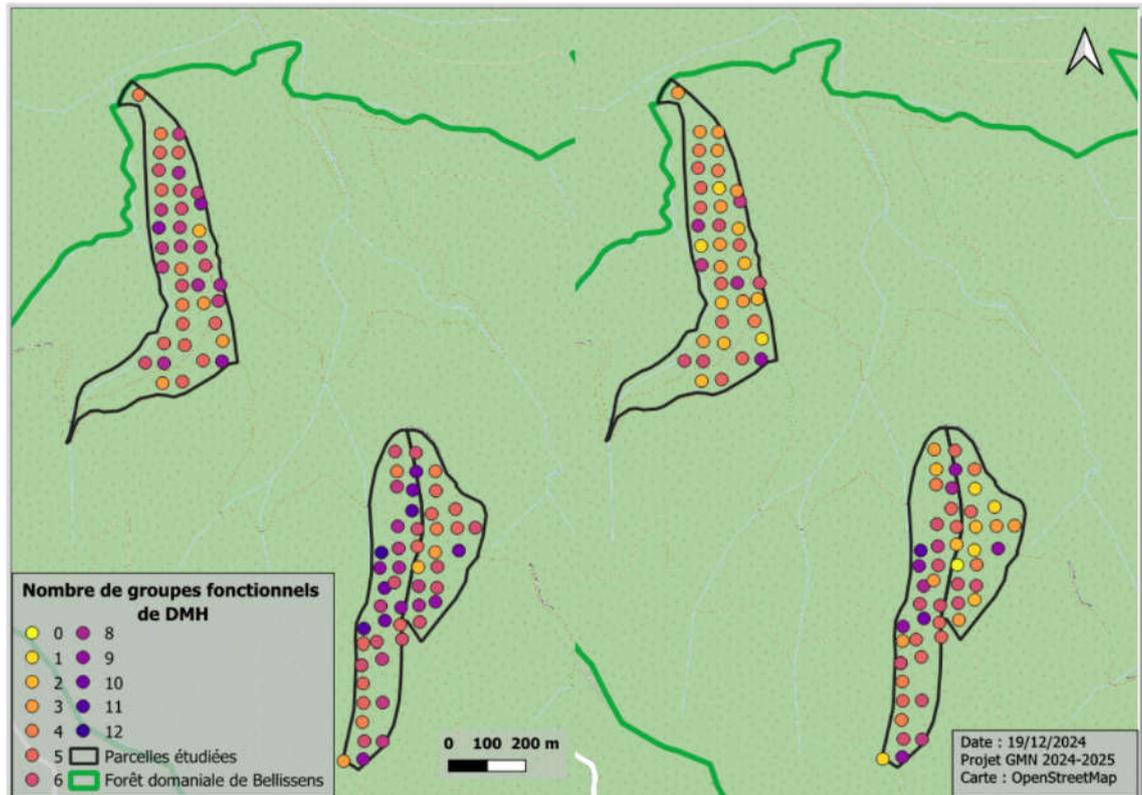
La typologie des DMH est disponible en Annexe.



Nombre de groupes fonctionnels de DMH par placette

La carte montre le **nombre de groupe fonctionnels** présents pour chaque placette. Elle permet de localiser la **diversité** des DMH observés sur Bellissens. On observe un nombre de groupes fonctionnels moyens plus important dans la parcelle 7a.



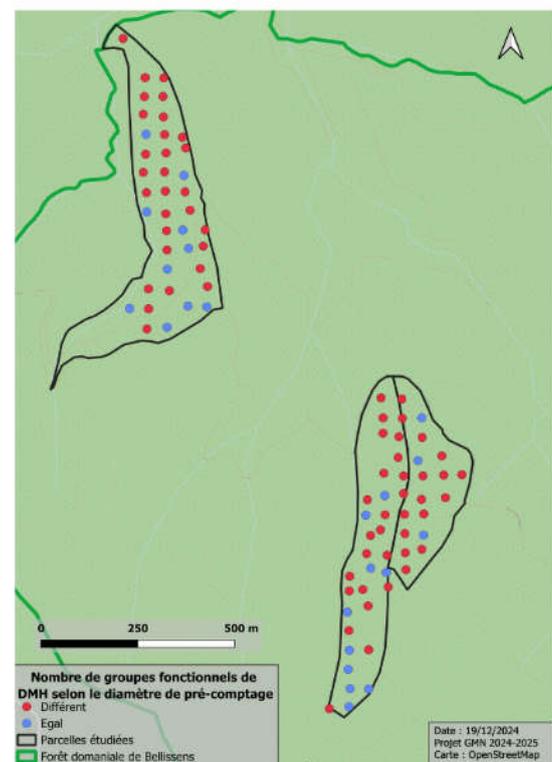


Comparaison du nombre de groupes fonctionnels de DMH relevés avec le protocole appliqué sur Bellissens (à gauche) et avec le protocole de calibration LiDAR (à droite)

On remarque que les tendances de **diversité fonctionnelle de DMH** (i.e. nombre de groupes fonctionnels de DMH différents) soient la même entre les deux protocoles, la **perte d'information** avec le **protocole de calibration LiDAR** est non négligeable : il fait augmenter considérablement le nombre de placettes sur lesquelles on n'observe que peu ou pas de DMH.

Faire baisser le diamètre minimum de recensement des DMH (20 cm pour les feuillus et 30 cm pour les résineux) augmente fortement le nombre de DMH relevés : **seulement 26% des placettes présentent la même diversité fonctionnelle de DMH entre les deux protocoles.**

Visualisation de la différence du nombre de groupes fonctionnels de DMH entre les deux protocoles (celui appliqué sur le Bellissens et celui de calibration LiDAR).



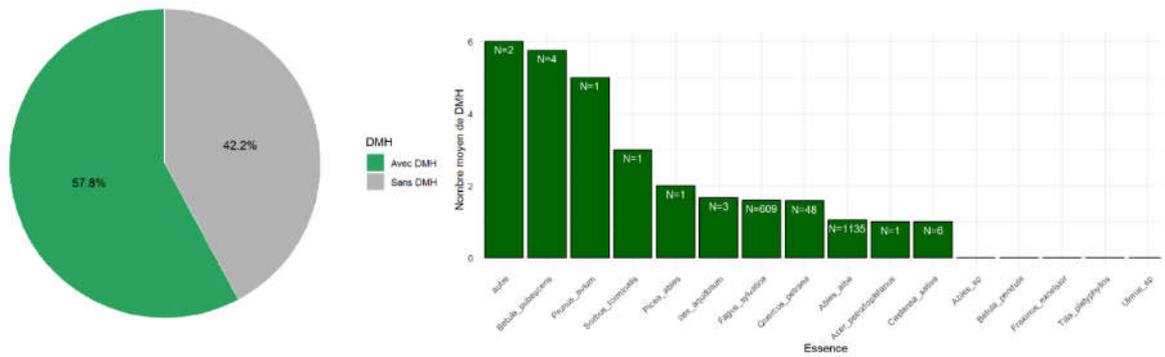


Figure 11a et 11b - Proportion des arbres avec au moins un DMH (gauche) et nombre de DMH moyen par essence (droite)

Plus de la moitié des arbres possèdent au moins un DMH. Ils semblent être localisés préférentiellement sur les essences feuillues, mais ces résultats restent discutables au vu du peu d'occurrences analysées pour certaines essences (N<5 pour *Betula pubescens*, *Prunus avium*, *Sorbus torminalis*, *Picea abies* et *Ilex aquifolium* par exemple). En revanche, on peut **comparer le nombre moyen de DMH entre *Fagus sylvatica* et *Abies alba***. Il est **plus important chez *Fagus sylvatica* (1.8 DMH en moyenne/arbre contre 1.2)**.

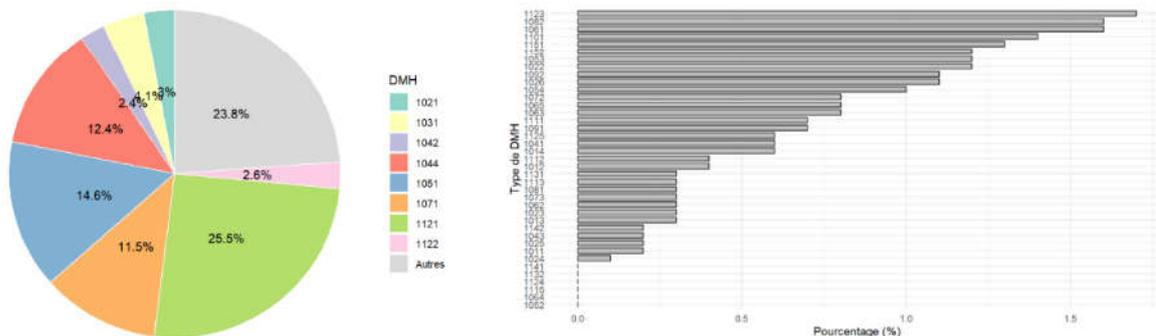


Figure 12a et 12b - Fréquence d'apparition des DMH (gauche) et répartition des DMH dans la catégorie "autre" (droite)

Les 3 DMH les plus observés sur l'ensemble des placettes sont les **bryophytes (25.5%)**, le **bois apparent (14.6%)**, les **concavités racinaires (12.4%)**, et les **branches mortes (11.5%)**. Dans la catégorie "autres", on trouve uniquement des DMH présents dans moins de 2% des cas.



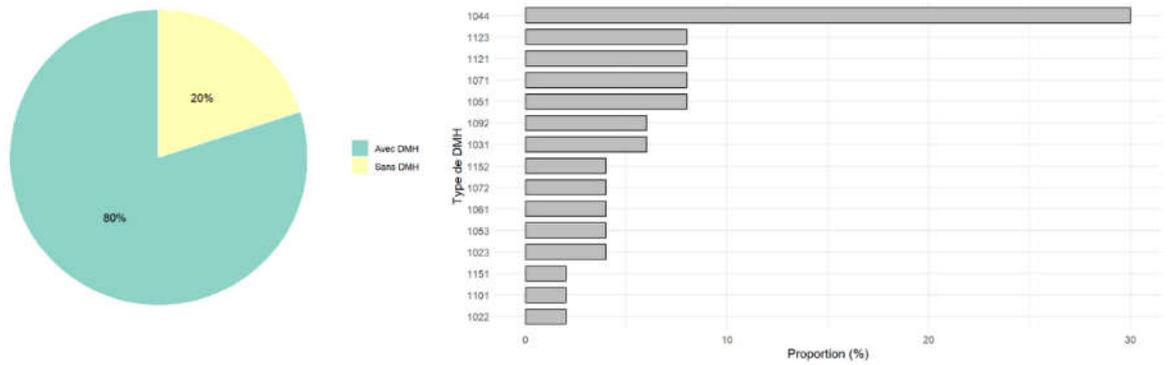


Figure 13a et 13b - Proportion des arbres martelés avec au moins un DMH (droite) et répartition des DMH parmi les arbres martelés (gauche)

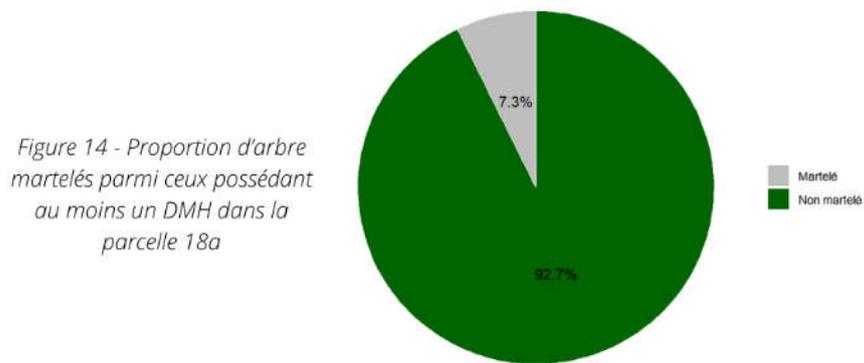


Figure 14 - Proportion d'arbre martelés parmi ceux possédant au moins un DMH dans la parcelle 18a

Concernant la parcelle 18a, **80% des arbres martelés possèdent au moins 1 DMH**. Parmi les arbres martelés, on trouve surtout le DMH **"concavité racinaire"** (30% des cas). La Figure 14 nous permet de voir que **le martelage affecte peu la proportion globale d'arbres possédant au moins 1 DMH** : En effet, seulement 7.3% des arbres possédant au moins 1 DMH sur la parcelle 18a sont effectivement martelés, c'est à dire qu'**il reste 92.7% des arbres possédant au moins 1 DMH sur la parcelle après martelage**.

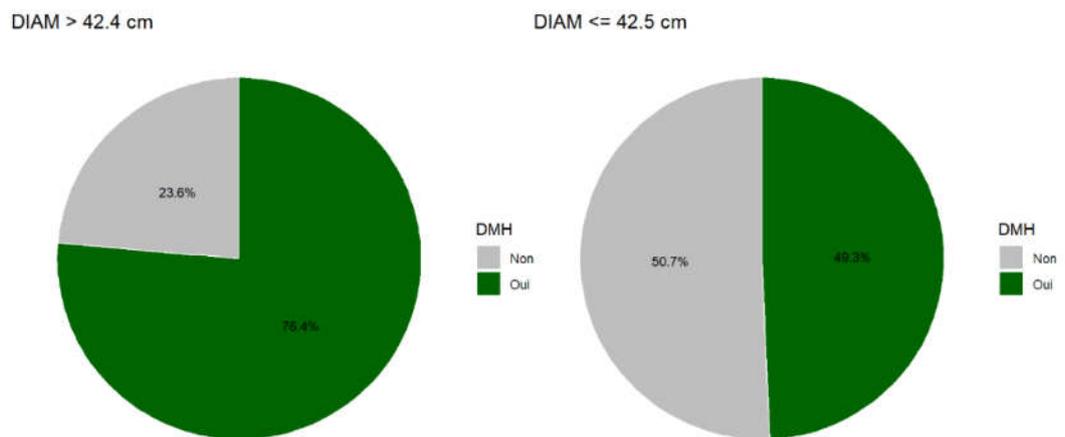


Figure 15 - Proportion de DMH pour les arbres de plus de 42.5cm de diamètre et pour ceux de moins de 42.5 cm de diamètre

La Figure 15 met en évidence la répartition des DMH en fonction du diamètre des arbres ; En effet, **76.4% des arbres possèdent au moins 1 DMH pour les individus dont le diamètre est supérieur à 42.5 cm, contre 49.3% pour ceux dont le diamètre est inférieur à 42.5 cm.**

La **corrélation** entre le **diamètre et le nombre de DMH** est testée avec un modèle linéaire. Le modèle global est significatif (p value $< 2e-16$), c'est à dire que **la valeur du diamètre explique significativement le nombre de DMH**. Le **nombre de DMH augmente avec le diamètre**. Graphiquement, en regroupant les circonférences par classes de 5, la relation linéaire suivante est obtenue :

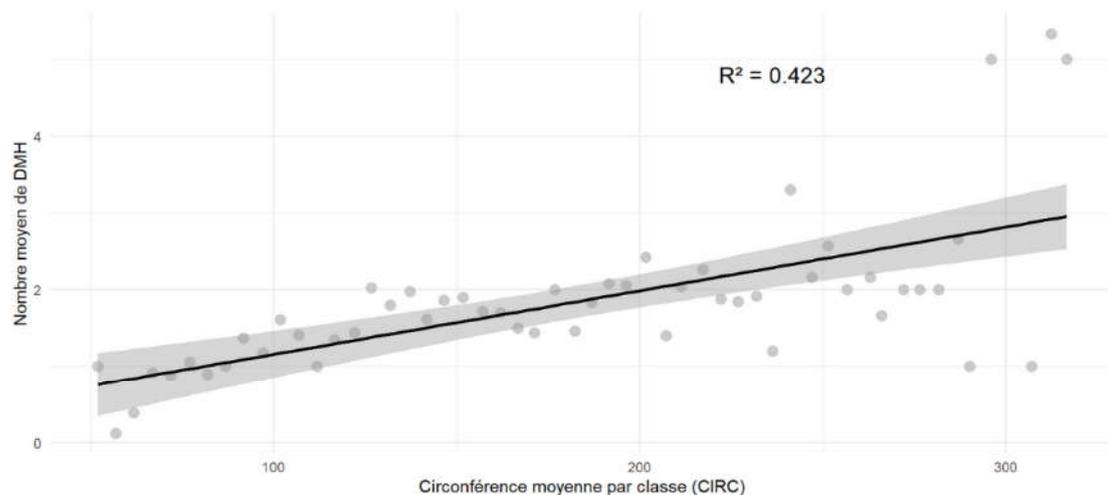


Figure 16 - Nombre de DMH par arbre en fonction de sa circonférence en cm (regroupée par classes de 5)

CONCLUSION PARTIELLE :

Les DMH sont présents sur plus de la moitié des arbres observés, avec une fréquence plus élevée chez les feuillus. Les plus communs sont les bryophytes, le bois apparent, les concavités racinaires et les branches mortes. Une relation significative est observée entre le diamètre des arbres et le nombre de DMH, ce dernier augmentant avec le diamètre des individus.

Afin de conserver ces DMH, le **martelage doit préserver les essences feuillues**, qui possèdent un **plus grand nombre** et une **plus grande diversité** de DMH que les essences résineuses. Egalement, les **arbres de gros diamètres** sont à favoriser pour les DMH.



6 Naturalité & TVB

L'ensemble de la forêt domaniale de Bellissens est classé en réservoir de biodiversité ainsi que les parcelles voisines suite à l'analyse des indicateurs de naturalité (cf. Figure 10). Le réservoir de biodiversité résultant occupe une position **centrale dans la constitution de la Trame Vieux Bois** du PNRPA.

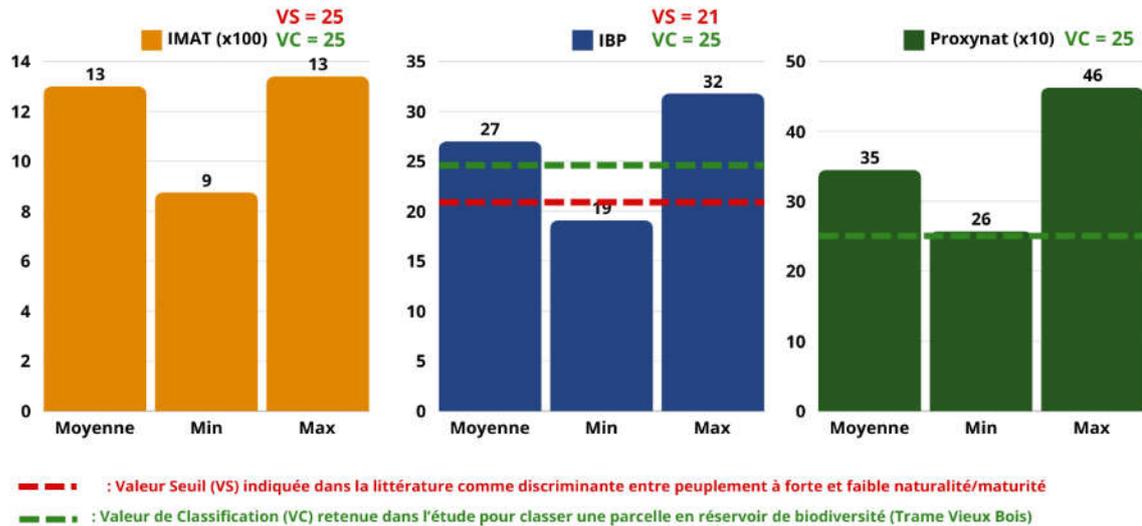


Figure 16 - Valeurs des indicateurs de naturalité calculés pour la forêt de Bellissens

Seul l'IMAT ne dépasse pas la valeur seuil pour prétendre à une classification en forêt mature. Par conséquent, afin d'**améliorer la maturité des peuplements** et de promouvoir la continuité écologique au sein du réservoir, une **gestion conjointe** avec les autres parcelles est nécessaire. Les actions à mener seraient :

- Retirer les éléments nuisant à la **libre circulation de la faune** (barrières, clôtures, etc.) au sein du réservoir si présents ;
- Installer un réseau d'**îlots de sénescence** sur les parcelles concernées ;
- Mettre en place un **suivi de la naturalité du peuplement (PSDRF)**, de la faune et de la flore ;
- Favoriser particulièrement la **présence de bois mort au sol et sur pied** (objectif = 30 mètre cube).