



HAL
open science

Résilience de la flore vasculaire de sous-bois des Hauts-de-France après sa destruction par la Première Guerre mondiale

Lola Gogniat

► **To cite this version:**

Lola Gogniat. Résilience de la flore vasculaire de sous-bois des Hauts-de-France après sa destruction par la Première Guerre mondiale. Sciences du Vivant [q-bio]. 2023. dumas-04275075

HAL Id: dumas-04275075

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04275075>

Submitted on 8 Nov 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Année universitaire : 2022 – 2023

Spécialité :

Génie de l'environnement

Spécialisation (et option éventuelle) :

PAMEQ

Mémoire de fin d'études

d'ingénieur de l'Institut Agro Rennes-Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)

de master de l'Institut Agro Rennes-Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)

de l'Institut Agro Montpellier (étudiant arrivé en M2)

d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Résilience de la flore vasculaire de sous-bois des Hauts-de-France après sa destruction par la Première Guerre mondiale

Par : Lola Gogniat



Soutenu à Rennes le 21/09/2023

Devant le jury composé de :

Président : Didier Le Cœur

Maître de stage : Déborah Closset

Enseignant référent : Loïs Morel

Autres membres du jury : Mickael Monvoisin- chargé de mission ONF

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle de l'Institut Agro Rennes-Angers

Remerciements

Je tiens à remercier ma maîtresse de stage Déborah Closset de m'avoir permis de réaliser cette super expérience, de m'avoir fait confiance dès les premiers jours et de m'avoir accordé une grande autonomie. Merci pour tes conseils, ta bonne humeur et ta gentillesse !

Un grand merci à Loïs Morel, mon tuteur de stage pour sa disponibilité, ses conseils précieux sur l'analyse et sur la rédaction et pour son enthousiasme immédiat face à mon sujet de mémoire !

Ensuite, je tiens à remercier Laure Parodi qui a été pendant ces 6 mois ma collègue, ma confidente, mon acolyte la semaine comme le week-end. Merci d'avoir été là au labo après 19h, sur le terrain, dans la piscine, sur un mur d'escalade et même le corps suspendu à une tyrolienne ! Les bougies m'ont changée à jamais, maintenant les orages sonnent comme une douce mélodie à mes oreilles qui annonce la réjouissance !

Merci à Tristan et Lucas pour ces soirées aux « Dés Raisonables », une bière ou un jus à la main à animer les rues d'Amiens. Merci pour ces discussions et ces bons plans rando, vélo et autres aventures ! On se revoit vite :)

Merci à tou.te.s les doctorant.e.s, Nelly, Eva, Marion, Yuna, Erwan, Chloé pour votre sympathie, votre soutien et votre aide ! Nelly merci pour ton travail cartographique indispensable pour ce mémoire et ton aide sur QGIS ! Merci à Marion pour cette soirée au zoo et ton aide sur R quand il n'était pas coopératif. Merci à Erwan pour ces rares mais hilarantes discussions à refaire le monde et imaginer partir en bateau à l'autre bout de l'Atlantique !

Merci à Jonathan Lenoir pour son expertise en statistiques et sa gentillesse, lui qui n'a pas hésité, malgré un emploi du temps chargé, à jeter un œil à mes analyses ! Merci pour ce coup de pouce qui m'a vraiment aidé !

Merci à Maxime Hervé qui, grâce son document, m'a permis de faire des stats qui ressemblent à des stats !!

Merci à tous ceux qui nous ont accompagnés sur le terrain, Guillaume Decocq d'abord, pour son expertise en botanique, ses anecdotes historiques, et ses pique-niques gargantuesques ! Merci aussi pour ton aide pour la préparation des journées de terrain.

Merci à Maël pour son efficacité et ses connaissances en sylviculture. Merci à Louise et Lucie pour votre bonne humeur contagieuse !

Merci à Emilie Gallet-Moron pour son expertise de SIGiste qui nous a aidés à utiliser et récupérer les points GPS et nous a fourni des cartes complémentaires.

Merci enfin à tou.te.s ce.lles.ux avec qui j'ai eu la chance d'échanger dans un couloir, un bureau, pendant la pause du midi sans qui cette expérience n'aurait pas été la même.

Table des matières

I. Introduction.....	1
II. Matériels et méthodes	5
A. Présentation de la zone d'étude : Les forêts de Hauts-de-France	5
1. Contexte biogéographique : Des massifs forestiers fragmentés au sein d'une matrice agricole.....	5
2. Contexte historique : Un territoire bouleversé par le passage de la Première Guerre mondiale.....	6
B. Méthode de sélection des bois.....	7
C. Prérequis pour l'étude de la structure et de la composition des communautés végétales8	
1. Inventaires floristiques	8
2. Caractéristiques paysagères des bois	9
D. Prérequis pour l'étude des traits fonctionnels des espèces et de leurs préférences écologiques	9
1. Mesure de traits fonctionnels <i>in situ</i>	9
2. Extraction des traits fonctionnels et des préférences écologiques à partir de bases de données	10
E. Analyses statistiques	11
1. Etude de la structure des communautés végétales.....	11
2. Etude de la composition des communautés végétales	12
3. Etude des traits fonctionnels et préférences écologiques des communautés végétales	13
III. Résultats.....	14
A. Structure des communautés végétales	14
B. Composition des communautés végétales.....	15
C. Traits fonctionnels et préférences écologiques des communautés végétales.....	18
IV. Discussion.....	20
A. Des écosystèmes forestiers durablement marqués par la Première Guerre mondiale... 20	
B. Un usage ancien des sols forestiers marquant durablement les bois, même après la Première Guerre mondiale.....	23
C. Limites du travail et pistes d'amélioration	25
1. Sélection des bois à partir de données cartographiques	25
2. Inventaires botaniques et limites d'une approche mono-taxonomique	25
3. Mesure de traits	26
4. Caractéristiques spatiales et liées à la gestion sylvicole.....	26
V. Perspectives	27

A. Enjeux de santé publique.....	27
B. Enjeux de préservation des forêts dans un contexte de guerre.....	27
C. Enjeux de préservation de la biodiversité des forêts anciennes épargnées et reconstituées	28
VI. Conclusion	29
VII. Bibliographie	31
VIII. Sitographie	36
IX. Annexes	I

Table des illustrations

Figures

Figure 1: Champs de bataille du bois de Delville (à gauche) et ville de Longeval après la bataille (à droite)	9
Figure 2: Représentation schématique des conséquences d'une interruption de la continuité forestière sur la résilience des bois.....	3
Figure 3: Représentation schématique des hypothèses de l'étude.	4
Figure 4: Habitats forestiers fréquents dans les Hauts-de-France.	5
Figure 5 : Carte des zones détruites et épargnées par la PGM	6
Figure 6 : Présentation du plan d'échantillonnage.....	7
Figure 7 : Localisation des sites sélectionnés.....	8
Figure 8: Présentation des modèles linéaires candidats.	12
Figure 9 : Visualisation des communautés végétales	15
Figure 10 : Comparaison de la diversité des communautés végétales au sein des types de bois	16
Figure 11: Importance des variables temporelles, spatiales et en lien avec la gestion sylvicole dans la variation globale de la composition des communautés végétales.....	17
Figure 12 : Comparaison de la surface foliaire spécifique de <i>Hyacinthoides non-scripta</i> dans les bois anciens épargnés par la guerre et les bois anciens reconstitués	18
Figure 13 : Représentation schématique des traits fonctionnels et des préférences écologiques des communautés végétales suivant le niveau de destruction connu par le bois.	19
Figure 14: Représentation schématique des traits fonctionnels et des préférences écologiques des communautés végétales suivant l'ancienneté des bois.	19
Figure 15 : Photographies d' <i>Anemone nemorosa</i> déformées retrouvées dans les bois reconstitués.....	21

Tableaux

Tableau 1 : Traits fonctionnels et préférences écologiques sélectionnés pour l'étude	10
Tableau 2 : Comparaison des indices de structure des communautés des 4 types de bois étudiés.....	14
Tableau 3 : Relation entre la dissimilarité des bois et les variables testées.....	16

Equations

Equation 1 : Présentation de la méthode de calcul de l'IndVal (Indicateur Value Index)	13
Equation 2 : Modélisation de la proportion d'espèces forestières en fonction des variables d'intérêts.....	14

Table des annexes

Annexe 1 : Critères de sélection des bois inventoriés pour l'étude.....	I
Annexe 2 : Relevé d'abondance des espèces selon la méthode de Braun-Blanquet.....	I
Annexe 3 : Méthode de calcul des caractéristiques spatiales des 60 bois sélectionnés	I
Annexe 4 : Vérification de la corrélation entre les variables explicatives	II
Annexe 5 : Résultats des modèles linéaires testant la richesse, la diversité de Shannon, l'équitabilité et la proportion pondérée en espèces spécialistes	III
Annexe 6 : Visualisation des communautés végétales des bois en fonction des variables significatives	III
Annexe 7 : Comparaison de la surface foliaire spécifique de <i>Lamium galeobdolon</i> (à gauche) et <i>Anemone nemorosa</i> (à droite) dans les bois anciens épargnés (en bleu) et les bois anciens reconstitués (en rouge)	IV
Annexe 8 : Comparaison de la sévérité de la perturbation en fonction du type de peuplement	IV
Annexe 9 : Comparaison des traits fonctionnels en fonction des 4 types de bois.....	V

I. Introduction

Les forêts, au même titre que l'ensemble des écosystèmes, connaissent aujourd'hui une accélération du déclin de leur biodiversité. Par forêt, nous entendons un espace boisé d'au moins 0.5 hectares, dont les arbres mesurent au minimum cinq mètres de haut et dont la canopée recouvre au moins 10% de la surface FAO (Food and Agriculture Organization). En France, les estimations indiquent d'ores et déjà une augmentation de 30% des arbres morts sur pied de moins de 5 ans sur les années 2018-2019 (IGN, 2021). Le hêtre, le frêne, le pin sylvestre, le sapin et l'épicéa commun sont les essences les plus touchées (ONF, 2019). Ainsi, fin 2020, l'Etat a officiellement annoncé un vaste volet forestier du plan France Relance avec pour ambition d'adapter les forêts au changement climatique, de protéger la biodiversité et de répondre aux besoins de la société en produits de bois.

Toutefois, lorsque nous parlons de forêts, il faut rappeler qu'elles ne forment pas un grand tout homogène. Habituellement nous distinguons deux catégories : les forêts primaires qui se sont développées naturellement sur des espaces vierges sans perturbation anthropique, et les forêts secondaires, qui résultent de la destruction directe d'origine anthropique, partielle ou totale des forêts primaires (Decocq *et al.*, 2021). En Europe, il n'existe presque plus de forêts primaires puisque la très grande majorité des forêts d'Europe ont été progressivement et durablement modifiées dès le Néolithique (-5 000 ans) (Falinski et Mortier, 1996). La notion de forêt ancienne a donc été proposée afin de mieux rendre compte de la réalité européenne. Elle correspond à un espace boisé en continu depuis une date de référence qui, en France est aux alentours de 1830 (Bergès et Dupouey, 2017). A l'inverse une forêt récente est un espace actuellement boisé mais dont l'usage passé du sol- c'est-à-dire avant la date de référence- était non forestier ; le plus souvent agricole. Le choix de cette date de référence s'explique d'une part, parce que cela correspond au « minimum forestier », c'est-à-dire l'époque présentant la plus faible superficie de forêts, soit environ 12% du territoire de France métropolitaine (Falinski et Mortier 1996). L'hypothèse sous-jacente étant que puisqu'en moyenne la superficie de la couverture forestière augmente depuis le XIXème, ces forêts ont dû être boisées en continue depuis lors. D'autres part, parce que les cartes d'Etat-major et le cadastre napoléonien réalisés à cette période couvrent l'ensemble du territoire et permettent de localiser précisément les boisements anciens (Bergès et Dupouey, 2017).

Ces différences d'antécédents forestiers se traduisent entre autres, par des différences de composition en espèces herbacées qui peuvent perdurer plus de 100 ans après le début du reboisement (Hermy *et al.*, 1999 ; Dupouey *et al.*, 2002). Les forêts anciennes se caractérisent par des espèces typiquement forestières également appelées espèces spécialistes, plutôt sciaphiles et acidiphiles, moins exigeantes en azote, tolérantes au stress et moins compétitives (Hermy *et al.*, 1999 ; Dupouey *et al.*, 2002 ; Bergès *et al.*, 2016). Elles abritent, à la différence des forêts récentes, des géophytes ou hémicryptophytes, myrmécochores, barochores ou autochores, ayant une longue durée de vie, se reproduisant par voie plutôt végétative et étant absentes de la banque de graine persistante du sol (Verheyen *et al.*, 2003 ; Brunet *et al.*, 2012). Les espèces de forêts anciennes se distinguent donc par leur faible capacité de dispersion dans le temps (absence dans la banque de graines persistantes, migration lente) et dans l'espace (reproduction végétative et dispersion à courte distance) (Hermy et Verheyen, 2007). Cela les rend particulièrement vulnérables aux ruptures de la connectivité spatiale mais aussi de la connectivité temporelle de la forêt. De nombreuses études ont ainsi mis en évidence qu'un ensemble de paramètres spatiaux tels que la taille (Arrhenius, 1921 ; Dzwonko et Loster, 1989), la longueur de la lisière (Honnay, 2005) et la proximité à des forêts anciennes (Bossuyt *et al.*, 1999) étaient particulièrement importants pour le maintien de ces espèces typiquement

forestières. Malheureusement, si cette première composante a beaucoup été étudiée, force est de constater que la seconde a été négligée. A fortiori, l'interaction entre les deux n'est presque jamais prise en compte. Or, d'après la littérature existante, une interruption même brève de cette continuité temporelle est susceptible de conduire à une extinction locale d'espèces de forêts anciennes (Bossuyt et Hermy, 2001), et de réinitialiser l'écosystème. Ainsi, le maintien de ces espèces spécialistes suppose une forte vigilance, voir la mise en place de mesures de protection et de restauration des forêts anciennes. Pour les protéger efficacement et favoriser leur résilience, il est important de mieux comprendre quelles sont les conséquences d'une interruption de la continuité temporelle, d'autant plus lorsque cette interruption conduit à la perturbation totale de l'écosystème, c'est-à-dire à la destruction d'une partie ou de la totalité de la biomasse présente (Grime, 1974).

Pour étudier les conséquences de cette interruption, les bois des anciens champs de bataille de la Première Guerre Mondiale constituent un objet d'étude pertinent. Dans le cadre de ce mémoire, nous parlerons de bois plutôt que de forêts, car les espaces boisés étudiés font parfois moins de 0.5 hectares. La Première Guerre mondiale (1914-1918) (PGM) a laissé derrière elle des territoires agricoles et forestiers bouleversés (Figure 1). Là où les batailles furent les plus intenses, les bois ont été simultanément réduits à des no-man's lands désertiques sur lesquels seules quelques reliques de troncs d'arbres calcinés et déracinés ont persisté par endroit. Le sol, quant à lui, a été remanié sur plusieurs dizaines de centimètres et l'accumulation de pollutions chimiques (explosifs et leurs dérivés, métaux lourds...), plus ou moins rémanentes, ont durablement modifié ses propriétés physico-chimiques et biologiques (Hubé, 2017). Or, de nombreux articles ont mis en évidence que ces composés peuvent endommager la structure cellulaire, entraîner l'inhibition de certaines enzymes, diminuer l'activité photosynthétique ainsi que la nutrition minérale des plantes (Asati *et al.*, 2016). Ils contribuent également à faire décroître le nombre de microorganismes du sol, provoquant une baisse de fertilité. L'ensemble de ces effets directs et indirects ont potentiellement compromis la recolonisation de ces anciens champs de bataille et modifié les niches écologiques des espèces implantées avant la guerre.



Figure 1 : Champs de bataille du bois de Delville (à gauche) et ville de Longueval après la bataille (à droite). Illus. Musée Sud-Africain du bois de Delville

Par ailleurs, cet événement a eu pour conséquence une synchronisation des processus de recolonisation forestière, par régénération spontanée ou plantation et cela, indépendamment de l'occupation antérieure des sols. Aujourd'hui, nous dénombrons des

« bois reconstitués », c'est-à-dire des bois qui étaient présents dès 1830, qui ont été détruits lors de la PGM et qui se sont reconstitués sur des territoires qui étaient auparavant boisés. Nous nous permettons de les appeler « bois anciens reconstitués » en vue de signifier qu'il y a eu un antécédent forestier passé. Nous distinguons d'autre part des « bois récents reconstitués » qui étaient probablement agricoles ou très récemment et pour une courte durée, forestiers avant 1914, qui ont été détruits lors de la PGM. Quoi qu'il en soit ces bois étaient absents des cartes d'état-major. Ces deux types de bois, aux usages de sols différents, se sont boisés après la fin des conflits. Ils sont comparés à leurs témoins, en dehors de la zone de conflit : Les « bois anciens épargnés » pour lesquels la continuité du couvert forestier n'a jamais été interrompue et les « bois récents épargnés » présents aujourd'hui mais absents des cartes d'état-major.

À la suite d'une perturbation, les processus de résilience, à savoir la capacité d'un écosystème à retrouver l'état qui était le sien avant une perturbation, incluant le maintien des caractéristiques taxonomiques, structurelles, fonctionnelles d'origines (Holling, 1973), vont entraîner une réorganisation du bois. Cela peut prendre différentes formes, du changement d'abondance d'espèces, au renouvellement total de la population conduisant potentiellement, à une modification de la fonctionnalité du milieu. Cette réorganisation, lorsqu'elle provoque des modifications durables et d'ampleurs de l'écosystème, mène à l'établissement d'un nouvel état stable, appelé ici néo-forêts (Figure 2). Cette configuration particulière nous permet donc d'étudier *in-situ* l'impact d'une interruption temporaire de la continuité forestière, ici provoquée par la PGM, sur la résilience des bois.

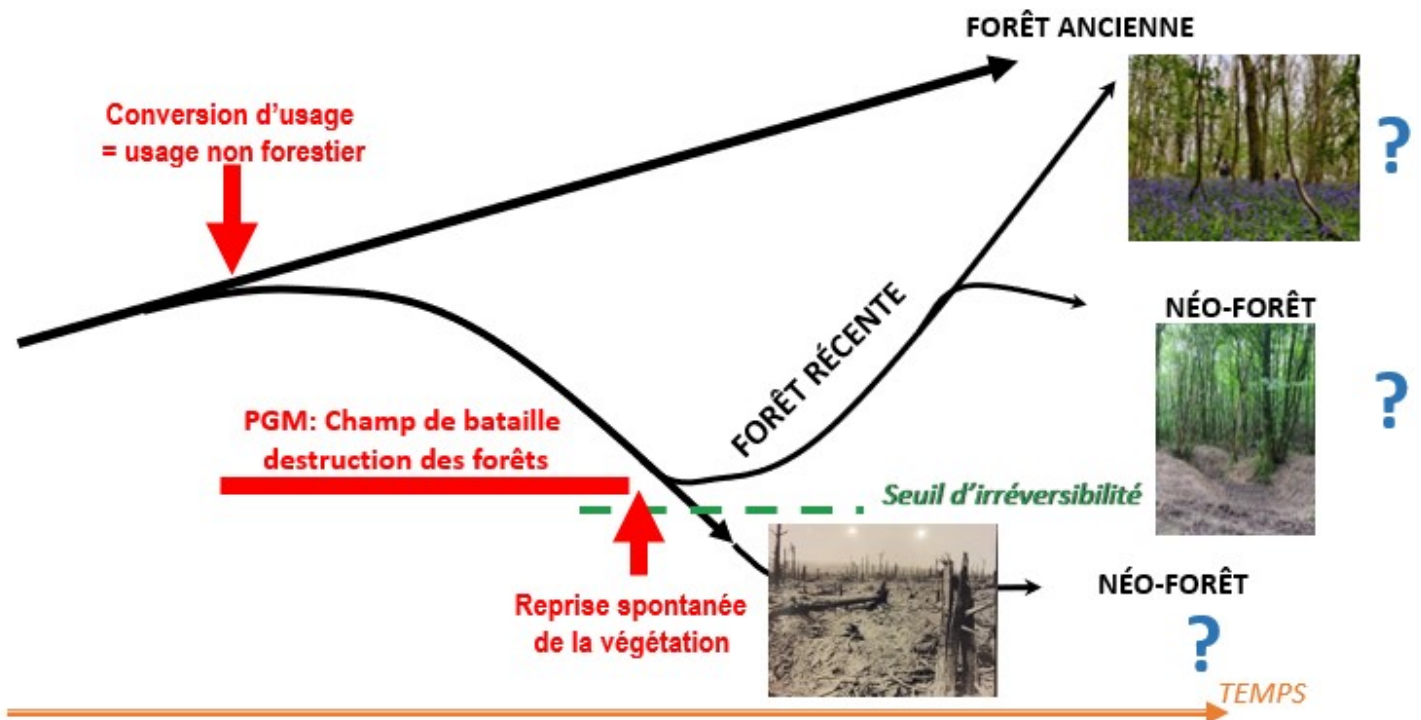


Figure 2 : Représentation schématique des conséquences d'une interruption de la continuité forestière sur la résilience des bois (d'après Hermy et Verheyen, 2007)

Si cette reconstitution a déjà fait l'objet d'étude en histoire, en biogéographie ou en phytosociologie, jamais elle n'a été étudiée sous l'angle de l'écologie fonctionnelle. Ce stage de fin d'études présente donc un double-intérêt : d'abord faire un état des lieux de l'impact de

la PGM sur les forêts d'aujourd'hui et ensuite mieux comprendre l'effet d'une interruption brutale de la continuité temporelle sur la résilience des forêts avec des antécédents forestiers différents. Nous tenterons donc de répondre à la problématique suivante : La perturbation provoquée par la PGM a-t-elle engendrée une modification durable de la flore vasculaire de sous-bois des Hauts-de-France quel que soit l'antécédent forestier ? Pour répondre à cette problématique, nous posons les deux hypothèses suivantes (Figure 3) :

H1 : Au regard de l'intensité des conflits, la perturbation engendrée par la PGM a modifié durablement les communautés végétales et les fonctionnements de l'écosystème.

Pour valider cette hypothèse, nous comparons, pour une même continuité forestière, la structure des communautés, la composition et les traits fonctionnels des espèces végétales présentes aujourd'hui dans les bois perturbés et les bois non perturbés, c'est-à-dire les « bois anciens reconstitués » avec les « bois anciens épargnés », puis des « bois récents reconstitués » avec des « bois récents épargnés ». Nous nous attendons à trouver une structure des communautés similaire mais des différences en termes de composition avec dans les bois détruits par la PGM des espèces avec de bonnes capacités de dispersion (anémochores, endozoochores, plus tolérantes à la perturbation, avec des surfaces foliaires spécifiques et des teneurs en chlorophylle plus faibles, et ce en lien avec la pollution des sols.

H2 : Les perturbations engendrées par la PGM ont conduit à une homogénéisation des milieux forestiers entraînant une synchronisation de la régénération forestière. Aussi, nous nous attendons à retrouver pour les bois épargnés, les caractéristiques qu'on leur connaît d'après la littérature (bois récents et bois anciens), alors que pour les bois perturbés, nous nous attendons à ne pas observer de différences entre les bois anciens et les bois récents, c'est-à-dire que les caractéristiques des bois anciens aient été perdues. Là encore, pour vérifier cela, nous comparons la structure des communautés, la composition et les traits fonctionnels des « bois anciens reconstitués » et des « bois récents reconstitués » puis des « bois anciens épargnés » et des « bois récents épargnés ».

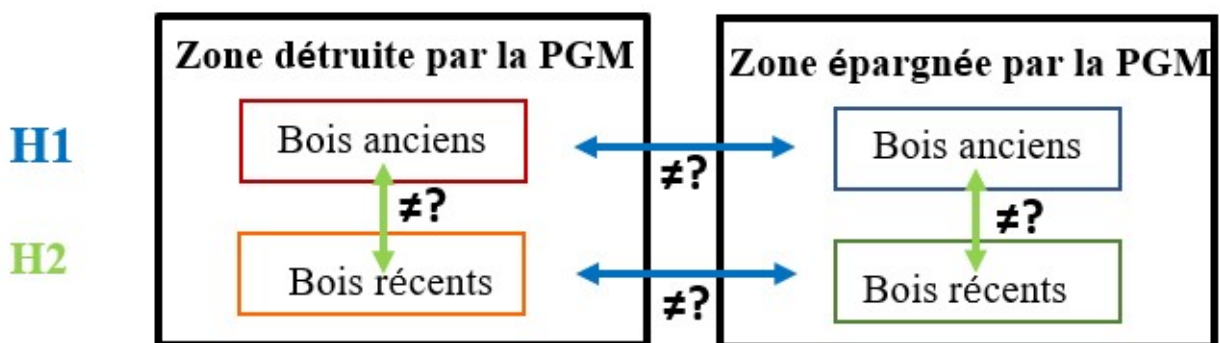


Figure 3 : Représentation schématique des hypothèses de l'étude. Les flèches correspondent aux comparaisons entre les bois

Pour valider ou non ces deux hypothèses, nous avons à chaque fois procédé en trois temps : d'abord en étudiant la structure des communautés (richesse spécifique, diversité, équitabilité...), puis la composition et enfin les traits fonctionnels des espèces en présence. Pour cela, la première partie du travail a été d'identifier, à partir des cartes d'Etat-major, les bois d'intérêts. Ensuite, la réalisation de relevés phytosociologiques nous a permis de comparer la structure et la composition des communautés. Enfin, l'étude des traits fonctionnels a été réalisée à partir de bases de données et de mesures *in situ*. Le protocole ainsi que les résultats seront donc présentés en trois temps. Dans la discussion, l'ensemble des

résultats sera confronté et permettra de valider ou non nos deux hypothèses de départ. Nous terminerons par exposer les limites et les perspectives de ce travail.

II. Matériels et méthodes

A. Présentation de la zone d'étude : Les forêts de Hauts-de-France

1. Contexte biogéographique : Des massifs forestiers fragmentés au sein d'une matrice agricole

La zone d'étude couvre les départements de la Somme et du Pas-de-Calais, dans les Hauts-de-France. En 2019, ses forêts occupent seulement 13% de la surface régionale, ce qui en fait l'une des 4 régions les moins boisées de France. Toutefois, la surface forestière suit la tendance nationale puisque à la fin des années 1970, elle atteignait 3700 km² contre les 4310 km² aujourd'hui (Observatoire de la biodiversité Hauts-de-France, 2019). La répartition des massifs forestiers est très hétérogène sur le territoire, avant tout dominé par des terres arables qui représentent 59,7 % de l'occupation des sols, bien plus que la moyenne nationale (33,3 %). Par conséquent, les massifs forestiers sont fortement morcelés au sein d'une matrice agricole. Les forêts de feuillus, dominées par du Frêne, du Hêtre, du Chêne et du Peuplier, constituent 93% des essences forestières régionales, le reste étant composé de résineux (douglas, épicéa...). Au total, 73,5% des forêts sont privées et 22,5% appartiennent à l'Etat (Observatoire de la biodiversité Hauts-de-France, 2019). L'importance de l'activité agricole régionale s'explique en partie par des conditions pédologiques très favorables, avec des sols majoritairement limoneux, qui peuvent dépasser les 10 cm d'épaisseur. Là où la roche mère, formée au crétacé supérieur, est apparente, le sol est plus crayeux. Le climat est océanique, avec des amplitudes thermiques faibles, des hivers doux et des étés plutôt frais. Il est fréquent de trouver des Hêtraies-chênaies atlantiques à Jacinthe des bois et des chênaies-charmais associées à un cortège floristique composé de Ficaire fausse renoncule, Circée de Paris, d'Anémone des bois, d'Arum tacheté, de Lamier jaune... (Figure 4).



Figure 4 : Habitats forestiers fréquents dans les Hauts-de-France. A gauche une Hêtraies-chênaies atlantiques à Jacinthe des bois et à droite une chênaies-charmais

2. Contexte historique : Un territoire bouleversé par le passage de la Première Guerre mondiale

La bataille de la Marne en septembre 1914 marque le début de la guerre de position en France et entraîne la stabilisation de la ligne de front à quelques kilomètres de la frontière belge. Jusqu'à la fin de la guerre, ce sera le théâtre d'offensives coûteuses en matériels militaires et en Hommes, avec notamment la bataille de la Somme (1916) qui entraîne la mort de plus d'un million de soldats. Entre 1914 et 1918, on estime qu'environ 1 milliard d'artillerie de tous types sont tirés soit l'équivalent d'environ 15 million de tonnes de métaux, d'explosifs et d'autres dérivés (Bausinger *et al.*, 2007). L'intensité couplée à l'immobilité des combats entraîne une destruction massive du paysage et une accumulation de *militaria*¹ dans le sol. Aussi, au sortir de la guerre, le ministère des Régions libérées définit trois degrés de destruction dont la zone rouge, complètement détruite par les combats, qui à l'époque, est considérée comme non cultivable. Cependant, sous la pression des agriculteurs qui souhaitent récupérer leur terre, les limites de cette zone sont modifiées (Harmand *et al.*, 2019) et des terres de la zone rouge sont déclassées. Cela explique pourquoi la zone rouge est fortement discontinue le long de la ligne de front (Figure 5). Aujourd'hui, elle s'étend sur environ 120 000 hectares, de la mer du Nord jusqu'à la frontière Suisse (Amat, 2015), mais il est certain qu'elle est sous-estimée. Impropre à l'agriculture, elle sera en partie reboisée spontanément ou au moyen de plantations. C'est sur cette zone de guerre que se focalise notre étude : les sites perturbés ont été sélectionnés dans la zone rouge et les sites témoins (épargnés) ont été sélectionnés dans la zone verte (Figure 5).

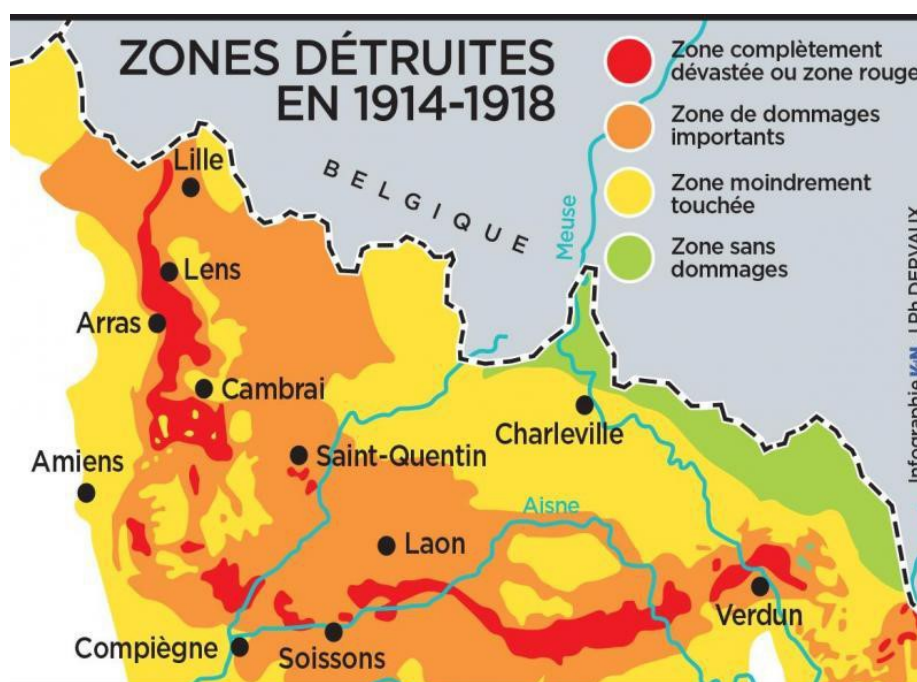


Figure 5 : Carte des zones détruites et épargnées par la PGM (source : J.Ph.Derbaux, nd)

¹ On désigne par *militaria* tous artefacts militaires

B. Méthode de sélection des bois

L'objectif de cette étude est d'une part de savoir si plus de 100 ans après la fin des combats, les bois ont retrouvé des communautés floristiques similaires aux bois épargnés par la guerre (H1) mais aussi et surtout, de savoir si cette résilience dépend des antécédents forestiers (H2). Pour étudier cela, nous avons choisi de réaliser le plan d'échantillonnage stratifié et équilibré suivant (Figure 6) :

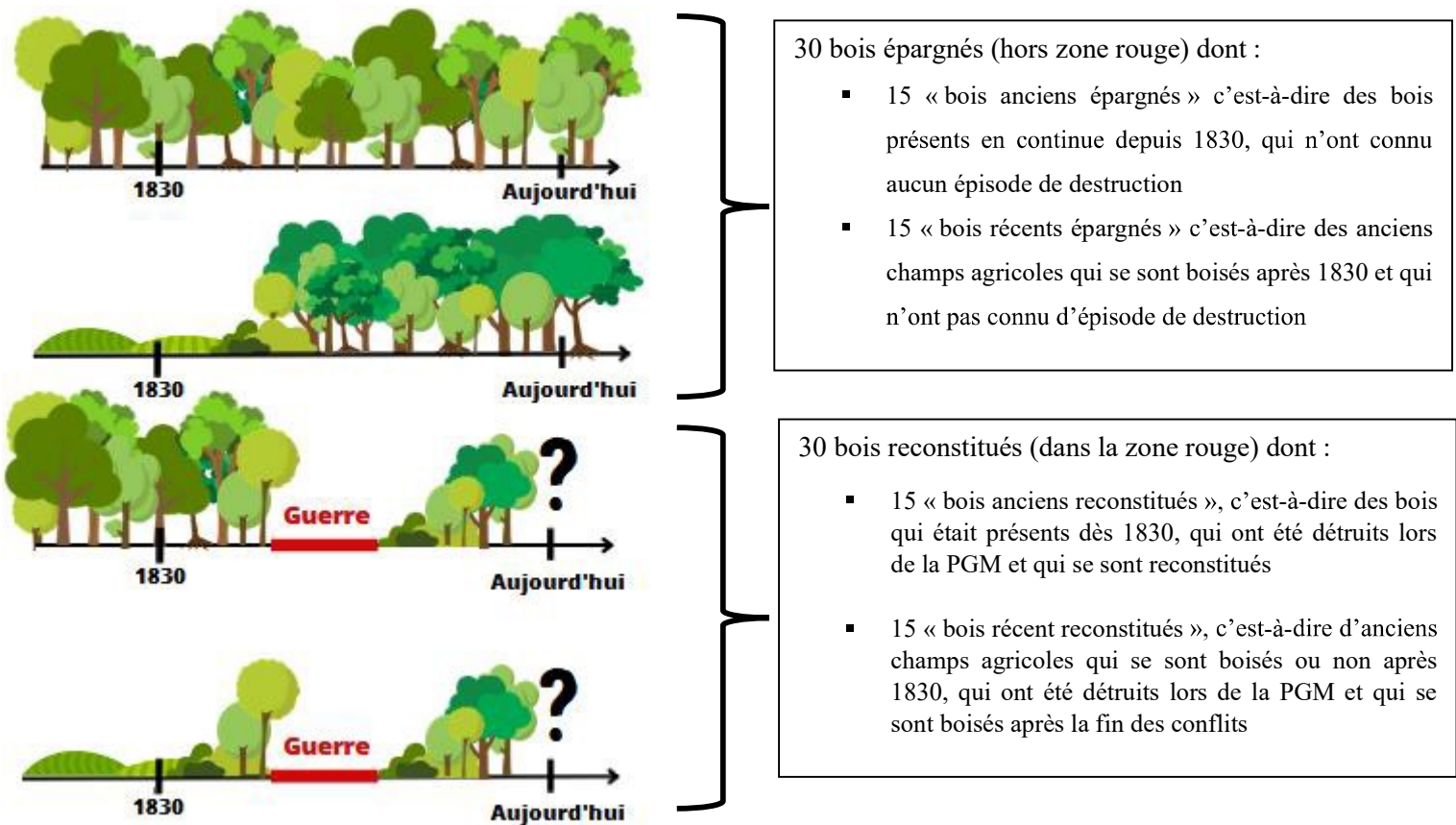


Figure 6 : Présentation du plan d'échantillonnage

Afin de sélectionner les 60 bois présentés ci-dessus, nous nous sommes appuyés sur le travail cartographique réalisé par Nelly Paradelle qui nous a fourni des cartes délimitant la « zone rouge » détruite lors de la PGM et la zone qui a été épargnée. Au sein de ces deux ensembles, elle a aussi distingué les bois anciens et les bois récents. A partir de ce travail, nous avons veillé à limiter les facteurs pouvant influencer la composition floristique, en sélectionnant 60 bois de feuillus aux caractéristiques abiotiques et paysagères similaires (Présentation des critères de sélection dans l'Annexe 1). Cette sélection nous a permis d'aboutir au plan d'échantillonnage présenté dans la Figure 7 :

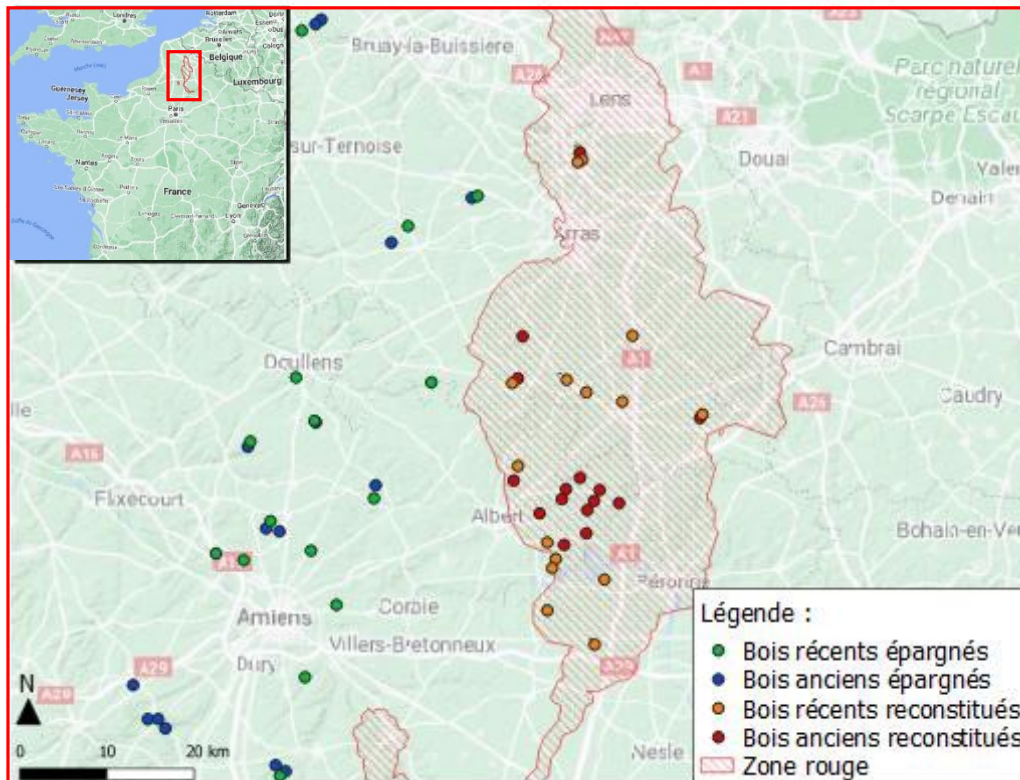


Figure 7 : Localisation des sites sélectionnés

C. Prérequis pour l'étude de la structure et de la composition des communautés végétales

1. Inventaires floristiques

Nous avons choisi de focaliser notre analyse sur la flore vasculaire de sous-bois en raison de sa grande sensibilité aux conditions environnementales et aux usages, ce qui en fait un très bon indicateur de l'état et des changements des écosystèmes. La majorité des bois sélectionnés étant privés, nous avons pris contact avec le Centre National de la Propriété Forestière (CNPF) afin d'obtenir les autorisations. Pour les bois publics, nous avons sollicité l'Office National des Forêts (ONF).

Les relevés de végétation ont été réalisés de mi-avril à juin 2023 par Guillaume Decocq, Déborah Closset et moi-même (j'en ai réalisé 12/60 en autonomie). Dans chacun des 60 bois, un quadrat de 400m² a été délimité en veillant à ce qu'il se situe à distance suffisante de la lisière, idéalement plus de 50 m, qu'il soit homogène et représentatif de la végétation du bois. Chaque coin est placé systématiquement aux 4 coins cardinaux de sorte que l'orientation soit rigoureusement identique. L'ensemble des espèces des strates arborées (>8 m), arbustives (ligneux entre 1,5 et 8 m) et herbacées (≤1,5 m) présentes ainsi que leurs abondances ont été recensées selon la méthode de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964) (Annexe 2). Le type de peuplement (Futaie, Taillis, ...) a également été renseigné.

2. Caractéristiques paysagères des bois

Comme expliqué brièvement en introduction, la structure (richesse spécifique, diversité...) et la composition des communautés végétales d'un bois dépend de sa connectivité temporelle mais également à sa connectivité spatiale. Ainsi, bien que le plan d'échantillonnage n'ait pas été construit pour étudier précisément ces effets, il nous a semblé important de prendre en compte un certain nombre de variables paysagères lors de l'analyse. Pour chacun des 60 bois, nous avons calculé, à l'aide du logiciel de SIG QGIS, leur surface, leur périmètre ainsi que la surface cumulée de l'ensemble bois anciens présents dans un rayon de 500m et 1000m par rapport au centre de la placette de 400m². Cette surface cumulée de bois anciens exclue la surface du bois étudié, qu'il soit récent ou ancien (Annexe 3 pour la méthode de calcul).

D. Prérequis pour l'étude des traits fonctionnels des espèces et de leurs préférences écologiques

1. Mesure de traits fonctionnels *in situ*

Nous avons cherché à savoir si la présence probable de polluants se traduisait par une modification des traits fonctionnels associés à la croissance et à l'activité photosynthétique des plantes. Il nous fallait des traits facilement mesurables *in situ* et interprétables. Nous avons donc mesuré la teneur en chlorophylle des feuilles (CCM-200 plus, Opti-sciences) sur 4 espèces communes (*Hycinthoïdes non-scripta*, *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon montanum* pour les bois anciens et *Geum urbanum* pour les bois récents) à la fois dans les bois détruits pendant la PGM et dans les bois épargnés. La teneur en chlorophylle dans les feuilles détermine directement l'efficacité de la photosynthèse des plantes et reflète les changements physiologiques tels que le niveau de nutriments de la plante ou la résistance au stress par exemple. La surface foliaire spécifique (SLA ou Specific Leaf Area en anglais) a également été mesurée. Cette mesure est souvent positivement corrélée au taux de croissance potentiel relatif (Cornelissen *et al.*, 2003). Pour cela, les feuilles ont été scannées puis analysées avec le logiciel d'imagerie numérique « ImageJ® ». Elles ont ensuite été mises à l'étuve à 45°C pendant 72h minimum, puis pesées à l'aide d'une balance de précision (AdventurerPro, précision 0.001g). Finalement, la surface foliaire spécifique a été obtenue en divisant la surface foliaire par la masse sèche.

2. Extraction des traits fonctionnels et des préférences écologiques à partir de bases de données

Pour étudier plus précisément les réponses de la végétation aux perturbations provoquées par la PGM et identifier les filtres écologiques à l'œuvre, il est très utile de se pencher sur les traits fonctionnels et les préférences écologiques propres aux espèces présentes dans les bois. A partir de nos relevés floristiques, nous avons récupéré les indices présentés dans le tableau ci-dessous (Tableau 1) pour chaque espèce. Nous nous sommes appuyés sur la bibliographie pour sélectionner des indices sensibles à l'ancienneté des forêts et à la perturbation, susceptibles de bien répondre. Pour les indices quantitatifs, nous avons calculé la moyenne pondérée des communautés (Community-Weighted-Mean ou CWM) pour chacun des 60 bois. Pour les indices qualitatifs, nous avons calculé la proportion d'espèces de chaque classe, pondérée par leur l'abondance, pour chacun des 60 bois.

Tableau 1 : Traits fonctionnels et préférences écologiques sélectionnés pour l'étude

Indices (Traits fonctionnels et préférences écologiques)	Fonction Associée	Description	Source
Résilience de Hauteur de la plante	Capacité de compétition, distance de dispersion	Numérique en mètre	Base de données LEDA
Surface foliaire spécifique (SLA)	Taux de croissance relatif, tolérance au stress	Numérique en mm ² /mg	Base de données LEDA
Masse des graines	Distance de dispersion, longévité dans la banque de graine, succès d'établissement	Numérique en milligramme	Base de données LEDA
Banque de graine	Longévité dans la banque de graine	Classes : de 1 (banque de graines transitoire) à 5 (banque de graines permanente)	Base de données LEDA
Mode de dispersion	Distance de dispersion, longévité dans la banque de graine	Classes : Anémochore, zoochore, myrmécochore, hydrochore, non spécifique	Lososová <i>et al.</i> , 2023
Distance de dispersion	Distance de dispersion	Classes : de 1 à 6	Lososová <i>et al.</i> , 2023
Type biologique Raunkiaer	Evitement du stress et des perturbations, mode de reproduction	5 classes : Chamaephytes, Géophytes, Hémicryptophytes, Phanérophytes et Thérophytes	Base de données LEDA
Stratégie écologique de Grime	Evitement du stress et des perturbations	C (compétitive), S (stress-tolérant), R (rudéral) et les déclinaisons : SC, CR, SR, CSR	Base de données LEDA
Espèces forestières (=spécialistes) européennes	Préférence écologique, patrimonialité	Classes : espèce forestière (1), non forestière (0)	Heinken <i>et al.</i> , 2019
Sévérité de la perturbation	Capacité à tolérer une perturbation naturelle ou anthropique	Numérique de 0 à 1, proportion sans unité	Mídolo <i>et al.</i> , 2022
Humidité du sol	Préférence écologique	Numérique de 0 à 10, indice sans unité	Dengler <i>et al.</i> , 2023
Fertilité du sol (azote)	Préférence écologique	Numérique de 0 à 10, indice sans unité	Dengler <i>et al.</i> , 2023
pH du sol	Préférence écologique	Numérique de 0 à 10, indice sans unité	Dengler <i>et al.</i> , 2023
Lumière	Préférence écologique	Numérique de 0 à 10, indice sans unité	Dengler <i>et al.</i> , 2023

E. Analyses statistiques

Nous avons focalisé nos analyses sur la strate herbacée puisqu'elle est directement influencée par son environnement climatique, pédologique et biotique alors que les strates arborée et arbustive sont avant tout le résultat d'un choix de gestion. Les recouvrements de ces deux strates seront utilisés comme variables explicatives, elles traduisent l'arrivée de lumière au sol. La première étape de l'analyse a consisté à convertir les coefficients de Braun-Blanquet : les « + » et les « r » en 0,5 et les « i » en 0,1. Ensuite, les espèces présentes dans moins de 5% des relevés, c'est-à-dire dans moins de 3 placettes, ont été écartées de l'analyse de façon à maximiser la représentativité des relevés. Nous avons d'abord considéré l'ensemble des espèces présentes et nous nous sommes ensuite intéressés aux espèces forestières (ou spécialistes) (selon la classification d'Heinken *et al.*, 2019). L'ensemble des analyses a été réalisé avec le logiciel R-v.4.2.0 (R Core Team, 2022).

1. Etude de la structure des communautés végétales

Afin d'étudier la structure des communautés végétales, nous avons calculé la richesse spécifique², la proportion d'espèces spécialistes pondérée par leur abondance, la diversité de Shannon³ ainsi que l'équitabilité de Pielou⁴. L'effet de nos variables explicatives sur nos variables réponses a été testé à l'aide de modèles linéaires. L'absence de valeurs aberrantes a été contrôlée, puis la linéarité entre chacune des variables explicatives numériques et la variable réponse a été évaluée. Lorsque cela était nécessaire, une transformation log a été appliquée afin d'améliorer la linéarité. La corrélation entre les variables explicatives a également été testée (Annexe 4). En cas de forte corrélation, seule la variable explicative la mieux corrélée à la variable réponse a été conservée. Pour chacune des 4 variables réponses, les trois modèles linéaires suivants ont été testés (Figure 8), puis celui ayant le plus faible critère d'information Akaike (AIC) et étant le plus parcimonieux a été retenu.

² La richesse spécifique correspond au nombre d'espèces présentes dans un milieu donné

³ La diversité de Shannon peut être définie comme une mesure de la diversité en espèces d'un milieu, en termes de nombre d'espèces et de leurs abondances relatives. L'indice de Shannon vaut 0 lorsqu'une seule espèce domine et il est maximal quand toutes les espèces sont également représentées dans l'échantillon. Il est sensible aux variations d'importance des espèces les plus rares et se calcule comme suit :

$$H = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

avec n_i le nombre d'individus d'une espèce, N le nombre total d'individus de toutes les espèces, S le nombre total d'espèces.

⁴ L'équitabilité de Pielou accompagne souvent l'indice de Shannon. Il permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces. Il varie entre 0 lorsque la majorité des effectifs correspond à une seule espèce et 1 lorsque les espèces ont des abondances identiques. Il se calcule comme suit :

$$J = \frac{H}{H_{\max}}$$

avec H l'indice de Shannon et H_{\max} l'indice de Shannon maximal qui vaut $\ln S$, S étant le nombre total d'espèces.

Modèle 1 : $Y \sim 1 + \text{Surface ou Périmètre du bois} + \text{Surface en bois ancien dans les 500 m} + \text{Type de peuplement} + \text{Recouvrement de la strate arborée} + \text{Recouvrement de la strate arbustive}$

Modèle 2 : $Y \sim \text{Guerre} + \text{Surface ou Périmètre du bois} + \text{Surface en bois ancien dans les 500 m} + \text{Type de peuplement} + \text{Recouvrement de la strate arborée} + \text{Recouvrement de la strate arbustive}$

Modèle 3 : $Y \sim \text{Type de bois (=interaction entre Guerre et Ancienneté)} + \text{Surface ou Périmètre du bois} + \text{Surface en bois ancien dans les 500 m} + \text{Type de peuplement} + \text{Recouvrement de la strate arborée} + \text{Recouvrement de la strate arbustive}$

Figure 8 : Présentation des modèles linéaires candidats. « Y » la variable réponse, à savoir la richesse spécifique, la richesse en espèce forestière, l'indice de Shannon ou l'équitabilité de Piélou. Avec « Guerre » une variable qualitative à 2 niveaux (Détruit, Epargné), « Type de bois » une variable qualitative à 4 niveaux (Bois anciens épargnés, Bois récents épargnés, Bois anciens reconstitués, Bois récents reconstitués) et « Type de peuplement » une variable qualitative à 3 niveaux (Régulier, Irrégulier, Taillis). Le reste des variables sont quantitatives.

Pour finir, les conditions d'application des modèles ont été vérifiées selon la méthodologie proposée par Maxime Hervé (Hervé, 2016). L'indépendance des résidus a été admise au regard du plan d'échantillonnage. Pour la richesse, le modèle linéaire généralisé avec une loi de « poisson » présentait de la surdispersion, aussi une loi « quasi-poisson » a été appliquée. Pour l'équitabilité de Piélou, une transformation « box cox » a été nécessaire afin de valider les hypothèses d'application du modèle. Pour les autres variables à expliquer, les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des résidus ont été vérifiées.

2. Etude de la composition des communautés végétales

La structure des communautés végétales n'apporte qu'une information parcellaire de l'état de résilience des bois, aussi, il est judicieux de poursuivre l'analyse en étudiant leurs compositions. Pour cela, nous avons d'abord visualisé la ressemblance entre les bois à l'aide d'une analyse en coordonnées principales, construite à partir d'une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis. Avant de poursuivre l'analyse, nous avons vérifié que la qualité de l'analyse soit bonne, c'est-à-dire que le pourcentage de variance expliqué par les premiers axes soit suffisamment élevé et que les distances interindividuelles dans l'espace multivarié créé par l'analyse soient bien représentatives des distances interindividuelles réelles. Afin de confirmer ou non la dissimilarité entre les bois, nous avons réalisé une analyse de la variance par permutation (PERMANOVA) à l'aide de la fonction `adonis2` (package `vegan`) suivi d'une comparaison deux à deux grâce à la fonction `pairwise.adonis` (Martinez Arbizu, 2020). Cela nous a également permis d'identifier les variables qui avaient un effet significatif sur la composition des communautés. Ensuite, l'homogénéité de la dispersion au sein des types de bois, ou diversité intra-groupe, a été comparée à l'aide de la fonction `Betadisper` (package `vegan`), dans le but de compléter et de nuancer les résultats fournis par la PERMANOVA. En effet, en cas de forte hétérogénéité de dispersion des types de bois, il est possible que la fonction `adonis2` indique des différences de composition significatives alors que ce n'est qu'une conséquence de cette forte hétérogénéité de dispersion.

Pour continuer, nous avons regroupé l'ensemble des variables explicatives que nous étudions en trois catégories : les variables spatiales (surface du bois, surface de bois ancien dans un rayon de 500m par rapport au centre de la placette), temporelles (type de bois (=interaction Guerre et Ancienneté)) et en lien avec la gestion sylvicole (type de peuplement, recouvrement de la strate arborée et arbustive). Nous avons réalisé un partitionnement de la variance à partir de ces 3 catégories avec comme variable réponse, la matrice d'abondance des espèces pour chaque bois (fonction `varpart` du package `vegan`). La significativité du partitionnement a également été vérifiée.

Pour finir, il est intéressant de savoir si ces différences de composition se traduisent par la présence d'espèces indicatrices (Dufrêne et Legendre, 1997). Nous avons donc calculé l'IndVal (Indicateur Value Index) (fonction `multipatt` du package `indicspecies`) pour chacun des types de bois. Cet indice combine l'abondance et la fréquence relative d'une espèce dans un type de bois (Equation 1). De cette manière, une bonne espèce indicatrice, est une espèce qui est à la fois, abondante dans un type de bois (=spécificité) et prédominante dans ce type de bois (=fidélité). L'indice est maximal lorsque tous les individus d'une espèce sont trouvés dans un seul type de bois et lorsque cette espèce apparaît dans toutes les placettes appartenant à ce type de bois. Il se calcule donc comme suit (Dufrêne et Legendre, 1997) :

$$\begin{aligned}
 \text{IndVal}_{ij} &= \text{Spécificité}_{ij} * \text{Fidélité}_{ij} * 100 \\
 &= \frac{\text{Nombre de placettes du type de bois } j \text{ où l'espèce } i \text{ est présente}}{\text{Nombre total de placettes où l'espèce } i \text{ est présente}} \\
 &\quad * \frac{\text{Nombre de placettes du type de bois } j \text{ où l'espèce } i \text{ est présente}}{\text{Nombre total de placette du type de bois } j} * 100
 \end{aligned}$$

Equation 1 : Présentation de la méthode de calcul de l'IndVal (Indicateur Value Index)

3. Etude des traits fonctionnels et préférences écologiques des communautés végétales

Pour ce qui est des traits mesurés *in situ*, (SLA, teneur en chlorophylle) nous avons cherché à savoir s'ils différaient dans les bois épargnés et dans les bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille. Après avoir vérifié l'indépendance des résultats, la normalité et l'homogénéité des variances nous avons réalisé un test de Student (avec une correction de Welch en cas d'hétérogénéité de la variance). Lorsque les conditions d'application du test n'étaient pas remplies, un test non-paramétrique de Wilcoxon a été réalisé.

Nous avons ensuite comparé les traits fonctionnels des communautés végétales (récupérés à partir de bases de données) par ANOVA. En cas de différences significatives, un test de comparaison deux à deux de Tukey a été réalisé. Lorsque cela était nécessaire, une transformation \log ou $\log(x + \text{constante})$ a été appliquée afin que la normalité et l'homogénéité des variances soient respectées. Si cette transformation ne suffisait pas, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'une comparaison deux à deux de Wilcoxon (fonction `pairwise.wilcox.test`) a été préféré. Nous avons là-encore, considéré que les données étaient indépendantes au vu du plan d'échantillonnage. Pour quelques espèces, les traits étaient manquants des bases de données, dans ce cas, les espèces en question étaient écartées de l'analyse, cela ne représentait jamais plus de 5% du jeu de données.

III. Résultats

A. Structure des communautés végétales

Au total, sur les 60 placettes, 123 espèces herbacées ont été observées dont 83 présentes dans plus de 5% des relevés. Aucune différence significative de la richesse spécifique, de la diversité de Shannon et de l'équitabilité de Piélu n'a été détectée (Tableau 2). Les meilleurs modèles pour expliquer ces résultats sont ceux où ni l'effet de la guerre, ni l'effet du type de bois ne sont pris en compte (Modèle 1, Figure 7). Il est donc clair que ces deux facteurs n'influencent pas la structure des communautés. Par ailleurs, aucune des co-variables intégrées dans le modèle n'a d'effet significatif (Annexe 5).

Tableau 2 : Comparaison des indices de structure des communautés des 4 types de bois étudiés. Les astérisques indiquent les résultats significativement différents par rapport aux bois anciens épargnés.

	Bois anciens épargnés	Bois anciens reconstitués	Bois récents épargnés	Bois récents reconstitués	Moyenne globale
Richesse spécifique moyenne	21.8±1.61	20.6±2.06	21.7±1.90	21.3±1.73	21.35±0.894
Diversité de Shannon moyen	2.71±0.10	2.57±0.13	2.68±0.11	2.68±0.10	2.66±0.05
Équitabilité de Piélu moyenne	0.89±0.01	0.87±0.01	0.88±0.01	0.89±0.01	0.88±0.01
Proportion d'espèces forestières	0.55±0.03	0.53±0.02	0.25±0.05**	0.19±0.03***	0.38±0.03

Cependant, la proportion d'espèces forestières pondérée par leur abondance, est significativement différente d'un type de bois à l'autre (Tableau 2). Le modèle sélectionné nous donne l'équation suivante (Equation 2). Les variables grisées ont un effet significatif.

$$\begin{aligned}
 Pp \text{ espèces forestières} = & -0.25 + \begin{cases} 0 \text{ si Bois anciens épargnés} \\ 0.025 \text{ si Bois anciens reconstitués} \\ -0.17 \text{ si Bois récents épargnés} \\ -0.23 \text{ si Bois récents reconstitués} \end{cases} + e^{0.033} * \text{Surface} + \\
 & e^{0.022} * \text{Surface de bois ancien dans un rayon de 500m} + \begin{cases} 0.015 \text{ si Futaie régulière} \\ -0.017 \text{ si Taillis} \\ 0 \text{ si Futaie irrégulière} \end{cases} + \\
 & 0.002 * \text{Recouvrement arboré} - 4.5 * 10^{-5} * \text{Recouvrement arbustif}
 \end{aligned}$$

Equation 2 : Modélisation de la proportion d'espèces forestières en fonction des variables d'intérêts

La proportion d'espèces forestières est la même dans les bois anciens qu'ils aient été détruits par la guerre ou non. Elle est significativement supérieure à celle des bois récents, qu'ils aient été détruits par la guerre ou non. Par ailleurs, il est à noter que cette proportion

d'espèces forestières augmente avec l'augmentation de la surface du bois et de la surface de bois anciens présents dans un rayon de 500 m autour de la placette.

B. Composition des communautés végétales

Les résultats de la PERMANOVA ($R^2 : 0.28$) mettent en évidence un effet significatif de la guerre sur la composition des communautés (Tableau 3, Figure 9 pour une représentation graphique). En effet, la composition des « Bois récents reconstitués » est significativement différente des « Bois récents épargnés » ($p.value = 0.001$). Le test met également en évidence une différence entre les bois anciens ($p.value = 0.015$) cependant, les « Bois anciens épargnés » et les « Bois anciens reconstitués » ont des dispersions significativement différentes d'après les résultats de l'analyse de la dispersion (Figure 10). On remarque d'ailleurs, sur la Figure 9 (point bleu en haut à droite), qu'un bois tend à fortement augmenter la dispersion des « Bois anciens épargnés ». Le même test a donc été réalisé sans ce point influent mais les résultats restent les mêmes. Il est donc important de garder à l'esprit que la différence entre les « Bois anciens épargnés » et les « Bois anciens reconstitués » est potentiellement dû à une dissimilarité de la dispersion.

En considérant les résultats de l'analyse de la dispersion au sein des types de bois -qui rendent compte de la diversité des communautés végétales au sein d'un type de bois-, il est intéressant de noter que la dispersion (ou diversité intra-groupe) a tendance à être en moyenne plus faible dans les bois reconstitués (0.35 pour les bois anciens et 0.38 pour les bois récents) comparativement aux bois épargnés (0.45 pour les bois anciens et 0.42 pour les bois récents) (Figure 10). Ce résultat se perçoit d'ailleurs graphiquement sur la Figure 9. Nous avons vérifié que la dispersion n'était pas corrélée avec les variables spatiales (taille, surface de bois anciens à proximité).

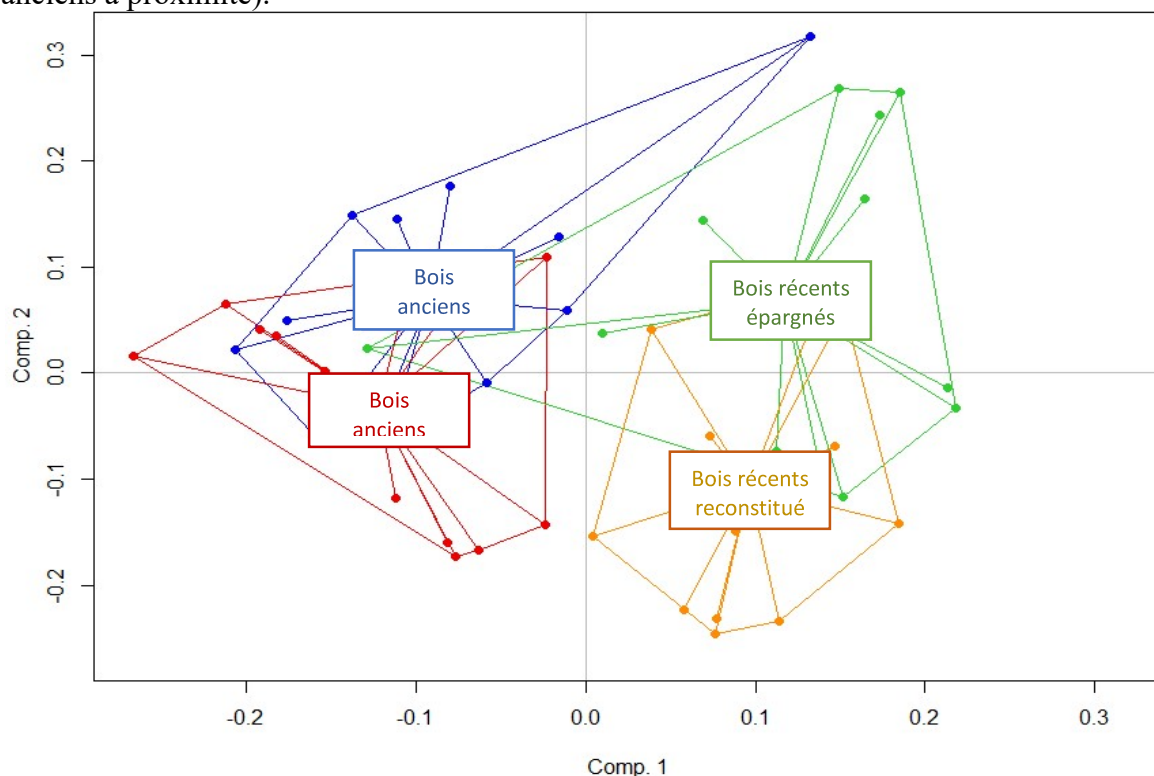


Figure 9 : Visualisation des communautés végétales par PCoA construite à partir d'une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis (Variance expliquée par le 1er axe : 25.4 et par le 2sd : 17.0)

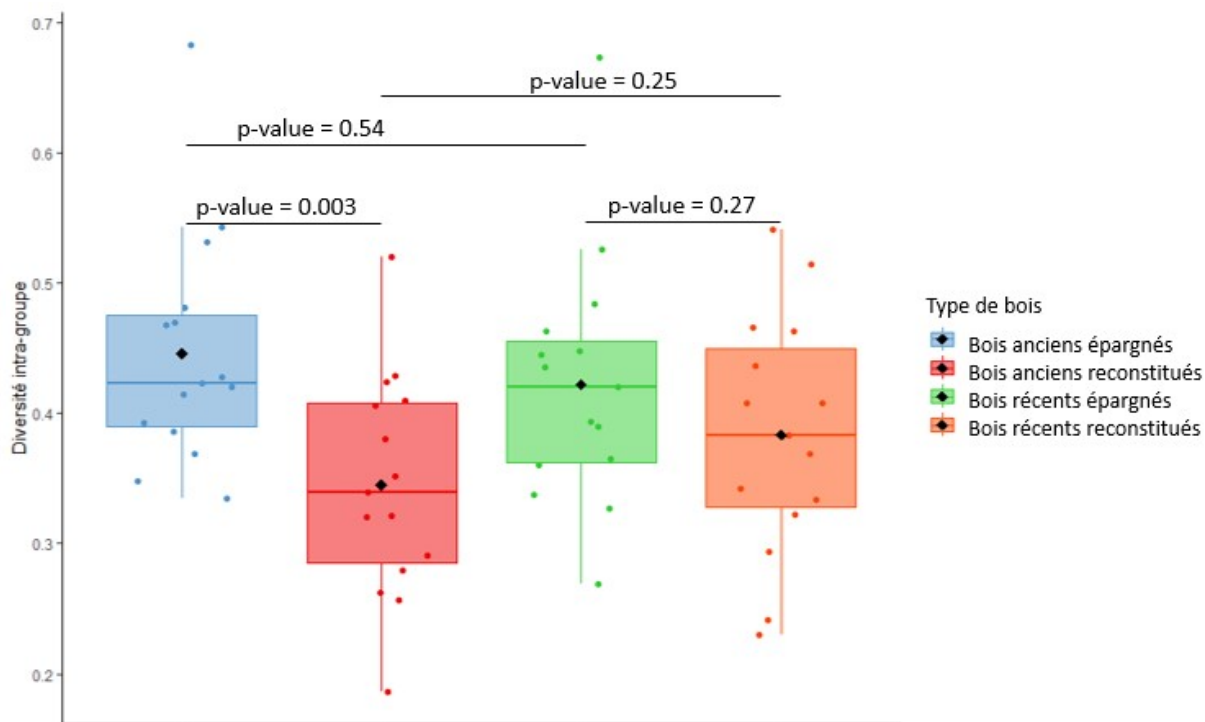


Figure 10 : Comparaison de la diversité des communautés végétales au sein des types de bois

Ensuite, en analysant ces résultats d'un point de vue de l'ancienneté, il apparaît que les communautés des « Bois anciens épargnés » et des « Bois récents épargnés » sont significativement différentes ($p.value = 0.001$). Cette différence se retrouve entre les « Bois anciens épargnés » et les « Bois récents épargnés » ($p.value = 0.001$) (Tableau 3).

Finalement, il ressort que la surface de bois anciens situés dans un rayon de 500 m par rapport au centre de la placette ainsi que le pourcentage de recouvrement arbustif ont des effets légèrement significatifs sur la composition des communautés ($p.value = 0.087$ et 0.002) (Tableau 3). Les bois récents ont des recouvrements arbustifs plus importants et les bois anciens reconstitués sont entourés de plus de bois anciens (Annexe 6).

Tableau 3 : Relation entre la dissimilarité des bois et les variables testées

Modèle testé : Dissimilarité de Bray-Curtis ~ Type de bois+ Surface du bois+ Surface de bois anciens dans un rayon de 500m + Gestion sylvicole+ Recouvrement arborée+ Recouvrement arbustif		
Variation testée	R ²	P. value
Bois anciens épargnés vs Bois anciens reconstitués	0.078	0.015*
Bois récents épargnés vs Bois récents reconstitués	0.115	0.001***
Bois anciens épargnés vs Bois récents épargnés	0.175	0.001***
Bois anciens reconstitués vs Bois récents reconstitués	0.271	0.001***
Surface (log)	0.019	0.105
Surface de bois anciens dans un rayon de 500m (log)	0.020	0.087 *
Type de peuplement	0.033	0.192
Recouvrement arboré	0.012	0.784
Recouvrement arbustif	0.028	0.002**

Pour continuer, les résultats du partitionnement de variables ont montré que la variable temporelle, à savoir le type de bois, explique 13,2% de la variation de composition des espèces herbacées, les variables rattachées à la gestion sylvicole expliquent 7,2% et les variables spatiales seulement 0,6% (Figure 11). Le type de bois est donc l'effet qui explique le plus les différences de composition de communautés, cela dit, il faut garder en tête que le plan d'expérimentation a été pensé pour comparer cet effet en particulier, les autres composants étant seulement des co-variables ajoutées au modèle. Il est aussi important de noter que 71% de la variation n'est pas expliqué par le modèle.

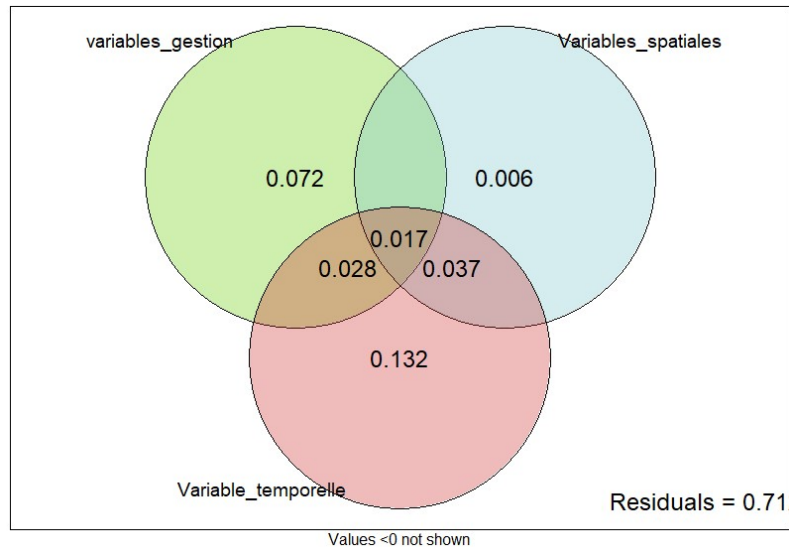


Figure 11 : Importance des variables temporelles, spatiales et en lien avec la gestion sylvicole dans la variation globale de la composition des communautés végétales. Les variables_gestion comprennent le type de peuplement (futaie régulière, irrégulière, taillis), le recouvrement arbustif et arboré. Les variables_spatiales comprennent la surface du bois et la surface de bois anciens dans un rayon de 500m autour de la placette. Enfin la variable_temporelle correspond au type de bois (anciens reconstitués, anciens épargnés, récents reconstitués, récents épargnés).

Finalement, les analyses ont révélé l'existence d'espèces indicatrices de la strate herbacée. Une seule est indicatrice des bois épargnés par la guerre (*Brachypodium sylvaticum*) et une autre des bois reconstitués sur des sols détruits par la guerre (*Ficaria verna*). Nous avons ensuite, quel que soit l'impact de la guerre, 6 espèces indicatrices de bois anciens, (*Anemone nemorosa*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Lamium galeobdolon*, *Dryopteris dilatata*, *Athyrium filix-femina* et *Castanea sativa*) et 2 des bois récents (*Geum urbanum*, *Ulmus minor*). Finalement, 2 sont indicatrices des « Bois anciens épargnés » (*Lonicera periclyneum*, *Luzula pilosa*), 2 des « Bois récents reconstitués » (*Rumex obtusifolius*, *Veronica hederifolia*). Nous avons également 3 espèces indicatrices de tous les bois sauf des « Bois anciens épargnés » (*Galium aparine*, *Urtica dioica*, *Arum maculatum*). Il nous a semblé surprenant que 2 espèces ligneuses, *Castanea sativa* ainsi qu'*Ulmus minor*, possiblement liées aux essences en présence dans la strate arborescente, ressortent en tant qu'espèce indicatrice. Aussi, nous avons cherché à vérifier qu'elles n'étaient pas liées à la gestion des peuplements. Le calcul des IndVals de la strate arborée ne met pas en évidence une forte affinité et fidélité de *Castanea sativa* pour les bois anciens ni d'*Ulmus minor* pour les bois récents.

C. Traits fonctionnels et préférences écologiques des communautés végétales

Les comparaisons de la teneur en chlorophylle mesurée *in situ* sur nos 4 espèces cibles n'ont relevé aucune différence entre les bois épargnés et les bois reconstitués sur d'ancien champs de bataille. A l'inverse, les analyses ont mis en évidence qu'en moyenne la SLA de *Hyacinthoides non-scripta* était significativement plus faibles dans les bois anciens reconstitués sur d'anciens champs de bataille que dans les bois anciens épargnés (Figure 12). Les mêmes tendances sont observées pour *Lamium galeobdolon* et *Anemone nemorosa* (Annexe 7).

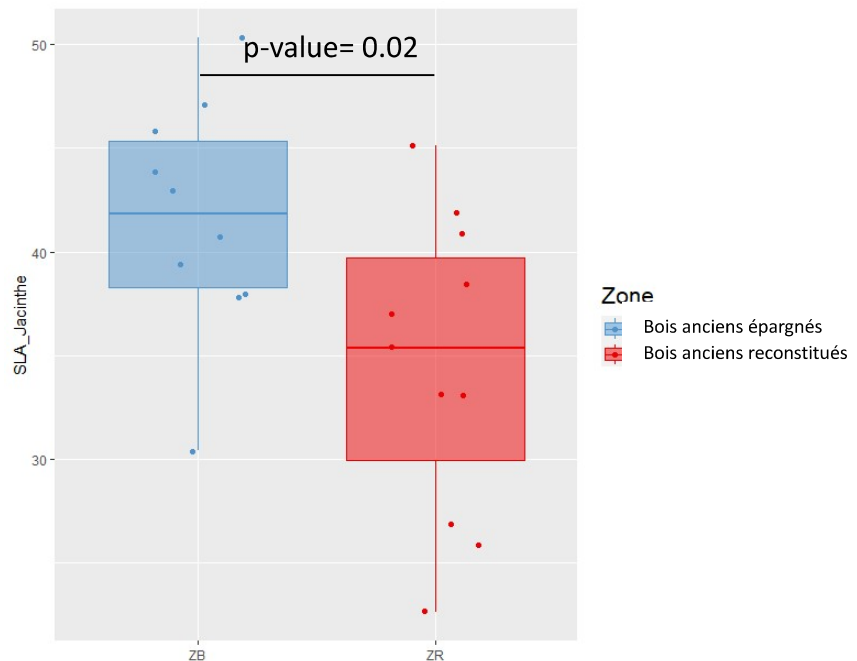


Figure 12 : Comparaison de la surface foliaire spécifique de *Hyacinthoides non-scripta* dans les bois anciens épargnés par la guerre et les bois anciens reconstitués

Afin de simplifier l'interprétation, l'ensemble des résultats obtenus (Annexe 9) ont été synthétisés sous forme schématique (Figure 13 et 14). Sur les 9 catégories de traits fonctionnels testés, seuls 3 (le mode de dispersion, la masse des graines et la SLA) ne répondent ni à l'effet de la guerre ni à l'effet de l'ancienneté des bois (Annexe 9). En revanche, l'analyse met en évidence une plus faible proportion d'espèces qualifiées de stress-compétitives dans les bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille (Figure 13). Les espèces avec un port élevé, tolérantes à la perturbation, de type phanérophytes, avec des banques de graines transitoires et des distances de dispersions importantes ont tendance à être présentes en plus faible proportion dans les bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille. A l'inverse, les géophytes et les espèces qualifiées de tolérantes au stress-rudérales ont tendance à être plus abondantes. Par ailleurs, les bois qui ont connu un épisode de destruction auraient tendance à avoir un sol plus riche en nutriment, d'après les préférences écologiques des espèces.

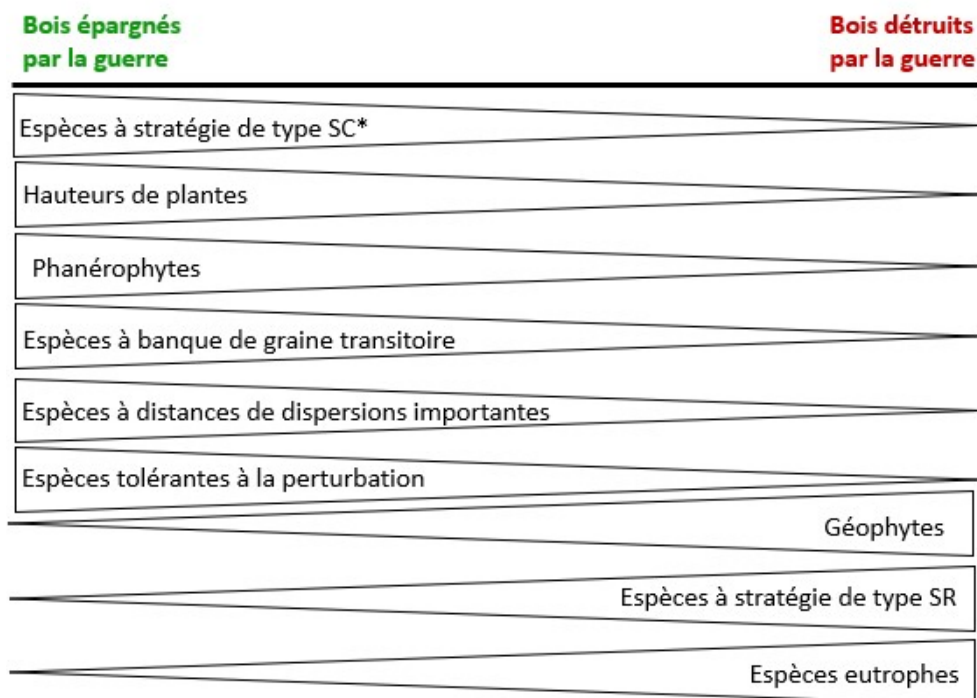


Figure 13 : Représentation schématique des traits fonctionnels et des préférences écologiques des communautés végétales suivant le niveau de destruction connu par le bois. L'astérisque indique une différence significative entre les bois détruits et épargnés et cela pour les bois anciens et récents. L'absence d'astérisque indique une différence entre les bois détruits et épargnés mais qui n'est significative que pour les bois anciens ou les bois récents (lorsqu'elle n'est pas significative, elle suit la même tendance).

Pour continuer, en considérant l'ancienneté, il apparaît que les géophytes, les espèces à faibles distances de dispersions, tolérantes au stress-rudérales sont présentes en plus forte proportion dans les bois anciens (Figure 14). A l'inverse les espèces thérophytes et à banques de graines transitoires ont tendance à être présentes en plus faible proportion. L'analyse des préférences écologiques met en évidence que les bois anciens ont des sols moins riches en nutriments, plus acides et sont plus ombragés.

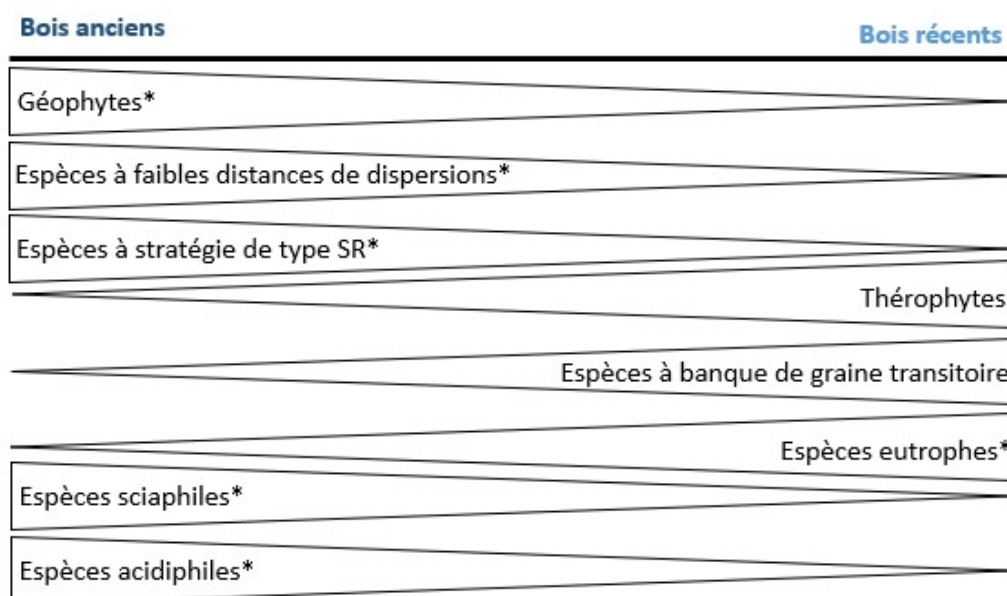


Figure 14 : Représentation schématique des traits fonctionnels et des préférences écologiques des communautés végétales suivant l'ancienneté des bois. L'astérisque indique une différence significative entre les bois anciens et récents et cela pour les bois détruits et les bois épargnés par la guerre. L'absence d'astérisque indique une différence entre les bois anciens et récents mais qui n'est significative que pour les bois détruits ou les bois épargnés (lorsqu'elle n'est pas significative, elle suit la même tendance).

IV. Discussion

A. Des écosystèmes forestiers durablement marqués par la Première Guerre mondiale

La PGM a occasionné de fortes pollutions des sols et de fortes perturbations du milieu. Ces effets ne jouent pas à tous les niveaux sur la végétation puisque nous n'avons pas mis en évidence de différence en termes de structure des communautés d'herbacées (richesse spécifique, diversité de Shannon et équitabilité de Pielou) entre les bois des zones dévastées et ceux des zones épargnées. En revanche, en termes de composition des communautés, nous pouvons percevoir de nettes différences : les « Bois récents reconstitués » ont des communautés végétales dissimilaires des « Bois récents épargnés » et cela plus de 100 ans après la fin des combats. Il en est de même pour les « Bois anciens reconstitués » comparativement aux « Bois anciens épargnés », même si cela est moins marqué. Par ailleurs, la diversité des communautés intra-groupe a tendance à être plus faible dans les bois reconstitués. Ceci indique qu'au sein des bois des zones détruites comparativement aux zones épargnées, les communautés sont plus similaires les unes des autres en termes de composition, c'est-à-dire qu'elles sont plus homogènes. Il est probable que la perturbation et la pollution de la guerre constitue un filtre écologique qui conduit à l'homogénéisation des communautés végétales. En étudiant l'impact de la pollution du sol en explosifs et en métaux lourds sur les communautés végétales, Via *et al.*, (2016) et Woch *et al.*, (2016) ont eux aussi observé des différences de composition mais pas de structure des communautés végétales. Nous pouvons expliquer ce résultat par un processus de modifications des niches écologiques⁵ résultant des perturbations environnementales et physico-chimiques du sol. Ces changements peuvent entraîner la disparition d'espèces qui ne sont plus adaptées au profit d'autres, qui le sont davantage. Au global, la structure reste inchangée. En ce sens, nous avons montré que *Rumex obtusifolius* et *Veronica hederifolia*, des espèces de milieux riches en azote, tolérantes au stress et rudérale étaient abondantes et prédominantes dans les bois récents reconstitués tandis que *Lonicera periclyneum* et *Luzula pilosa* étaient abondantes et prédominantes dans les bois anciens épargnés.

Dans chacun des deux types de bois (reconstitués, épargnés), une espèce indicatrice se démarque. *Ficaria verna* est indicatrice des bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille. Cette espèce se reproduit principalement par multiplication végétative grâce à des bulbilles situées aux aisselles de ses pétioles et grâce à ses tubercules souterrains. Elle survit à la mauvaise saison dans le sol et peut, via ses organes de multiplication végétative, coloniser de nouveaux milieux d'autant plus facilement que le sol est nu (Grime, 1974). Or, les impacts d'obus et autres munitions ont entraîné une dispersion latérale des premières couches du sol, entraînant avec elles les organes souterrains des végétaux. Nous supposons que cette dispersion mécanique a pu contribuer à augmenter anormalement la colonisation *Ficaria verna* dans ces bois. Cependant, nous ne pouvons pas ignorer l'existence d'un potentiel biais d'observation qui expliquerait également ce résultat. En effet, *Ficaria verna* est une espèce vernale qui commence à flétrir dès la fin de sa floraison en mai. Seulement, nous avons commencé par inventorier les bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille (du 13/04 au 15/05, 20 bois avaient été inventoriés dont 19 bois reconstitués). Or, plus la saison avance, plus il est difficile d'observer *Ficaria verna*, ce qui conduit à sous-estimer sa présence. Ce

⁵ La niche écologique englobe l'ensemble des besoins requis par une espèce pour survivre dans son biotope et des actions réalisées pour les satisfaire (Blondel, 1995)

biais d'observation explique peut-être pourquoi *Ficaria verna* est davantage représentée dans les relevés de végétation des bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille au détriment des bois épargnés.

Brachypodium sylvaticum est quant à elle, une espèce indicatrice des bois épargnés par la guerre. Or, une étude a montré que l'abondance d'une espèce très similaire, *Brachypodium pinnatum*, était négativement corrélée à l'augmentation de la pollution du sol en cadmium, plomb et zinc (Woch *et al.*, 2016). Il s'agit d'éléments traces métalliques qui se retrouvent en concentration anormalement élevée dans les sols meurtris par la PGM (Hubé, 2017). Aussi nous pouvons émettre l'hypothèse que *Brachypodium sylvaticum* est également une espèce sensible à cette pollution expliquant ainsi son absence dans les bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille. Pour vérifier cette hypothèse, il serait intéressant de tester sa tolérance à la pollution en condition contrôlée.

Un autre résultat pourrait également être expliqué par la présence de polluants. En effet, nous avons montré qu'en moyenne la SLA de *Hyacinthoides non-scripta* (espèce d'étude pour les bois anciens) était significativement plus faible dans les bois reconstitués. Les mêmes tendances sont observées pour *Lamium galeobdolon montanum* et *Anemone nemorosa*. Or, de nombreuses études ont montré que les pollutions en éléments traces métalliques induisent des effets délétères sur la physiologie, notamment la croissance des espèces végétales (Shahid *et al.*, 2015 ; Asati *et al.*, 2016). Dans les bois reconstitués, nous avons d'ailleurs observé à de multiples reprises des *Anemone nemorosa* présentant des déformations marquées (Figure 15) qui pourraient être une réaction physiologique aux pollutions du sol. Cette hypothèse sera vérifiée rapidement car la présence de polluants sera testée dans le cadre d'une thèse en cours à partir des prélèvements de feuilles, de sols et d'eau réalisés dans les 60 bois.



Figure 15 : Photographies d'*Anemone nemorosa* déformées retrouvées dans les bois reconstitués

Plus généralement, les différences de composition des communautés se traduisent par des différences de traits fonctionnels. Les bois détruits accueillent des géophytes, des espèces plus rudérales (stress tolérantes) préférant les sols riches, alors que les bois épargnés, abritent des grandes phanérophytes, à fort pouvoir de dispersion, produisant des graines à dormance transitoire (moins de 1 an), stress compétitives, adaptées à la stabilité du milieu. Les espèces présentes dans les bois reconstruits sont caractérisées par la destruction passée des premiers centimètres du sol c'est-à-dire des espèces avec des organes vitaux sous-terrain qui ont pu survivre, protégées dans le sol. Une fois « éclatés » et « divisés », elles sont toujours viables et peuvent croître de nouveau une fois la perturbation passée. L'abondance des espèces rudérales

et eutrophes dans les bois reconstitués a pu être favorisée par un enrichissement en nutriments du sol, notamment en azote, dû aux munitions et à la décomposition des corps. Cependant, contrairement à nos attentes et de façon contradictoire par rapport aux résultats précédents, l'indice de perturbation pondéré par l'abondance des espèces a tendance à être plus important dans les bois épargnés par la guerre. Une de nos hypothèses pour expliquer ce résultat est qu'aujourd'hui, la gestion est la principale source de perturbation, au détriment de celle résultant de la guerre qui s'est atténuée au fil du temps. En effet, les bois reconstitués sur les champs de bataille ont aux alentours de 100 ans, ce qui correspond à l'âge de maturité sylvicole moyen pour un peuplement de feuillus (ONF, 2019). Il est probable qu'ils n'aient pas encore connu de perturbation sylvicole intense contrairement aux bois épargnés, plus vieux, qui ont probablement connus des épisodes d'exploitation plus récents. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons comparé l'indice de perturbation en fonction du type de peuplement (Taillis, Futaie régulière, irrégulière) mais aucune différence n'est ressortie (Annexe 8). Aussi, pour confirmer notre hypothèse, la surface terrière⁶ du bois serait probablement un meilleur proxy de l'exploitation sylvicole. Des mesures dendrométriques ont été réalisées pendant la campagne de terrain donc ces analyses complémentaires pourront être réalisées.

Finalement, les bois reconstitués présentent une faible proportion d'espèces avec des distances de dispersions importantes. L'ensemble de ces éléments nous laisse penser que la résilience des champs de bataille est due à la persistance d'espèces et à leur adaptation aux conditions environnementales du milieu, ainsi qu'à une arrivée de matériel végétale par dispersion de proche en proche. Pour cette première comparaison, nous pouvons donc valider notre première hypothèse : La perturbation engendrée par la PGM a modifié durablement les communautés végétales et les fonctionnements de l'écosystème. Les différences qui subsistent plus de 100 ans après sont probablement le résultat d'un crédit de colonisation puisque Naaf et Kolk (2015) ont montré qu'il pouvait persister 130 à 230 ans. Un crédit de colonisation désigne, dans le cas d'un processus de reboisement, le nombre d'espèces dont une colonisation future est attendue et se concrétise par un gain continu d'espèces longtemps après le début du reboisement (Jackson et Sax, 2010). En théorie, le retour à l'équilibre du milieu après la perturbation conduit à l'épuisement complet du crédit de colonisation. Ainsi, il serait intéressant de réaliser les mêmes relevés floristiques dans quelques années afin de vérifier que les différences finissent par disparaître complètement, dans le cas contraire, il sera probablement judicieux de conclure que la PGM a provoqué une modification irréversible des communautés végétales menant au développement d'une néo-forêt (Figure 2).

⁶ La surface terrière correspond à la surface du tronc coupé à 1,30 m. Elle peut être utilisée comme un descripteur des différents stades de développement de la forêt, plus la surface terrière est grande, plus l'arbre est vieux et inversement.

B. Un usage ancien des sols forestiers marquant durablement les bois, même après la Première Guerre mondiale

Conformément à la littérature sur le sujet, dans les zones non perturbées, les bois anciens et les bois récents ont bien des caractéristiques qui leur sont propres. Les espèces spécialistes sont significativement plus abondantes dans les « bois anciens épargnés » que dans les « bois récents épargnés » (idem pour Bergès et Dupouey, 2017 ; Abadi, 2018). De même, les géophytes, les espèces à faible capacité de dispersion et tolérantes au stress-rudérales se retrouvent en plus forte abondance dans les bois anciens. A l'inverse, les espèces à banque de graines transitoires, thérophytes ont tendance à être plus abondantes dans les bois récents (idem pour Bergès et Dupouey, 2016). Nous retrouvons également les caractéristiques abiotiques présentées dans la littérature : les sols des bois anciens sont plus acides, ombragés, et les sols des bois récents sont basiques et riches en nutriments. En revanche, à la différence des tendances observées dans la littérature, la masse des graines ne répond pas à l'ancienneté des bois. Cela dit, les résultats des études sont parfois contradictoires, certains travaux trouvant des graines en moyenne plus lourdes en forêt ancienne, d'autres en forêt récente (Bergès et Dupouey, 2016).

Cependant, contrairement à notre hypothèse de départ, les bois anciens perturbés sont loin de ressembler à des bois « réinitialisés », à des bois récents. Ainsi, bien que la guerre puisse s'apparenter à certains égards à un épisode agricole temporaire (destruction de la végétation, remaniement des horizons du sol, modification de leurs propriétés physico-chimiques et biologiques via l'arrivée de contaminants et de matières organiques issues des cadavres, remplaçants pesticides et fertilisants), elle n'induit par une perte totale des caractéristiques des forêts anciennes. Alors que le travail agricole produit un milieu très homogène, la guerre elle, conduit à la formation de multiples hétérogénéités et micro-habitats singuliers (Amat, 1988). C'est probablement la différence majeure qui explique nos résultats et empêche de prolonger plus loin l'analogie. En effet, les mêmes patterns se retrouvent dans les bois anciens et récents ayant connu un épisode de destruction. Ainsi, les « bois anciens reconstitués » présentent en moyenne des proportions d'espèces spécialistes significativement supérieures aux « bois récents reconstitués ». De la même manière, les traits fonctionnels des communautés des « bois anciens reconstitués » sont ceux qui se retrouvent habituellement dans les bois anciens. *Anemone nemorosa*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Lamium galeobdolon*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata* et *Castanea sativa* sont indicateurs des bois anciens épargnés et reconstitués. Les 4 premières espèces avaient déjà été identifiées comme des espèces de forêts anciennes par Bergès *et al.*, (2016) dans une étude portant sur les régions Nord-Pas-de-Calais, Lorraine et centre du Bassin parisien, contrairement aux deux dernières espèces qu'ils avaient identifiées comme non spécifiques. *Geum urbanum* et *Ulmus minor* sont indicatrices des bois récents épargnés et reconstitués conformément à la classification de Bergès *et al.*, (2016). Il est important de souligner que la préférence des espèces pour les forêts anciennes n'est pas absolue, c'est-à-dire que l'on rencontre des espèces de forêt ancienne en forêt récente, et inversement (Dupouey *et al.*, 2002 ; Hermy et Verheyen, 2007). La synthèse d'Hermy *et al.*, (1999) dans laquelle il fait une comparaison des espèces de forêts anciennes à partir de 22 publications réparties dans 8 pays européens (Allemagne, Belgique, Danemark, Grande-Bretagne, Pays-Bas, Pologne, Suède et Tchéquie) nous permet de comparer nos résultats à une échelle européenne. *Anemone nemorosa* est présentée comme une espèce de forêts anciennes dans 14/22 publications, *Hyacinthoides non-scripta* dans 7/22, *Lamium galeobdolon* dans 9/22, *Athyrium filix-femina* dans 3/22 et *Dryopteris dilatata* et *Castanea sativa* ne le sont jamais. Ces résultats mettent bien en évidence que ces préférences varient géographiquement et sont à interpréter en prenant compte du contexte local. Cela peut

expliquer pourquoi *Dryopteris dilatata* et *Castanea sativa* sont indicatrices des forêts anciennes dans notre étude.

En résumé, il ressort que les « bois anciens reconstitués » ont conservé un certain nombre de caractéristiques typiques des forêts anciennes. Or l'assemblage de ces communautés d'espèces de forêts anciennes est lié à deux mécanismes écologiques : la limitation par la dispersion, à la fois dans l'espace et dans le temps, et la limitation par le recrutement (Bergès et Dupouey, 2017). En effet, pour qu'une espèce de forêt ancienne puisse coloniser un nouveau milieu il faut d'abord, qu'elle soit en mesure de se disperser depuis un site-source où elle est déjà présente vers le site à coloniser (limite par dispersion), puis que les conditions environnementales du site à coloniser lui soient favorables, c'est-à-dire qu'elles coïncident avec sa niche écologique (limite de recrutement). Les résultats du partitionnement de variances ainsi que le modèle linéaire sur le pourcentage d'espèces spécialistes montrent qu'effectivement les variables spatiales ont un effet, certes limité dans notre étude (0,6 % de variance expliquée), mais non négligeable. L'augmentation de la surface cumulée de bois anciens à proximité joue à la fois sur la composition des communautés et augmente la proportion en espèces spécialistes. Cette proportion augmente également avec l'accroissement de la surface du bois. Ces résultats peuvent s'expliquer facilement en mobilisant la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson, 1967). Plus la taille du bois est grande, plus les conditions environnementales pourront y être diversifiées, augmentant ainsi la coexistence des espèces spécialistes. Et les bois détruits sont colonisés par des espèces anciennes d'autant plus facilement que la surface cumulée de bois anciens à proximité est importante. Cette proximité spatiale est d'autant plus importante que la présence d'espèces de forêts anciennes est limitée par leur vitesse de colonisation très faible. La plupart des travaux mentionnent des vitesses qui dépassent rarement les 2,5 mètres par an, en lien avec leur mode de dispersion à courte distance, notamment par barochorie et myrmécochorie (Bergès et Dupouey, 2019). Ensuite, concernant la limite par le recrutement, il a été montré que l'usage agricole du sol induit des transformations durables des conditions environnementales. Cela se traduit par une augmentation du pH, des teneurs en nutriments, en phosphore et un taux de nitrification plus élevés, un rapport C/N et une porosité plus faibles (Bergès *et al.*, 2016). Dupouey *et al.*, (2002) ont montré que les modifications de la texture du sol et de sa chimie par l'agriculture romaine étaient toujours visibles 2000 ans après. Si la plupart des études indiquent que le recrutement n'est pas le principal obstacle à l'établissement d'espèces de forêts anciennes (Endels *et al.*, 2004), l'augmentation de la disponibilité en phosphore pourrait être, malgré tout, limitante (Verheyen et Hermy, 2004).

Aussi, pour expliquer que des forêts détruites retrouvent si rapidement cette dichotomie forêts anciennes/forêts récentes, nous supposons l'existence d'une « mémoire du sol » durable. D'une part, avec la persistance de reliquats d'espèces de forêts anciennes dans les sols meurtris par la guerre (organes de reproduction végétatifs enfouis, voire éclatés) facilitant leur rétablissement rapide et d'autre part, par le maintien de conditions environnementales défavorables à l'établissement d'espèces de forêts anciennes dans les forêts ayant connu un usage agricole. Ainsi, les résultats de ce travail de fin d'études sont particulièrement intéressants puisqu'ils ouvrent de nouvelles perspectives de recherche qui viennent questionner la sensibilité des espèces anciennes à l'interruption de la continuité forestière suggérée par Hermy et Verheyen (2007). Ils permettent aussi de compléter les connaissances sur la permanence de l'impact agricole : non seulement cet impact est susceptible de perdurer pendant 2000 ans mais en plus il est potentiellement toujours présent après une perturbation aussi intense que celle induite par la PGM. Pour vérifier cette hypothèse les analyses chimiques prévues à partir des prélèvements de sols réalisés durant ce stage seront très utiles. Finalement, ce travail a également le mérite de questionner la

définition d'une forêt ancienne. En effet, usuellement, dès l'instant qu'une forêt connaît un usage qui n'est pas forestier, elle est requalifiée de forêt récente. Or, nos résultats mettent en évidence qu'une interruption brève de cette continuité temporelle (ici au maximum de 4 ans de guerre) induit le maintien des principales caractéristiques associées aux forêts anciennes.

C. Limites du travail et pistes d'amélioration

1. Sélection des bois à partir de données cartographiques

Notre travail nécessite l'utilisation des cartes de l'État-Major, or aucune légende n'existe. Aussi, son interprétation passe par la déduction des usages du sol à partir des figurés de la carte elle-même et de leur localisation. Cela peut indéniablement conduire à des erreurs d'interprétation. Ensuite, un des défauts majeurs de notre méthode d'échantillonnage réside dans l'utilisation de deux dates éloignées (1830 et 2021) pour vérifier la continuité temporelle. Aussi, un bois peut être qualifié de récent qu'il apparaisse en 1840 ou en 1940 par exemple. Or il est clair qu'une différence de 100 ans modifie les communautés végétales en présence. Pour limiter cette forte variabilité de faciès forestiers au sein du type « Bois récents », il aurait été pertinent de prendre en compte une date intermédiaire. Cela aurait également permis de confirmer la continuité forestière des « Bois anciens ». Pour cela, une vérification à l'aide des cartes de 1950 disponibles sur Géoportail aurait pu être réalisée. Par ailleurs, l'utilisation des cartes de l'Etat major ne permet pas de distinguer une zone de pâture par rapport à une zone de culture. Or, plusieurs études ont montré que les anciennes pâtures se distinguent peu des anciennes forêts, les différences de végétation et de sol se faisant uniquement avec les zones anciennement labourées, amendées ou ayant reçu des apports organiques fertilisants (Koerner *et al.*, 1997 ; Abadie, 2018).

De plus, afin de sélectionner exclusivement des bois implantés sur du limon, nous sommes basés sur les cartes géologiques qui présentent malheureusement des approximations (un sol limoneux sur la carte peut finalement s'avérer crayeux sur le terrain). Dans ce cas, les bois n'ont pas été sélectionnés dans le plan d'échantillonnage, malgré tout, il est possible que certains bois présentent un sol significativement plus crayeux. Des analyses de sols sont prévues à partir d'échantillons prélevés pendant la campagne de terrain.

2. Inventaires botaniques et limites d'une approche monotaxonomique

L'ensemble de nos analyses repose sur des relevés floristiques réalisés par une étudiante (moi-même) avec relativement peu d'expertise en botanique, aussi malgré toute la vigilance apportée, il est possible que certaines espèces n'est pas été prises en compte dans l'analyse. La campagne de terrain s'est étalée sur deux mois et demi donc il est possible qu'en fonction de la date d'observation, l'abondance de certaines espèces ait été sous-estimée à cause de leur phénologie (les vernaies en fin de saison et les estivales en début de saison). Par ailleurs, les placettes de 400m² ont été placées de manière à limiter au maximum l'effet de lisière, malgré tout, dans certains bois particulièrement étroits, notamment dans les bois récents, généralement plus petits (Annexe 4), il est possible qu'un effet lisière s'ajoute à l'effet de la continuité temporelle. Cela semble d'autant plus probable que dans les écosystèmes forestiers, le DEI (influence de la profondeur des bords) est estimé de quelques

mètres à 250 m (Honnay *et al.*, 2002 ; Gonzalez *et al.*, 2010). Cet effet avait déjà été pointé du doigt dans d'autres articles (Alignier et Deconchat, 2011 ; Bergès *et al.*, 2016).

Par ailleurs, nous avons choisi de travailler sur un seul taxon, en faisant l'hypothèse que les changements observés sur la flore vasculaire de sous-bois reflètent les processus qui affectent plus globalement la biodiversité de l'écosystème forestier. Or, il est bien connu que les réponses de différents taxons à une perturbation peuvent fortement varier (Westgate *et al.*, 2014). Des études montrent que la pollution des sols en éléments traces métalliques a des effets variables sur les populations de vers de terre, incluant une réduction de la biomasse, une inhibition de la reproduction et une augmentation du taux de mortalité (Gudeta *et al.*, 2023). Par ailleurs, il a été montré que les champignons mycorhiziens (Diedhiou *et al.*, 2009), les lichens épiphytes (Fritz *et al.*, 2008), certains hémiptères (Gossner *et al.*, 2008), coléoptères carabiques (Assmann, 1999) et saproxyliques (Buse, 2012) et certains gastéropodes, notamment les Clausilidae (Vrignaud, 2016) sont particulièrement sensibles à l'ancienneté des forêts. Il est donc probable qu'une interruption de la continuité temporelle ait également des conséquences délétères pour ces taxons.

3. Mesure de traits

La méthodologie de mesures *in situ* de traits susceptibles de répondre à la pollution était très exploratoire car nous n'avons pas trouvé d'étude suivant une démarche comparable. Aussi, les mesures de la teneur en chlorophylle ont été réalisées sur les feuilles collinaires ou basales. La variabilité qui en résulte explique potentiellement pourquoi aucune différence significative n'est ressortie de nos analyses. Le protocole est donc à préciser à l'avenir.

4. Caractéristiques spatiales et liées à la gestion sylvicole

Nous avons choisi d'approximer la connectivité spatiale à l'aide de deux métriques (la surface des bois et la surface cumulée des bois anciens situés dans un rayon de 500m autour de la placette) relativement faciles et rapides à calculer. Cependant, il serait intéressant de mieux caractériser le degré de connectivité spatiale des bois en intégrant dans l'analyse la distance à des bois anciens, le ratio périmètre/aire et la surface de haie à l'instar de Jamoneau *et al.*, (2011). Par ailleurs, nous avons souhaité prendre en compte la gestion sylvicole car plusieurs études ont mis en évidence qu'elle pouvait conditionner les communautés végétales en présence (Kenderes et Standovár, 2005 ; Schulze, 2018). Cependant, il est possible que notre catégorisation simpliste en « Futaie régulière », « irrégulière » et « taillis » ne soit pas la plus pertinente. D'autant plus qu'à de nombreuses reprises nous étions face à des peuplements dans des situations intermédiaires du type « Taillis sous futaie » ou « Futaie en cours d'irrégularisation » par exemple. Afin d'affiner notre prise en compte de la gestion, nous avons également considéré l'effet du recouvrement arboré et arbustif. Il s'avère que le recouvrement arbustif a un effet significatif sur la composition des communautés végétales. En approfondissant l'analyse, il est ressorti que les bois récents présentent des recouvrements arbustifs plus importants donc les deux effets se confondent peut-être (Annexe 6). Là encore, d'autres variables apportent certainement une information plus pertinente sur le type de gestion sylvicole comme la surface terrière ou l'essence dominante par exemple.

V. Perspectives

A. Enjeux de santé publique

Aujourd'hui, les anciens champs de bataille ont disparu sous la canopée et il est facile d'oublier que le sol est encore fortement pollué (Hubé, 2017). Il a été montré que plusieurs contaminants utilisés pendant la Première Guerre mondiale présentent un danger pour la santé : le cadmium et le plomb entraînent de l'hypertension, des lésions hépatiques et rénales et de l'anémie, affectent la chimie des globules rouges, retardent le développement physique et mental normal des enfants (Mathew *et al.*, 2015). Le perchlorate qui est particulièrement rémanent dans le sol, inhibe l'absorption de l'iode par les cellules thyroïdiennes ce qui conduit à une hypothyroïdie (Niziński *et al.*, 2021). Or, comme expliqué en introduction la délimitation officielle de la zone de front a été sous-estimée ce qui peut conduire à négliger le risque sanitaire que présentent certaines zones agricoles et forestières. Pour y remédier, il est nécessaire d'identifier les zones à risques et l'absence ou la présence d'espèces indicatrices peut nous y aider. S'il s'avère que l'absence de *Brachypodium sylvaticum* traduit effectivement une forte pollution du sol et de l'eau, alors elle pourra être utilisée comme premier indicateur de zones à risques. L'enjeu sanitaire étant majeur, une thèse réalisée par Laure Parodi visant à étudier la pollution chimique des compartiments sol-eau- plante est en cours. Les résultats de ce stage de fin d'études seront directement mis en liens avec les études approfondies des contaminations des bois étudiés.

B. Enjeux de préservation des forêts dans un contexte de guerre

Nous en parlons assez peu mais les conflits armés sont des vecteurs dramatiques de pollution et de destruction de l'environnement. Dans les années 60, la défoliation de la jungle vietnamienne par l'armée américaine a interpellé la conscience collective sur la protection de l'environnement en situation de guerre (Pearce, 2000). La guerre du Golfe de 1990-1991, avec l'utilisation des armes à l'uranium et l'incendie des puits de pétrole a fait de la protection de l'environnement lors des conflits armés, une préoccupation internationale. Malheureusement, comme le disait Yuliya Ovchynnykova, membre de la commission parlementaire sur la politique environnementale et la gestion de la nature, à propos de la guerre en Ukraine « *L'environnement est [toujours] la victime silencieuse de [la] guerre* ». En 2022, les estimations montraient que 180 000 mètres cubes de sol avaient été contaminés par les bombes (Chauvin, 2022). Seulement, si les conséquences environnementales immédiatement visibles sont désolantes, il s'avère, d'après les résultats de notre étude, que les dommages persistent plus de 100 ans après la fin des conflits. L'arrêt des conflits ne signe pas la résilience immédiate de l'écosystème. Il est donc impératif de renforcer les dispositions juridiques et réglementaires du droit international interdisant et limitant les actions néfastes sur l'environnement en temps de guerre. Pour cela, une réflexion approfondie doit-être menée afin de surmonter la difficulté de mise en œuvre de ces instruments qui est l'une des causes principales de l'exacerbation et de la persistance des impacts environnementaux des conflits armés.

C. Enjeux de préservation de la biodiversité des forêts anciennes épargnées et reconstituées

Les forêts anciennes présentent une valeur patrimoniale intrinsèque puisqu'elles accueillent des espèces qui ont besoin de centaines d'années pour s'établir (Peterken, 1996). Malheureusement, malgré une augmentation des surfaces forestières à l'échelle nationale, localement la tendance peut-être inverse. Dans le Nord-Pas-de-Calais, ce sont 34% des forêts de la carte d'Etat-major qui ont disparus (Bergès et Dupouey, 2017). Pour enrayer ce phénomène, il est urgent de tenir compte de l'ancienneté des forêts dans les projets de protection. En ce sens, la Belgique a déjà inscrit la protection des forêts anciennes dans sa loi et ses règlements forestiers (Kervyn *et al.*, 2017). Au niveau mondial, des initiatives sont prises en ce sens par l'UICN dans les politiques de conservation de la nature (Vallauri *et al.*, 2017). En France, l'IGN est coordinateur et référent national de la production d'une carte des forêts anciennes nationales (GIP ECOFOR, 2021). Mais pour cela, il est nécessaire d'affiner la définition d'ancienneté, qui reste aujourd'hui relativement binaire, puisque les effets d'une interruption dans la continuité forestière peuvent varier (maintien des caractéristiques propres aux forêts anciennes en cas de pâture ou dans notre cas, d'une guerre). A cause de cette imprécision, les forêts reconstituées après la guerre, qualifiées en conséquence de récentes risquent de ne pas être protégées à leur juste valeur alors même qu'elles ont un fort intérêt patrimonial. Cette définition a également une importance lorsqu'il s'agit de définir des réservoirs de biodiversité dans les schémas régionaux de cohérence écologique ou lors de l'application de la séquence « éviter-réduire-compenser » : il faut privilégier la préservation des forêts anciennes car leurs destructions ne peuvent être compensées par des forêts récentes.

De plus, il est important d'adapter les mesures de protection au contexte puisque la distribution des espèces spécialistes varie d'une région à l'autre, selon des facteurs locaux comme les caractéristiques des sols, la disponibilité en lumière, ou des facteurs jouant à des échelles plus larges, comme la configuration paysagère et notamment la connectivité de l'habitat forestier (De Frenne *et al.*, 2011). Dans un contexte montagnard peu fragmenté par exemple, l'ancienneté a un effet négligeable sur la distribution de la biodiversité (Janssen *et al.*, 2018), contrairement à un contexte méditerranéen (Abadie, 2018) ou à un milieu fragmenté comme le nôtre ou dans l'ouest de la France (Morel *et al.*, 2020). Comme nous avons pu le mettre en évidence, ces différences sont en partie dues au degré de connectivité spatiale qui interagit avec la connectivité temporelle. Aussi, notre travail souligne encore une fois l'importance de prendre en compte ces deux facteurs dans la gestion et la préservation de la biodiversité. Ainsi, la conservation des forêts anciennes existantes connectées à des forêts récentes semble être une méthode plus efficace et moins coûteuse que des reboisements non ciblés de parcelles pour préserver à la fois les espèces spécialistes et non spécialistes menacées.

Finalement, la nécessité de protéger les forêts anciennes ne doit pas se faire au détriment des forêts récentes. D'abord, ces dernières ont une bonne capacité de résilience (Morel *et al.*, 2020) et pourraient potentiellement, à terme, retrouver des caractéristiques similaires à celles des forêts anciennes. Ensuite, nous l'avons vu, elles accueillent d'autres espèces, aux traits fonctionnels différents, adaptées à des milieux moins stables, plus généralistes mais pas moins importantes. Elles rendent de nombreux services écosystémiques, elles sont essentielles pour la survie d'un grand nombre d'autres espèces non-végétales et peuvent parfois abriter des communautés plus riches que certaines forêts anciennes (Morel *et al.*, 2020). Finalement, il est reconnu que des systèmes plus diversifiés pourraient être plus résistants aux effets du changement climatique (Hisano *et al.*, 2018) aussi,

il est souhaitable de préserver des milieux forestiers variés où les forêts récentes ont toutes leur place.

VI. Conclusion

Ce travail de fin d'études devait d'abord permettre de faire un état des lieux de l'impact de la PGM sur la flore vasculaire de sous-bois actuelle des Hauts-de-France. Ensuite, il avait pour ambition de mieux comprendre l'effet d'une interruption brutale de la continuité temporelle sur la résilience des forêts avec des antécédents forestiers différents. À l'issue de ce stage, nous avons validé notre première hypothèse en montrant que la perturbation engendrée par la PGM a modifié durablement les communautés végétales et le fonctionnement de l'écosystème. En effet, si la structure des communautés (richesse spécifique, diversité de Shannon, équitabilité de Pielou) est aujourd'hui identique aux bois épargnés par la guerre, la composition et les traits fonctionnels des communautés végétales des bois reconstitués divergent toujours plus de 100 ans après la fin des combats. Ces bois ont tendance à abriter davantage de géophytes, d'espèces rudérale et eutrophes (comme *Ficaria verna*, *Rumex obtusifolius* ou *Veronica hederifolia* qui sont des espèces indicatrices de ces bois reconstitués). Ces différences sont probablement dues à un crédit de colonisation lent, et s'il s'avère qu'elles persistent, alors il sera possible de conclure qu'un nouvel écosystème - une néo-foret- s'est établi. Nos résultats suggèrent également que la pollution engendrée par la PGM est toujours suffisamment concentrée pour affecter le développement de la végétation. Si ces contaminations sont confirmées, les risques pour la santé devront être redéfinis en identifiant les territoires les plus à risques. Pour cela, l'utilisation d'espèces indicatrices pourrait être un bon outil. Par ailleurs, la permanence des impacts de la guerre appuie la nécessité de renforcer les dispositions juridiques et réglementaires du droit international interdisant et limitant les actions néfastes sur l'environnement en temps de guerre. Ce résultat fait tristement écho aux catastrophes environnementales que subit actuellement l'Ukraine.

Le travail engagé nous a également amené à rejeter notre seconde hypothèse, à savoir que les perturbations engendrées par la PGM ont conduit à une homogénéisation des milieux forestiers. En effet, les résultats ont montré que les caractéristiques propres aux forêts anciennes et récentes, rapportées dans la littérature, se retrouvent dans nos bois reconstitués sur d'anciens champs de bataille. Les bois anciens épargnés et reconstitués présentent donc davantage d'espèces spécifiques, de géophytes, d'espèces à faibles distances de dispersions, tolérantes au stress, sciaphiles et acidiphiles (comme *Anemone nemorosa*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Lamium galeobdolon*, *Dryopteris dilatata*, *Athyrium filix-femina* et *Castanea sativa* qui sont indicatrices des bois anciens) comparativement aux bois récents épargnés et reconstitués. Pour expliquer le retour si rapide de cette dichotomie forêts anciennes/forêts récentes, nous supposons l'existence d'une « mémoire du sol » durable, permettant d'une part le maintien de reliquats d'espèces de forêts anciennes dans les sols meurtris par la guerre et d'autres part, la persistance de conditions environnementales défavorables à l'établissement d'espèces de forêts anciennes dans les forêts ayant connu un usage agricole passé. Ainsi, les résultats de ce travail de fin d'études sont particulièrement intéressants puisqu'ils viennent nuancer la définition, jusqu'à maintenant relativement binaire, de l'ancienneté d'une forêt et

ouvrent de nouvelles perspectives de recherche sur la sensibilité des espèces anciennes à l'interruption de la continuité forestière. Mieux comprendre ces mécanismes est véritablement important afin de préserver ces espèces à forte valeur patrimoniale.

Par ailleurs, nos analyses ont mis en évidence que d'autres facteurs avaient un effet sur la composition des communautés végétales comme la continuité spatiale, le mode de gestion sylvicole mais aussi de nombreux autres facteurs que nous n'avons pas étudiés. En effet, 71 % de la variance ne sont expliqués par notre analyse. Ainsi, pour poursuivre ce travail, une prise en compte plus approfondie des conditions biotiques et abiotiques du milieu serait pertinente afin d'affiner notre compréhension de la résilience de ces écosystèmes. Il serait également souhaitable d'élargir l'étude à d'autres taxons susceptibles d'être affectés par la guerre et l'ancienneté des forêts.

VII. Bibliographie

ABADIE, Juliet, 2018. Ecologie historique des forêts méditerranéennes : déterminants du changement du couvert forestier et effets des usages passés sur les sols et la flore actuels. Thèse de doctorat en écologie, Université Aix-marseille, 328 p.

ALIGNIER, Audrey et DECONCHAT, Marc, 2011. Variability of forest edge effect on vegetation implies reconsideration of its assumed hypothetical pattern. *Applied Vegetation Science*. 2011. Vol. 14, n° 1, pp. 67-74. DOI [10.1111/j.1654-109X.2010.01105.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01105.x).

AMAT, Jean-Paul, 1988. La forêt et la guerre. Un exemple de sylvofaciès sur les champs de bataille de l'Argonne. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*. 1988. Vol. 65, n° 3, pp. 191-201. DOI [10.3406/bagf.1988.1432](https://doi.org/10.3406/bagf.1988.1432).

AMAT, Jean-Paul, 2015. Les forêts de la Grande Guerre. Histoire, mémoire, patrimoine. *Sorbonne Université Presses*. 548 p.

ARBIZU, Pedro Martinez, 2020. pairwiseAdonis : Pairwise multilevel comparaison using adonis. R package version 0.4 [en ligne]. R. 30 juin 2023. [Consulté le 7 septembre 2023]. Disponible à l'adresse : <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>

ARRHENIUS, Olof, 1921. Species and Area. *Journal of Ecology*. 1921. Vol. 9, n° 1, pp. 95-99. DOI [10.2307/2255763](https://doi.org/10.2307/2255763).

ASATI, Ambika, PICHHODE, Mohnish et NIKHIL, Kuram, 2016. Effect of Heavy Metals on Plants: An Overview. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management (IJAEM)*. 2016. Volume 5, Issue 3. DOI [10.13140/RG.2.2.27583.87204](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.27583.87204)

ASSMANN, Thorsten, 1999. The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity & Conservation*. 1 novembre 1999. Vol. 8, n° 11, pp. 1499-1517. DOI [10.1023/A:1008974413376](https://doi.org/10.1023/A:1008974413376).

BAUSINGER, Tobias, BONNAIRE, Eric et PREUSS, Johannes, 2007. Exposure assessment of a burning ground for chemical ammunition on the Great War battlefields of Verdun. *Science of The Total Environment*. 1 septembre 2007. Vol. 382, n° 2, pp. 259-271. DOI [10.1016/j.scitotenv.2007.04.029](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.029).

BERGÈS, Laurent, AVON, Catherine, ARNAUDET, Lucie, ARCHAUX, Frédéric, CHAUCHARD, Sandrine et DUPOUEY, Jean-Luc, 2016. Past landscape explains forest periphery-to-core gradient of understorey plant communities in a reforestation context. *Diversity and Distributions*. 2016. Vol. 22, n° 1, pp. 3-16. DOI [10.1111/ddi.12384](https://doi.org/10.1111/ddi.12384).

BERGÈS, Laurent et DUPOUEY, Jean-Luc., 2017. Écologie historique et ancienneté de l'état boisé : concepts, avancées et perspectives de la recherche. *Revue Forestière Française*. 2017. LXIX 4-5. DOI [10.4267/2042/67863](https://doi.org/10.4267/2042/67863)

BOSSUYT, Beatrijs et HERMY, Martin, 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography*. 2001. Vol. 24, n° 2, pp. 225-238. DOI [10.1034/j.1600-0587.2001.240213.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240213.x).

BOSSUYT, Beatrijs, HERMY, Martin et DECKERS, Jozef, 1999. Migration of Herbaceous Plant Species across Ancient-Recent Forest Ecotones in Central Belgium. *Journal of Ecology*. 1999. Vol. 87, n° 4, pp. 628-638. DOI [10.1046/j.1365-2745.1999.00379.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00379.x)

BRUNET, Jörg, DE FRENNE, Pieter, HOLMSTRÖM, Emma et MAYR, Marian Lajos, 2012. Life-history traits explain rapid colonization of young post-agricultural forests by understory herbs. *Forest Ecology and Management*. 15 août 2012. Vol. 278, pp. 55-62. DOI [10.1016/j.foreco.2012.05.002](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.002).

BUSE, Jörn, 2012. "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation*. 1 février 2012. Vol. 16, n° 1, pp. 93-102. DOI [10.1007/s10841-011-9396-5](https://doi.org/10.1007/s10841-011-9396-5).

CHAUVIN, Hortense, 2022. Ukraine : « L'environnement est la victime silencieuse de cette guerre ». *Reporterre, le média de l'écologie* [en ligne]. 2022. [Consulté le 3 septembre 2023]. Disponible à l'adresse : <https://reporterre.net/Ukraine-L-environnement-est-la-victime-silencieuse-de-cette-guerre>

CORNELISSEN, J. H. C., LAVOREL, S., GARNIER, E., DÍAZ, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D. E., REICH, P. B., STEEGE, H. ter, MORGAN, H. D., HEIJDEN, M. G. A. van der, PAUSAS, J. G. et POORTER, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*. 2003. Vol. 51, n° 4, pp. 335-380. DOI [10.1071/bt02124](https://doi.org/10.1071/bt02124).

DE FRENNE, Pieter, BAETEN, Lander, GRAAE, Bente J., BRUNET, Jörg, WULF, Monika, ORCZEWSKA, Anna, KOLB, Annette, JANSEN, Ivy, JAMONEAU, Aurélien, JACQUEMYN, Hans, HERMY, Martin, DIEKMANN, Martin, DE SCHRIJVER, An, DE SANCTIS, Michele, DECOCQ, Guillaume, COUSINS, Sara A. O. et VERHEYEN, Kris, 2011. Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. *Journal of Ecology*. 2011. Vol. 99, n° 2, pp. 600-609. DOI [10.1111/j.1365-2745.2010.01768.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01768.x).

DECOCQ, Guillaume, DUPOUEY, Jean-Luc et BERGÈS, Laurent, 2021. Dynamiques forestières à l'ère anthropocène : mise au point sémantique et proposition de définitions écologiques. *Revue forestière française*. 7 décembre 2021. Vol. 73, n° 1, pp. 21-52. DOI [10.20870/revforfr.2021.4993](https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.4993).

DENGLER, Jürgen, JANSEN, Florian, CHUSOVA, Olha, HÜLLBUSCH, Elisabeth, NOBIS, Michael, MEERBEEK, Koenraad, AXMANOVÁ, Irena, BRUUN, Hans, CHYTRY, Milan, GUARINO, Riccardo, KARRER, Gerhard, MOEYS, Karlien, RAUS, Thomas, STEINBAUER, Manuel, TICHÝ, Lubomír, TYLER, Torbjörn, BATSATSASHVILI, Ketevan, BIȚĂ-NICOLAE, Claudia, DIDUKH, Yakiv et GILLET, François, 2023. Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0. *Vegetation Classification and Survey*. 13 janvier 2023. Vol. 4, pp. 7-29. DOI [10.3897/VCS.98324](https://doi.org/10.3897/VCS.98324).

DIEDHIYOU, Abdala G., DUPOUEY, Jean-Luc, BUÉE, Marc, DAMBRINE, Etienne, LAÛT, Laure et GARBAYE, Jean, 2009. Response of ectomycorrhizal communities to past Roman occupation in an oak forest. *Soil Biology and Biochemistry*. 1 octobre 2009. Vol. 41, n° 10, pp. 2206-2213. DOI [10.1016/j.soilbio.2009.08.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.005).

DUFRENE, Marc et LEGENDRE, Pierre, 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological monographs*. 1 août 1997. Vol. 67, pp. 345-366. DOI [10.2307/2963459](https://doi.org/10.2307/2963459).

DUPOUEY, J. L., DAMBRINE, E., LAFFITE, J. D. et MOARES, C., 2002. Irreversible Impact of Past Land Use on Forest Soils and Biodiversity. *Ecology*. 2002. Vol. 83, n° 11, pp. 2978-2984. DOI [10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2978:IIOPLU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2).

DZWONKO, Zbigniew et LOSTER, Stefania, 1989. Distribution of Vascular Plant Species in Small Woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Oikos*. 1989. Vol. 56, n° 1, pp. 77-86. DOI [10.2307/3566089](https://doi.org/10.2307/3566089).

ENDELS, Patrick, ADRIAENS, Dries, VERHEYEN, Kris et HERMY, Martin, 2004a. Population Structure and Adult Plant Performance of Forest Herbs in Three Contrasting Habitats. *Ecography*. 2004. Vol. 27, n° 2, pp. 225-241. DOI [10.1111/j.0906-7590.2004.03731.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03731.x)

FALINSKI, Janus Bodgan et MORTIER, Frédéric, 1996. Biodiversité et gestion durable des forêts en Europe. 1996. *Revue forestière française*, vol. XLVIII, n° spécial " La Gestion durable des forêts tempérées ", pp. 89-116.

FRITZ, Örjan, GUSTAFSSON, Lena et LARSSON, Krister, 2008. Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biological Conservation*. 1 mars 2008. Vol. 141, n° 3, pp. 655-668. DOI [10.1016/j.biocon.2007.12.006](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.006).

GONZALEZ, Patrick, NEILSON, Ronald P., LENIHAN, James M. et DRAPEK, Raymond J., 2010. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography*. 2010. Vol. 19, n° 6, pp. 755-768. DOI [10.1111/j.1466-8238.2010.00558.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00558.x).

GOSSNER, Martin, ENGEL, Kerstin et JESSEL, Beate, 2008. Plant and arthropod communities in young oak stands: are they determined by site history? *Biodiversity and Conservation*. 1 décembre 2008. Vol. 17, n° 13, pp. 3165-3180. DOI [10.1007/s10531-008-9418-0](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9418-0).

GRIME, J. P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*. juillet 1974. Vol. 250, n° 5461, pp. 26-31. DOI [10.1038/250026a0](https://doi.org/10.1038/250026a0).

GUDETA, Kasahun, KUMAR, Vineet, BHAGAT, Ankeet, JULKA, Jatinder Mohan, BHAT, Sartaj Ahmad, AMEEN, Fuad, QADRI, Humaira, SINGH, Sumit et AMAROWICZ, Ryszard, 2023. Ecological adaptation of earthworms for coping with plant polyphenols, heavy metals, and microplastics in the soil: A review. *Heliyon*. 1 mars 2023. Vol. 9, n° 3. DOI [10.1016/j.heliyon.2023.e14572](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14572).

HARMAND, Dominique, MATHIS, Denis et CHIFFRE, Emmanuel, 2019. Sur les traces de la Grande Guerre dans le paysage en Lorraine centrale au Nord-Est de Nancy (Moselle, Meurthe-et-Moselle). *Revue de géographie historique*. 20 mai 2019. N° 14-15. DOI [10.4000/geohist.612](https://doi.org/10.4000/geohist.612).

HEINKEN, Thilo, DIEKMANN, Martin, LIIRA, Jaan, ORCZEWSKA, Anna, SCHMIDT, Marcus, BRUNET, Jörg, CHYTRÝ, Milan, CHABRERIE, Olivier, DECOCQ, Guillaume, DE FRENNE, Pieter, DŘEVOJAN, Pavel, DZWONKO, Zbigniew, EWALD, Jörg, FEILBERG, Jon, GRAAE, Bente Jessen, GRYTNES, John-Arvid, HERMY, Martin, KRIEBITZSCH, Wolf-Ulrich, LAIVIŅŠ, Māris, LENOIR, Jonathan, LINDMO, Sigrid, MARAGE, Damien, MAROZAS, Vitas, NIEMEYER, Thomas, PAAL, Jaanus, PYŠEK, Petr, ROOSALUSTE, Elle, SÁDLO, Jiří, SCHAMINÉE, Joop H.J., TYLER, Torbjörn, VERHEYEN, Kris, WULF, Monika et VANNESTE, Thomas, 2022. The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *Journal of Vegetation Science*. 2022. Vol. 33, n° 3, pp. e13132. DOI [10.1111/jvs.13132](https://doi.org/10.1111/jvs.13132).

HERMY, Martin, HONNAY, Olivier, FIRBANK, Les, GRASHOF-BOKDAM, Carla et LAWESSON, Jonas, 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biology of Conservation*. 1 novembre 1999. Vol. 91. DOI [10.1016/S0006-3207\(99\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2).

HERMY, Martin et VERHEYEN, Kris, 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. *Ecological Research*. 1 mai 2007. Vol. 22, pp. 361-371. DOI [10.1007/s11284-007-0354-3](https://doi.org/10.1007/s11284-007-0354-3).

HERVÉ, Maxime. Aide-mémoire de statistique appliquée à la biologie - Studocu, [sans date]. [en ligne]. [Consulté le 8 septembre 2023]. Disponible à l'adresse :

<https://www.studocu.com/row/document/universite-sidi-mohamed-ben-abdellah-de-fes/sante-publique/herve-aide-memoire-statistique/29452417>

HISANO, Masumi, SEARLE, Eric B. et CHEN, Han Y. H., 2018. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*. 2018. Vol. 93, n° 1, pp. 439-456. DOI [10.1111/brv.12351](https://doi.org/10.1111/brv.12351).

HOLLING, C S, 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1973. Vol. 4, n° 1, pp. 1-23. DOI [10.1146/annurev.es.04.110173.000245](https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245).

HONNAY, Olivier, JACQUEMYN, Hans, BOSSUYT, Beatrijs et HERMY, Martin, 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species: Tansley review. *The New phytologist*. 1 juillet 2005. Vol. 166, pp. 723-36. DOI [10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x).

HUBÉ, Daniel, 2017. Industrial-scale destruction of old chemical ammunition near Verdun: a forgotten chapter of the Great War. *First World War Studies*: Vol 8, No 2-3 DOI [10.1080/19475020.2017.1393347](https://doi.org/10.1080/19475020.2017.1393347)

JACKSON, Stephen T. et SAX, Dov F., 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution*. 1 mars 2010. Vol. 25, n° 3, pp. 153-160. DOI [10.1016/j.tree.2009.10.001](https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.001).

JANSSEN, Philippe, FUHR, Marc et BOUGET, Christophe, 2018. Small variations in climate and soil conditions may have greater influence on multitaxon species occurrences than past and present human activities in temperate mountain forests. *Diversity and Distributions*. 2018. Vol. 24, n° 5, pp. 579-592. DOI [10.1111/ddi.12705](https://doi.org/10.1111/ddi.12705).

KENDERES, K. et STANDOVÁR, T., 2005. The impact of forest management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Community Ecology*. 22 juillet 2005. Vol. 4, n° 1, pp. 51-62. DOI [10.1556/comec.4.2003.1.8](https://doi.org/10.1556/comec.4.2003.1.8).

KERVYN, Thierry, SCOHY, Jean-Pierre, MARCHAL, Didier, COLLETTE, Olivier, HARDY, Briec, DELAHAYE, Laurence, WIBAIL, Lionel, JACQUEMIN, Floriane, DUFRÊNE, Marc et CLAESSENS, Hugues, 2017. La gestion patrimoniale des forêts anciennes de Wallonie (Belgique). *Revue forestière française*. 31 octobre 2017. Vol. 69, n° 4-5, pp. 545-560. DOI [10.4267/2042/67878](https://doi.org/10.4267/2042/67878).

KOERNER, W., DUPOUEY, J. L., DAMBRINE, E. et 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*. 1997. Vol. 85, n° 3, pp. 351-358. DOI [10.2307/2960507](https://doi.org/10.2307/2960507).

LOSOSOVÁ, Zdeňka, AXMANOVÁ, Irena, CHYTRÝ, Milan, MIDOLO, Gabriele, ABDULHAK, Sylvain, KARGER, Dirk Nikolaus, RENAUD, Julien, VAN ES, Jérémie, VITTOZ, Pascal et THUILLER, Wilfried, 2023. Seed dispersal distance classes and dispersal modes for the European flora. *Global Ecology and Biogeography*. 2023. Vol. 32, n° 9, pp. 1485-1494. DOI [10.1111/geb.13712](https://doi.org/10.1111/geb.13712).

MACARTHUR, Robert H. et WILSON, Edward O., 1967. The Theory of Island Biogeography [en ligne]. REV-Revised. Princeton University Press. [Consulté le 7 septembre 2023]. ISBN 978-0-691-08836-5. Disponible à l'adresse : <https://www.jstor.org/stable/j.ctt19cc1t2>

MATHEW, Blessy, G, Vaishaly A. et B, Krishnamurthy N., 2015. Health effects caused by metal contaminated ground water. *International Journal of Advances in Scientific Research*. 25 mars 2015. Vol. 1, n° 2, pp. 60-64. DOI [10.7439/ijas.v1i2.1798](https://doi.org/10.7439/ijas.v1i2.1798).

MIDOLO, Gabriele, HERBEN, Tomáš, AXMANOVÁ, Irena, MARCENÒ, Corrado, PÄTSCH, Ricarda, BRUELHEIDE, Helge, DIRK, KARGER, Dirk Nikolaus, AČIĆ, Svetlana, BERGAMINI,

- Ariel, BERGMEIER, Erwin, BIURRUN, Idoia, BONARI, Gianmaria, ČARNI, Andraž, CHIARUCCI, Alessandro, SANCTIS, Michele, DENGLER, Jürgen, GÜLER, Behlül, HINOJOS MENDOZA, Guillermo et ŠKVORC, Željko, 2023. Disturbance indicator values for European plants. *Global Ecology and Biogeography*. 1 janvier 2023. Vol. 32, pp. 24-34. DOI [10.1111/geb.13603](https://doi.org/10.1111/geb.13603).
- MOREL, Loïs, BARBE, Lou, JUNG, Vincent, CLÉMENT, Bernard, SCHNITZLER, Annik et YSNEL, Frédéric, 2020. Passive rewilding may (also) restore phylogenetically rich and functionally resilient forest plant communities. *Ecological Applications*. 2020. Vol. 30, n° 1, pp. e02007. DOI [10.1002/eap.2007](https://doi.org/10.1002/eap.2007).
- NAAF, Tobias et KOLK, Jens, 2015. Colonization credit of post-agricultural forest patches in NE Germany remains 130–230years after reforestation. *Biological Conservation*. 1 février 2015. Vol. 182, pp. 155-163. DOI [10.1016/j.biocon.2014.12.002](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.002).
- NIZIŃSKI, Przemysław, BŁAŻEWICZ, Anna, KOŃCZYK, Joanna et MICHALSKI, Rajmund, 2021. Perchlorate – properties, toxicity and human health effects: an updated review. *Reviews on Environmental Health*. 1 juin 2021. Vol. 36, n° 2, pp. 199-222. DOI [10.1515/reveh-2020-0006](https://doi.org/10.1515/reveh-2020-0006).
- OKSANEN, Jari, SIMPSON, Gavin L., BLANCHET, F. Guillaume, KINDT, Roeland, LEGENDRE, Pierre, MINCHIN, Peter R., O’HARA, R. B., SOLYMOS, Peter, STEVENS, M. Henry H., SZOEC, Eduard, WAGNER, Helene, BARBOUR, Matt, BEDWARD, Michael, BOLKER, Ben, BORCARD, Daniel, CARVALHO, Gustavo, CHIRICO, Michael, CACERES, Miquel De, DURAND, Sebastien, EVANGELISTA, Heloisa Beatriz Antoniazzi, FITZJOHN, Rich, FRIENDLY, Michael, FURNEAUX, Brendan, HANNIGAN, Geoffrey, HILL, Mark O., LAHTI, Leo, MCGLINN, Dan, OUELLETTE, Marie-Helene, CUNHA, Eduardo Ribeiro, SMITH, Tyler, STIER, Adrian, BRAAK, Cajo J. F. Ter et WEEDON, James, 2022. *vegan: Community Ecology Package* [en ligne]. 11 octobre 2022. [Consulté le 8 septembre 2023]. Disponible à l’adresse : <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- PEARCE, Jenny, 2000. *Development, NGOs and Civil Society* [en ligne]. Oxfam GB. [Consulté le 8 septembre 2023]. ISBN 978-0-85598-442-7. Disponible à l’adresse : <https://oxfamilibrary.openrepository.com/handle/10546/121451>
- PETERKEN, George F., 1996. Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. *Cambridge University Press*. ISBN 978-0-521-36792-9.
- R: The R Project for Statistical Computing, [sans date]. [en ligne]. [Consulté le 7 septembre 2023]. Disponible à l’adresse : <https://www.r-project.org/>
- SCHULZE, E. D., 2018. Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation*. 1 juin 2018. Vol. 43, pp. 213-226. DOI [10.1016/j.jnc.2017.08.001](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.08.001).
- SHAHID, Muhammad, KHALID, Sana, ABBAS, Ghulam, SHAHID, Naeem, NADEEM, Muhammad, SABIR, Muhammad, ASLAM, Muhammad et DUMAT, Camille, 2015. Heavy Metal Stress and Crop Productivity. *Crop Production and Global Environmental Issues* [en ligne]. Cham : Springer International Publishing. pp. 1-25. [Consulté le 25 août 2023]. ISBN 978-3-319-23162-4. Disponible à l’adresse : https://doi.org/10.1007/978-3-319-23162-4_1
- VALLAURI, Daniel, DUCOUSSO, Alexis, PERSUY, Alain et TEILLAC-DESCHAMPS, Pauline, 2017. Ancienneté : perspectives pour la conservation des forêts. *Revue forestière française*. 2017. Vol. 69, n° 4, pp. 560-570. DOI [10.4267/2042/67879](https://doi.org/10.4267/2042/67879).

VERHEYEN, Kris et HERMY, Martin, 2004. Recruitment and Growth of Herb-Layer Species with Different Colonizing Capacities in Ancient and Recent Forests. *Journal of Vegetation Science*. 2004. Vol. 15, n° 1, pp. 125-134. DOI [10.1111/j.1654-1103.2004.tb02245.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02245.x)

VERHEYEN, Kris, HONNAY, Olivier, MOTZKIN, Glenn, HERMY, Martin et FOSTER, David R., 2003. Response of Forest Plant Species to Land-Use Change: A Life-History Trait-Based Approach. *Journal of Ecology*. 2003. Vol. 91, n° 4, pp. 563-577. DOI [10.1046/j.1365-2745.2003.00789.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00789.x)

VRIGNAUD, Sylvain, CLOS, Joseph, et LAURENT, 2017. Les gastéropodes et les forêts anciennes.

WESTGATE, Martin J., BARTON, Philip S., LANE, Peter W. et LINDENMAYER, David B., 2014. Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications*. 21 mai 2014. Vol. 5, n° 1, pp. 3899. DOI [10.1038/ncomms4899](https://doi.org/10.1038/ncomms4899).

WOCH, Marcin W., KAPUSTA, Paweł et STEFANOWICZ, Anna M., 2016. Variation in dry grassland communities along a heavy metals gradient. *Ecotoxicology (London, England)*. janvier 2016. Vol. 25, n° 1, pp. 80-90. DOI [10.1007/s10646-015-1569-7](https://doi.org/10.1007/s10646-015-1569-7).

VIII. Sitographie

GIP-ECOFOR [en ligne]. [Consulté le 8 septembre 2023]. Disponible à l'adresse : <http://www.gip-ecofor.org/>

IGN, 2021. Portail IGN - Bilan de santé des forêts françaises [en ligne]. [Consulté le 27 août 2023]. Disponible à l'adresse : <https://ign.fr/reperes/bilan-de-sante-des-forets-francaises>

Observatoire régional de la biodiversité des Hauts-de-France, 2021 -L'occupation du sol [en ligne]. [Consulté le 5 avril 2023]. Disponible à l'adresse : <https://www.observatoire-biodiversite-hdf.fr/publications/occupation-du-sol>

ONF, 2019 - Le cycle de sylviculture des feuillus [en ligne]. [Consulté le 22 août 2023]. Disponible à l'adresse : <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+302::le-cycle-de-sylviculture-des-feuillus.html>

IX. Annexes

Annexe 1 : Critères de sélection des bois inventoriés pour l'étude

- Le bois est implanté sur du limon (vérification à l'aide de la carte géologique disponible sur Géoportail)
- Le bois n'est pas situé à proximité d'un milieu particulier (zone humide, zone industrielle...) (vérification à l'aide des plans IGN disponibles sur Géoportail)
- La topographie du bois n'est pas trop en pente (vérification à l'aide des plans IGN disponible sur Géoportail)
- Le bois à une fermeture de la canopée supérieure à 60% avec une très grande majorité de feuillus (vérification à l'aide des photographies aériennes 2021 disponibles sur Géoportail)
- Le bois a une taille minimale excédant 400m² (vérification à l'aide des photographies aériennes 2021 disponibles sur Géoportail)
- L'ancienneté des bois est validée en s'assurant qu'ils soient présents sur les cartes de l'Etat-major et sur celles de 2021 (vérification sur Géoportail à partir des cartes de l'Etat-major et des photographies aériennes 2021).
- Les limites des bois indiquées sur les cartes de l'Etat-major sont comparables à celles des photographies aériennes actuelles (vérification sur Géoportail à partir des cartes de l'Etat-major et des photographies aériennes 2021 afin d'éviter une erreur d'interprétation liée aux éventuels décalages cartographiques).

Annexe 2 : Relevé d'abondance des espèces selon la méthode de Braun-Blanquet

Après avoir rempli les métadonnées en tête de bordereau (Identifiant du bois, date, lieu, coordonnées GPS, type de gestion, remarques jugées pertinentes), le recouvrement (en pourcentage de la surface totale de la placette de 400m²) de la strate arborescente(>8m) ; strate arbustive (entre 1,5 et 8m) et herbacée (>1,5m) ; sol nu ; litière sont notés. Puis pour chacune des 3 strates de végétation les coefficients d'abondance-dominance sont déterminés selon l'échelle suivante :

5 : recouvrement >75%	1 : recouvrement ≤5%, mais nombreux individus
4 : recouvrement entre 51 et 75%	+ : recouvrement ≤5%, mais peu d'individus
3 : recouvrement entre 26 et 50%	r : recouvrement ≤5%, 2 à 3 individus
2 : recouvrement entre 5 et 25%	i : individu unique

Annexe 3 : Méthode de calcul des caractéristiques spatiales des 60 bois sélectionnés

Etape 1 : Importer les coordonnées GPS des 60 bois (après conversion des degrés en mètres)

Etape 2 : Vérification de la validité des couches BDTopo et Cartes de l'Etat-major

Etape 3 : Sélection par localisation des bois à partir de la BDTopo de la Somme et Pas-de-Calais retravaillée et des coordonnées GPS

Etape 4 : Calcul de l'aire (\$area en m²), du périmètre (\$périmètre en m) grâce aux outils de calculs de la table attributaire

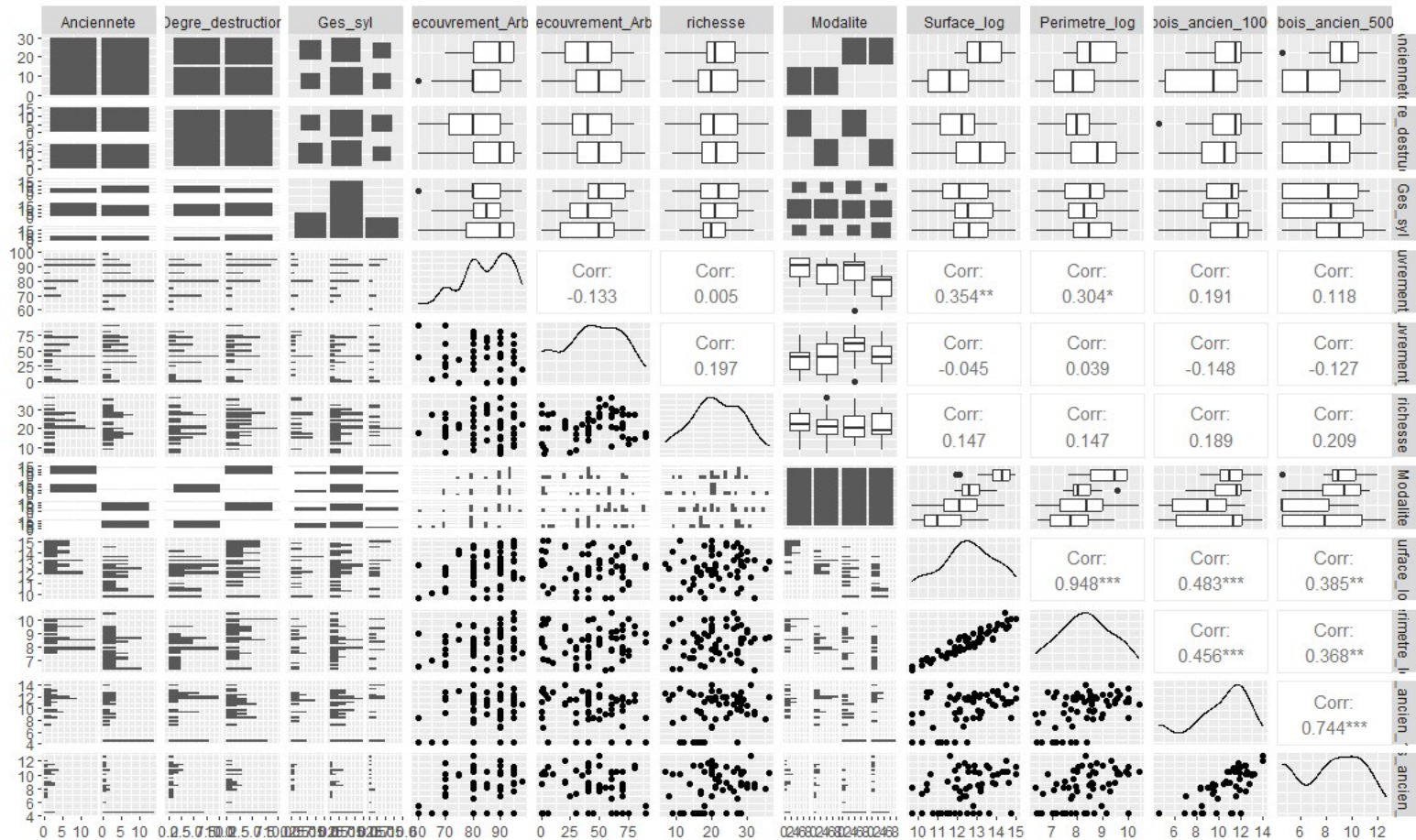
Etape 5 : Extraction des bois anciens grâce à l'intersection des couches BDTopo et Carte de l'état-major

Etape 6 : Création de tampon de 500m et 1000m autour des 60 bois inventoriés puis intersection avec les bois anciens

Etape 7 : Calcul de l'aire et de la somme des aires avec Dissolve with stats auquel nous soustrayons la somme des bois inventoriés.

Etape 8 : Pour finir, nous faisons une jointure par localisation afin d'associer les attributs des bois (aire, périmètre,) et les attributs des placettes (Identifiant, coordonnées).

Annexe 4 : Vérification de la corrélation entre les variables explicatives

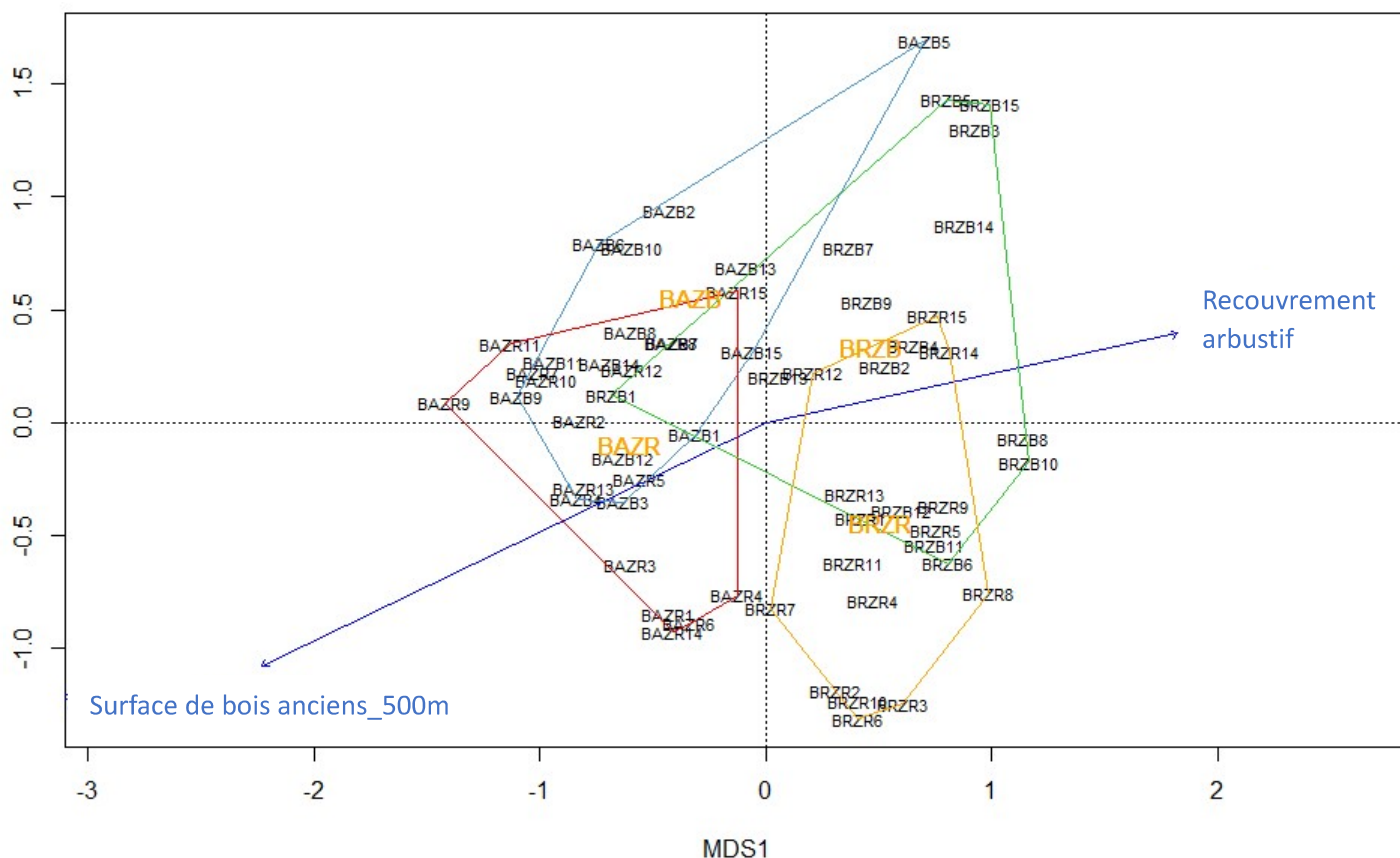


Annexe 5 : Résultats des modèles linéaires testant la richesse, la diversité de Shannon, l'équitabilité et la proportion pondérée en espèces spécialistes

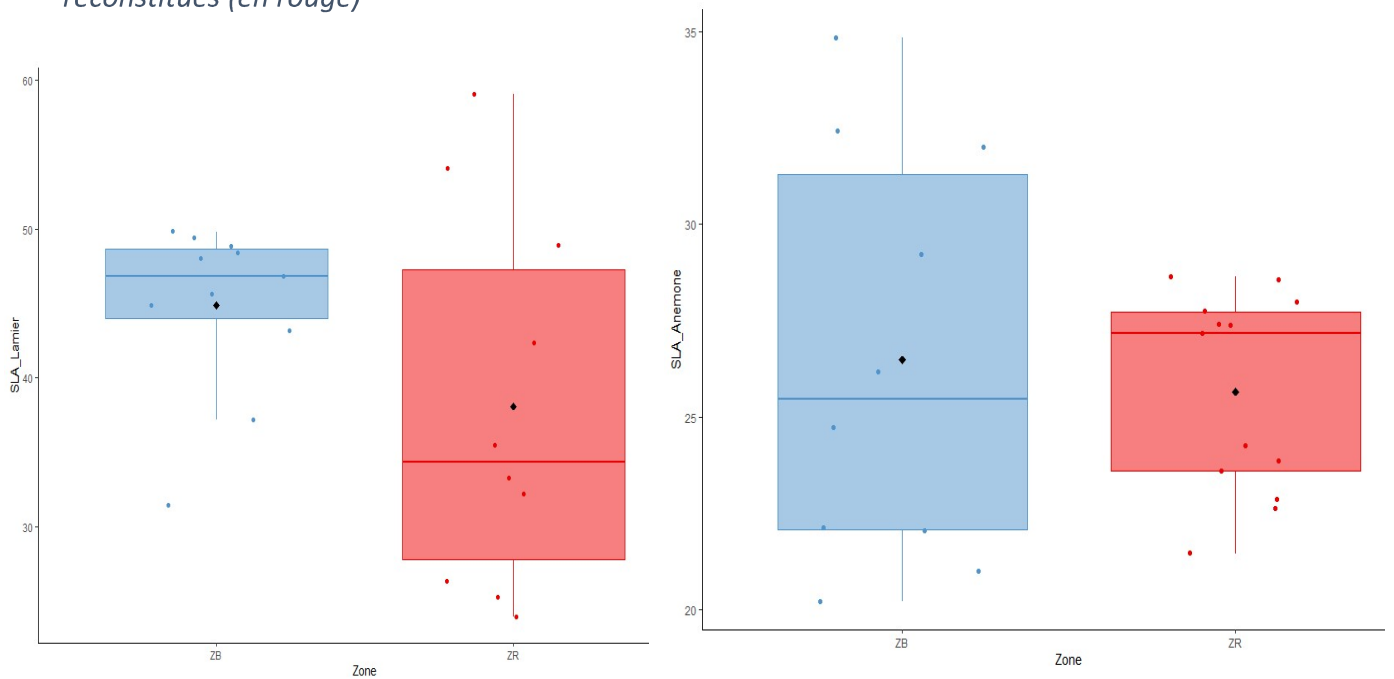
Variables explicatives	Richesse spécifique	Diversité de Shannon	Équitabilité de Piéou (box cox)	Proportion pondérée d'espèces spécialistes
Type de bois-Bois anciens reconstitués				0.522
Type de bois- Bois récents épargnés				-3.147**
Type de bois- Bois récents reconstitués				-3.762***
Surface du bois (log)	0.566		1.616	2.108*
Périmètre du bois (log)		3.494		
Surface de bois ancien dans un rayon de 500m (log)	1.480	0825	1.181	3.110 **
Gestion sylvicole- Régulier	-0.351	-0.330	-0.631	0.396
Gestion sylvicole- Taillis	-0.667	-0.657	-0.783	-0.358
Recouvrement de la strate arborée	-0.084	-0.326	-1.004	0.892
Recouvrement de la strate arbustive	1.583	1.673	1.196	-0.070
R2 du modèle sélectionné	0.14	0.12	0.14	0.73
Moyenne ± erreur standard	21.35±0.894	2.66±0.42	0.88±0.039	0.38±0.21

Les valeurs indiquées correspondent au t-value et les astérisques indiquent le niveau de significativité des variables

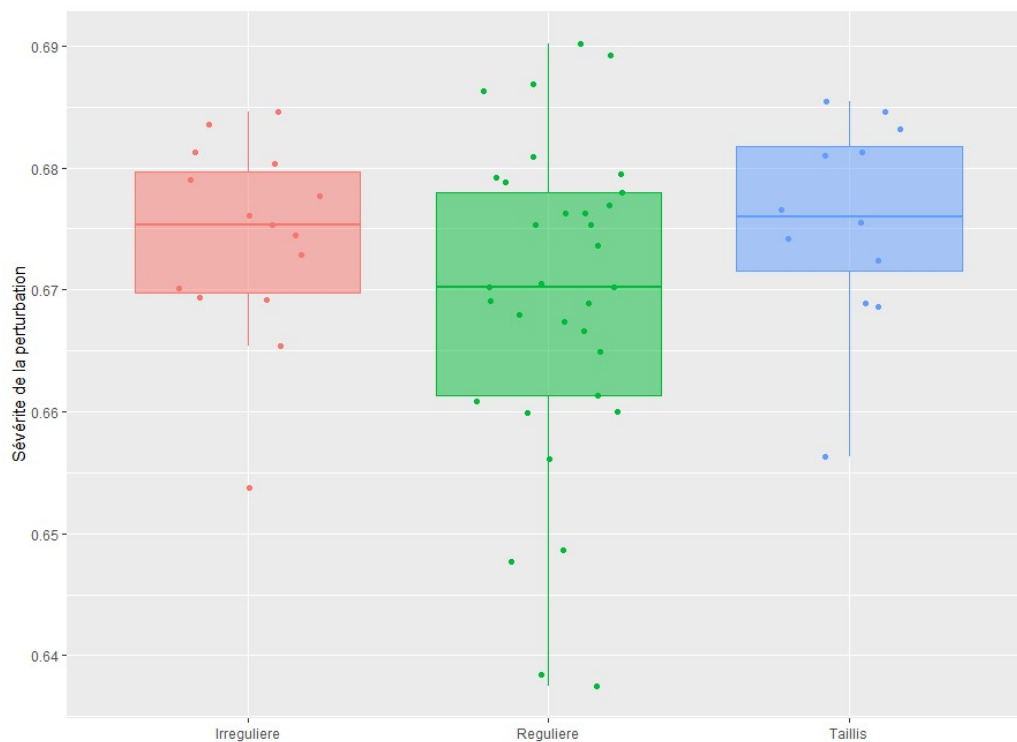
Annexe 6 : Visualisation des communautés végétales des bois en fonction des variables significatives (en bleu les bois anciens épargnés, en rouge les bois anciens reconstitués, en vert les bois récents épargnés et en orange les bois récents reconstitués)



Annexe 7 : Comparaison de la surface foliaire spécifique de *Lamium galeobdolon* (à gauche) et *Anemone nemorosa* (à droite) dans les bois anciens épargnés (en bleu) et les bois anciens reconstitués (en rouge)

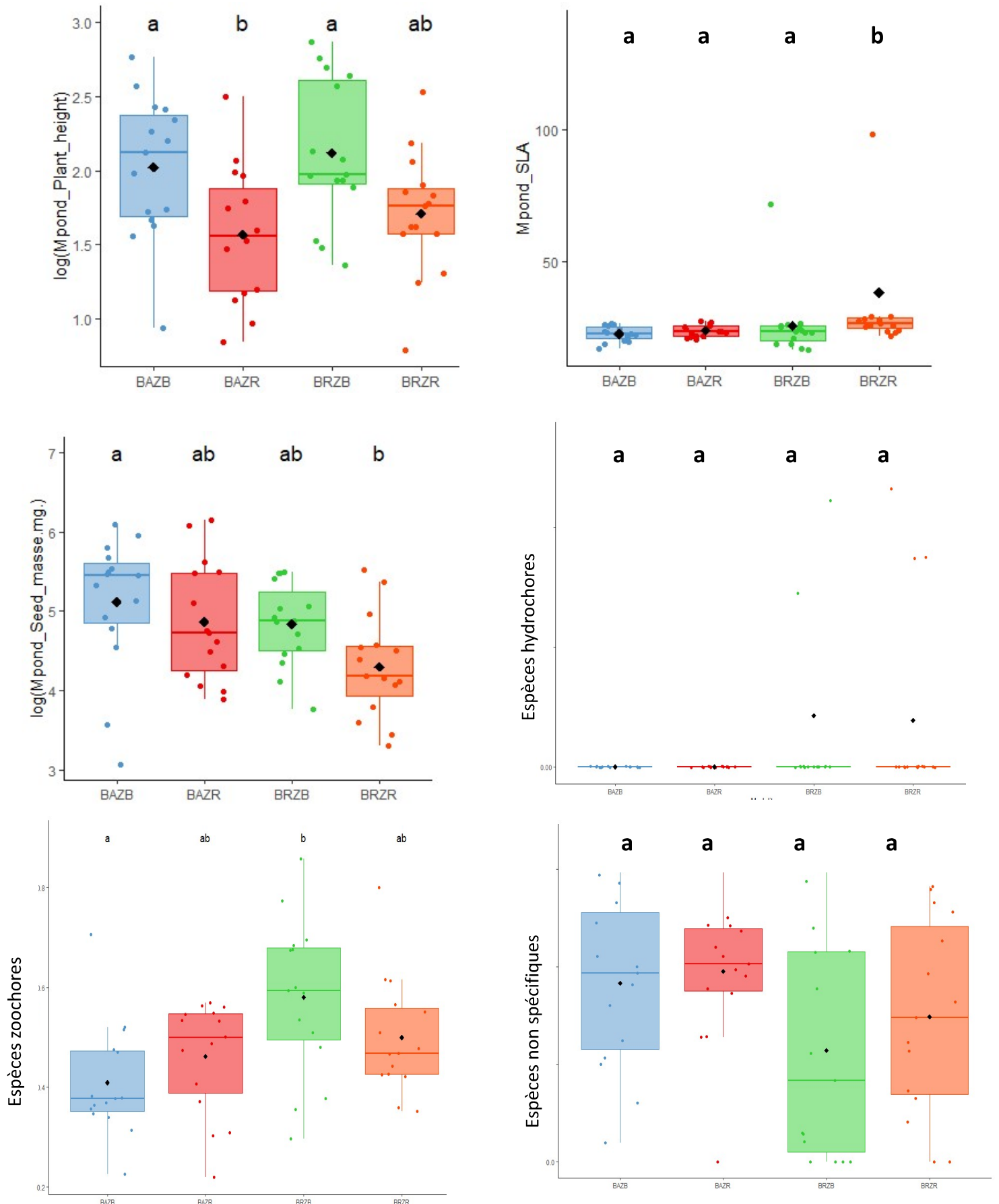


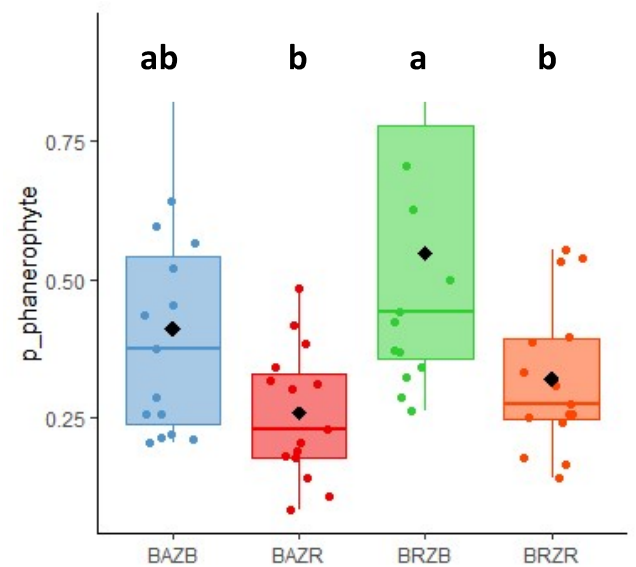
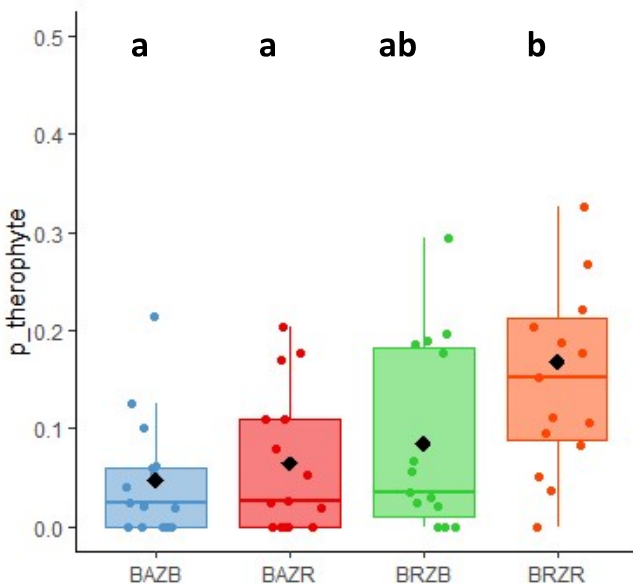
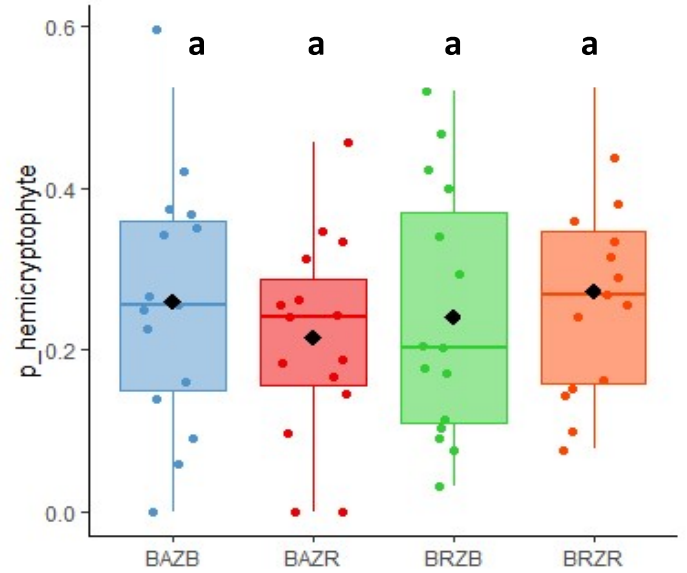
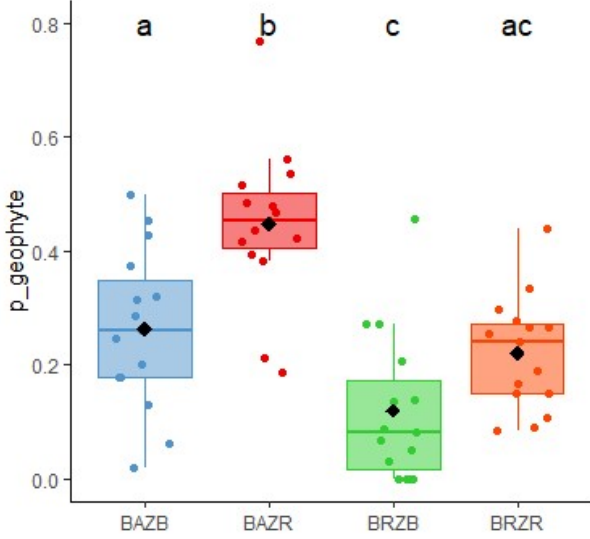
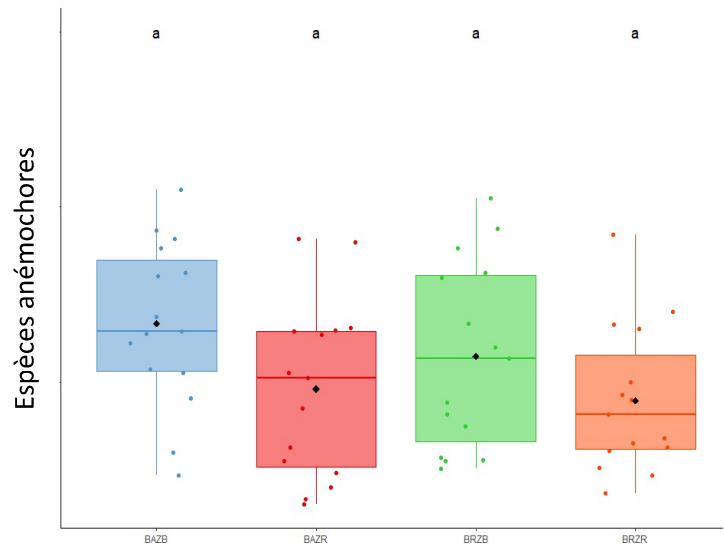
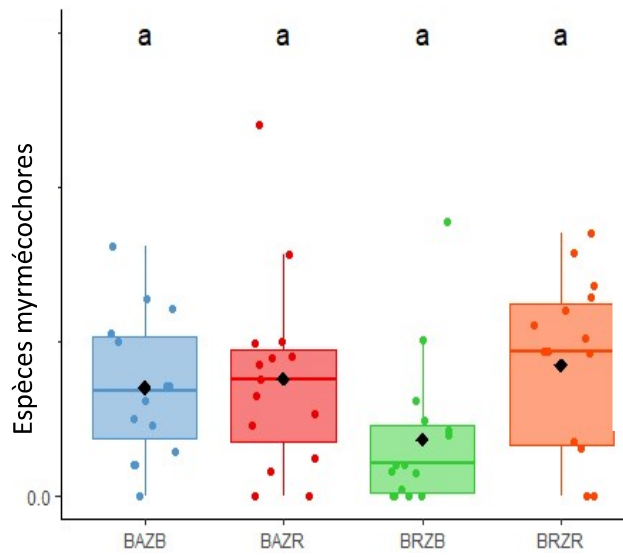
Annexe 8 : Comparaison de la sévérité de la perturbation en fonction du type de peuplement

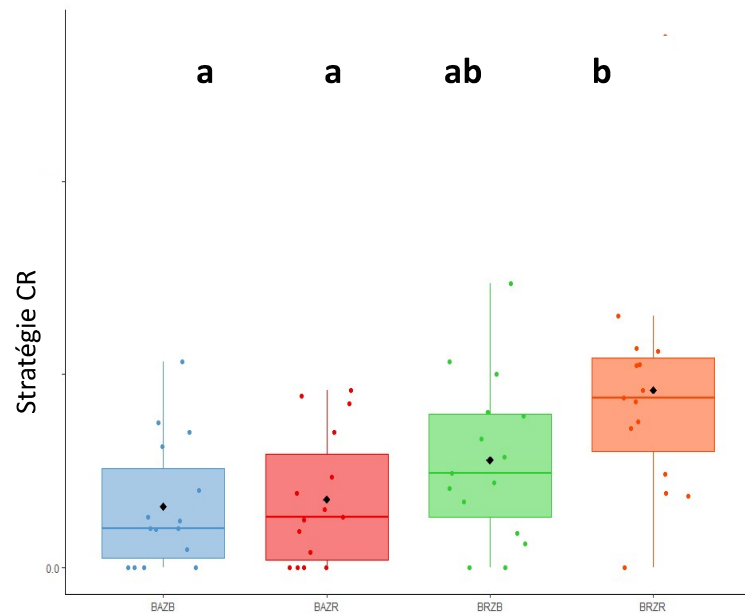
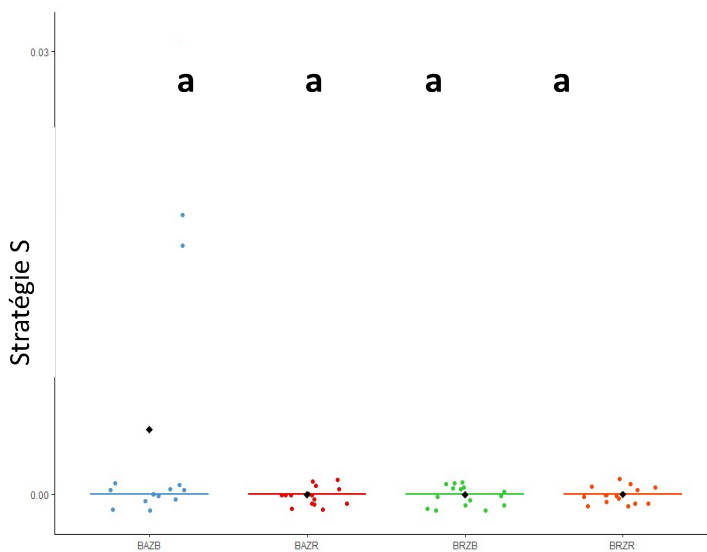
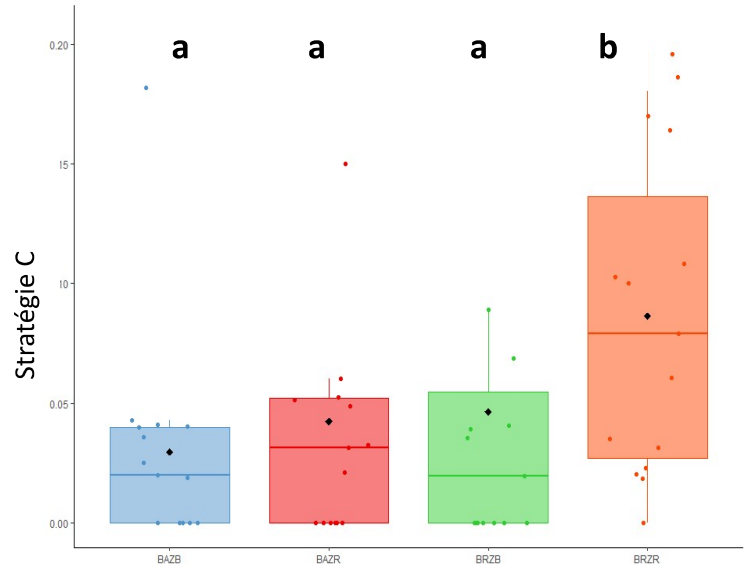
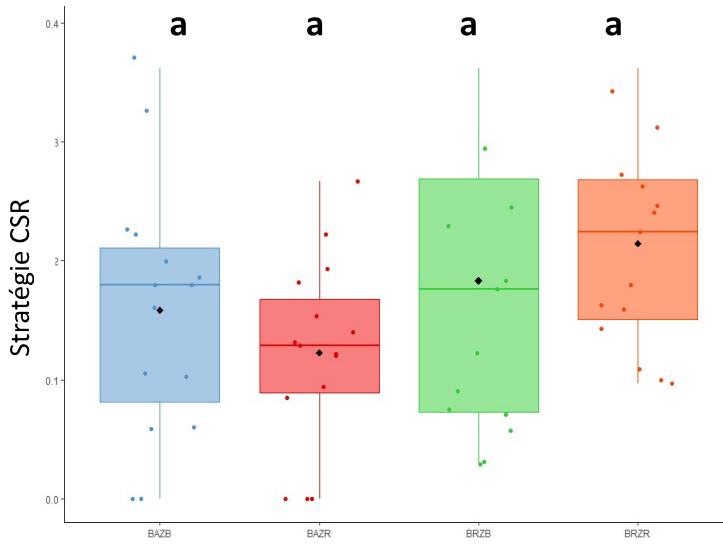
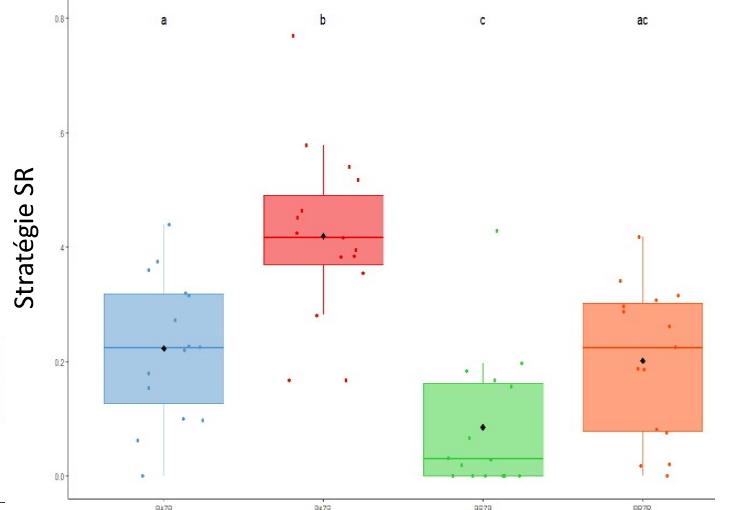
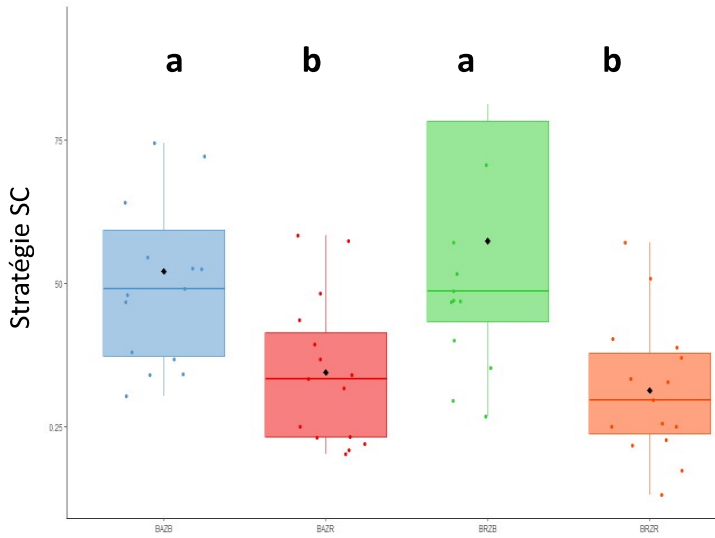


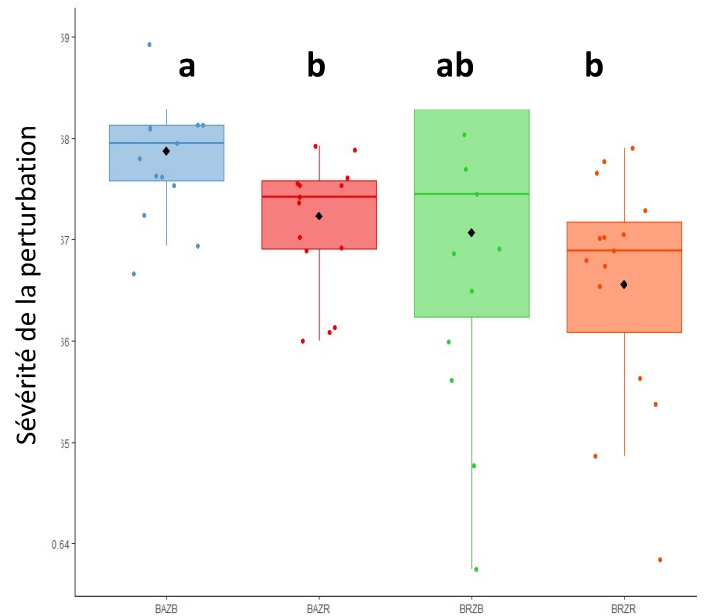
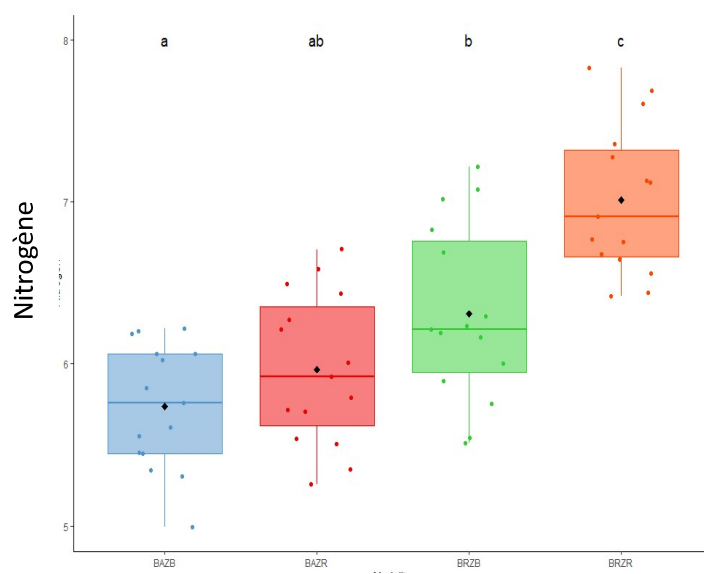
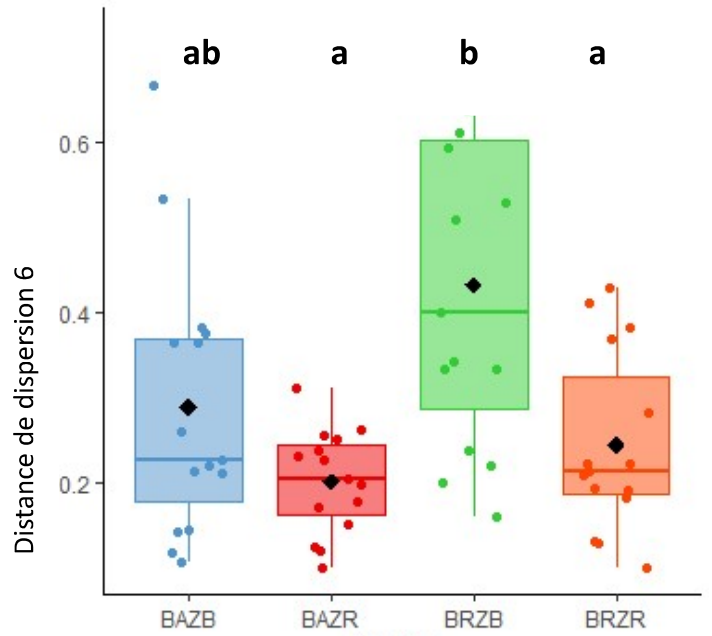
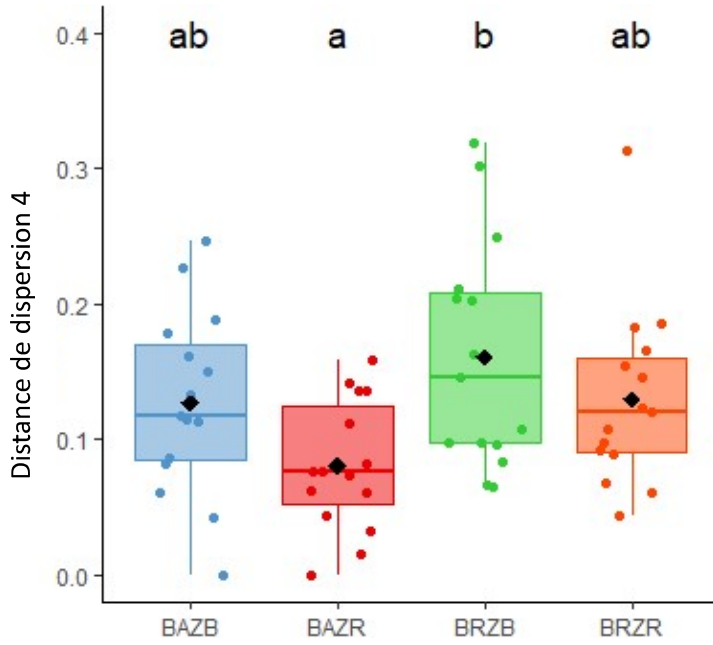
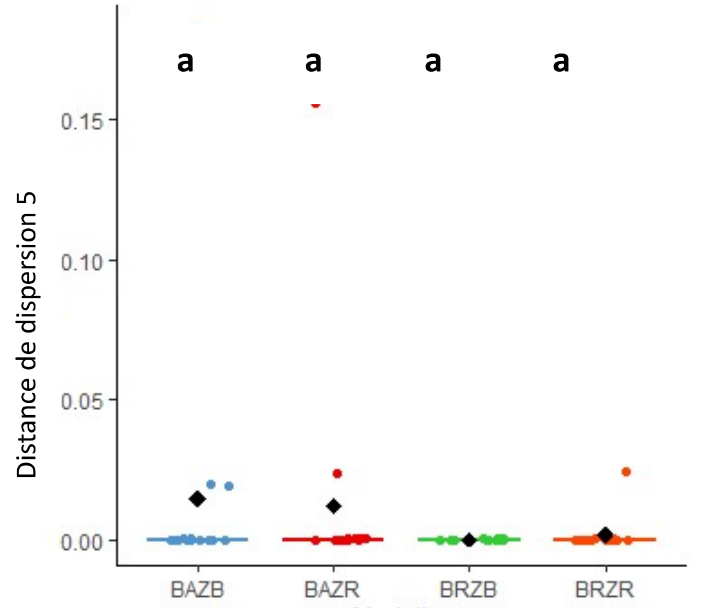
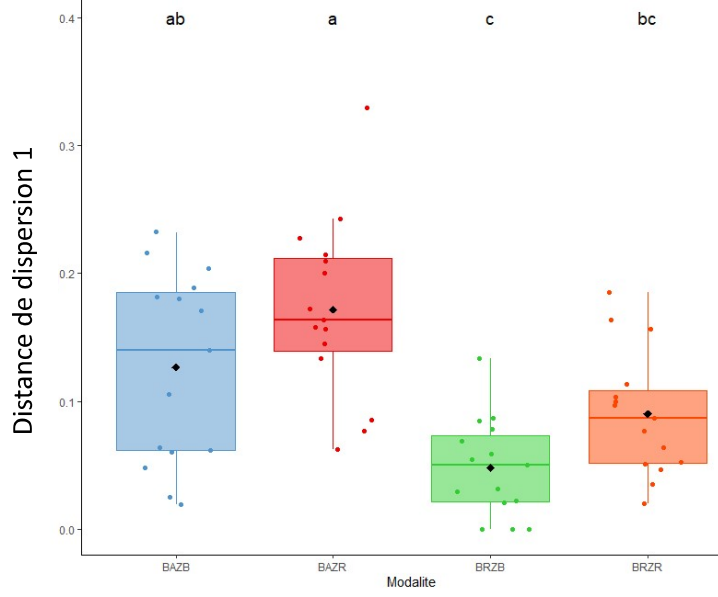
Résultat du test de Kruskal Wallis : $\chi^2 : 3.1167$, $p.value : 0.21$

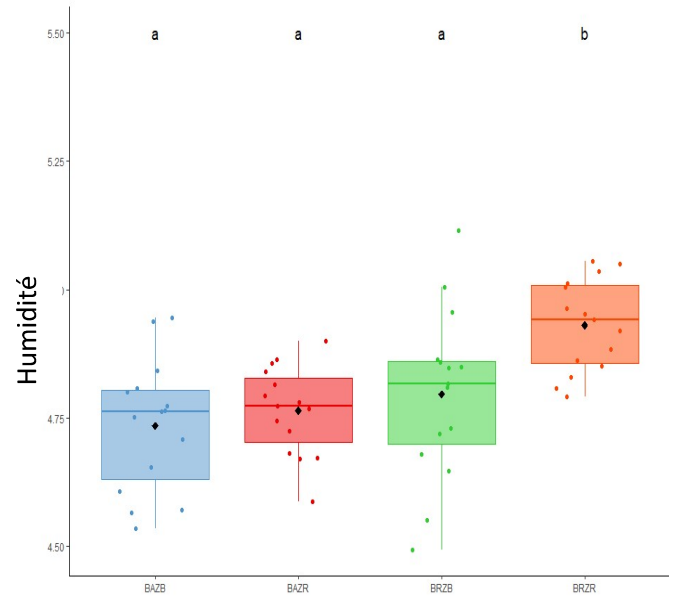
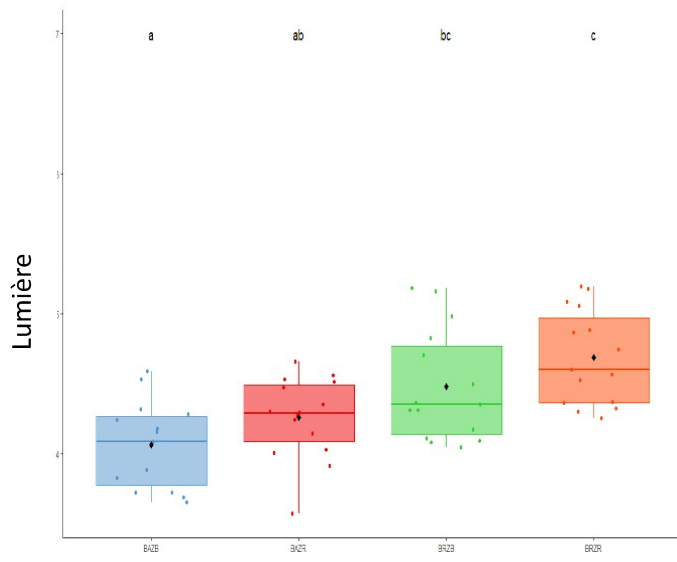
Annexe 9 : Comparaison des traits fonctionnels en fonction des 4 types de bois : Bois anciens épargnés (en bleu), bois anciens reconstitués (en rouge), bois récents épargnés (en vert), bois récents reconstitués (en orange). Deux lettres différentes indiquent une différence significative












	Diplôme : Ingénieur en Horticulture Spécialité : Génie de l'environnement Spécialisation / option : PAMEQ Enseignant référent : Didier Le Cœur
Auteur : Gogniat Lola	Organisme d'accueil : Université de Picardie Jules Verne
Date de naissance* : 02.09.1999	Adresse : Chemin du thil, Amiens, 80000
Nb pages : 36 Annexe(s) : 9	Maître de stage : Déborah Closset
Année de soutenance : 2023	
Titre français : Résilience de la flore vasculaire de sous-bois des Hauts-de-France après sa destruction par la Première Guerre mondiale	
Titre anglais : Recovery of the vascular flora of understory in Hauts-de-France after its destruction during the First World War	
Résumé (1600 caractères maximum) : <p>Ce travail de fin d'études devait d'abord permettre de faire un état des lieux de l'impact de la Première Guerre mondiale sur la flore vasculaire de sous-bois d'aujourd'hui dans les Hauts-de-France. Ensuite, il avait pour ambition de mieux comprendre l'effet d'une interruption brutale de la continuité temporelle sur la résilience des forêts avec des antécédents forestiers différents. Pour cela, des relevés floristiques ont été réalisés dans 60 bois anciens et récents, épargnés ou non par la Première Guerre mondiale. La structure, la composition et les traits fonctionnels des communautés végétales ont été comparés. Il ressort que la Première Guerre mondiale a modifié durablement les communautés végétales et le fonctionnement de l'écosystème puisque des différences sont toujours visibles plus de 100 ans après l'arrêt des combats. Par ailleurs, nous avons montré que la guerre n'a pas homogénéisé les sols forestiers puisque les caractéristiques propres à l'ancienneté des forêts se retrouvent dans les bois qui ont été détruits. Ces résultats viennent nuancer la définition, jusqu'à maintenant relativement binaire, de l'ancienneté d'une forêt et ouvrent de nouvelles perspectives de recherche sur la sensibilité des espèces anciennes à l'interruption de la continuité forestière.</p>	
Abstract (1600 caractères maximum): <p>The first aim of this study was to assess the impact of the First World War on today vascular flora of understory in the Hauts-de-France region. The second aim was to gain a better understanding of the effect of an abrupt interruption in temporal continuity on forest resilience in woodlands with different forest backgrounds. To achieve this, botanical surveys were carried out in 60 old and recent woodlands, destroyed or not by the First World War. The structure, composition and functional traits of the plant communities were compared. The results show that the First World War had a long-lasting impact on plant communities and ecosystem functioning, since differences are still visible more than 100 years after the fighting stopped. In addition, we have shown that the war did not homogenize forest soils, since the characteristics specific to old-growth forests can be found in woods that have been destroyed. These results call into question the current relatively binary definition of the old growth of a forest and open new perspectives for research into the sensitivity of old-growth species to the interruption of forest continuity.</p>	
Mots-clés : Première Guerre mondiale, résilience des forêts, ancienneté des forêts, continuité temporelle, pollution des sols	
Key Words: First World War, forest resilience, ancient forests, temporal continuity, soil pollution	

* Élément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires