

Synthèse du projet « Etude de l'influence de la gestion forestière sur la flore vasculaire et sa diversité »

Synthèse
2022 - 2024

Table des matières

I – Contexte et présentation de l'étude.....	4
II. Méthodologie	11
II.1 – Protocole.....	11
II.1.a – Relevés	11
II.1.b – Utilisation de bases de données.....	12
II.2 – Choix des massifs et échantillonnage	13
III. Analyses et résultats globaux	15
III.1 – Analyses à l'échelle du paysage : le massif forestier.....	16
III.1.a – Richesse spécifique.....	16
III.1.b – Ecologie des espèces	17
III.2 – Analyses à l'échelle du paysage : la mosaïque de peuplements	19
III.2.a – Richesse spécifique.....	20
III.2.b – Ecologie des espèces	21
III.2.c Valeurs bio-indiquées	24
III.3 Rôle des paramètres dendrométriques	29
III.3.a – Analyses en Composantes Principales (ACP) des variables contextes	29
III.3.b – Rôle des stations forestières et des massifs forestiers	31
III.3.c – Rôle des paramètres dendrométriques sur la richesse spécifique :	32
III.3.d – Rôle des paramètres dendrométriques sur le milieu forestier : analyse des valeurs bio-indiquées.....	34
IV. Résultats et analyses par sous-groupes	38
IV.1 – Espèces uniquement présentes dans l'un ou l'autre des massifs	38
IV.2 – Espèces de forêts anciennes	40
V – Fiches espèces.....	43
V.1 – L'anémone sylvie (<i>Anemone nemorosa</i>) (101 observations)	43
V.2 – La jacinthe des bois (<i>Hyacinthoides non-scripta</i>) (110 observations)	44

V.3 – La laïche des bois (<i>Carex sylvatica</i>) (100 observations)	45
V.4 – L'orchidée mâle (<i>Orchis mascula</i>) (4 observations).....	46
V.5 – La fougère aigle (<i>Pteridium aquilinum</i>) (9 observations)	47
V.6 – La laïche pendante (<i>Carex pendula</i>) (36 observations)	48
V.7 – Le jonc diffus (<i>Juncus effusus</i>) (50 observations)	49
V.8 – Le gaillet gratteron (<i>Galium aparine</i>) (62 observations).....	50
VI – Limites identifiées à l'étude	51
VII – Conclusions	52
Bibliographie	55
Annexes	56
Annexe 1 : Analyses à l'échelle du paysage : le massif forestier	56
Annexe 2 : Analyses à l'échelle du paysage : la mosaïque de peuplements	57
Annexe 3 : Rôle des paramètres dendrométriques	64
Annexe 4 : Résultats et analyses par sous-groupes	74
Annexe 5 : Clef de détermination des unités stationnelles (guides des stations CNPF)	77
Annexe 6 : Protocole	79

I – Contexte et présentation de l'étude

Bien que les coupes et travaux forestiers fassent partie intégrante de la gestion durable, la coupe rase est aujourd'hui un sujet qui cristallise les tensions. Au-delà du monde des forestiers, le grand public et les médias s'emparent régulièrement du sujet : ces 10 dernières années le nombre d'articles de presse nationale et régionale relatifs aux coupes rases a fortement augmenté, passant d'une moyenne de 40 articles par an entre 2000 et 2010, à près de 470 en 2021 (Landmann *et al.* 2023) ; une pétition en ligne contre les coupes rases recueille plus de 100 000 signatures (Landmann *et al.* 2023). De nombreuses associations se positionnent également sur le sujet, notamment dans les secteurs des Landes de Gascogne et le Morvan. Plus localement, dans le Nord en forêt de Mormal (plus grand massif du département), une association locale s'inscrit en opposition aux coupes rases et aux exploitations mises en œuvre par l'Office National des Forêts, considérées comme abusives. La multiplication de ces phénomènes d'ampleur locale, voire nationale, a également entraîné la mobilisation de certains députés, avec le dépôt d'une proposition de loi en mars 2025, portant, entre autres, sur la réglementation des coupes rases.

Il convient donc pour nous dans un premier temps de définir cette « coupe rase » qui émeut et divise. Il est en effet essentiel de la décrire avec des critères techniques, qui puissent être partagés de tous. Pour le grand public et bien souvent également dans les médias, la coupe rase est une coupe de récolte. Elle choque par son approche abrupte et soudaine, en récoltant la totalité des arbres d'un peuplement forestier. De manière générale, toute coupe au taux de prélèvement élevé (>80%), serait aisément qualifiée de coupe rase. En effet, le premier prisme de lecture du grand public est souvent l'impact visuel de la coupe, qui est souvent pour lui synonyme de défrichement.

L'expertise CRREF (Coupes Rases et Renouveau des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique), sur laquelle nous reviendrons en plus amples détails par la suite, nous propose cependant une définition sylvicole de ce terme légèrement différente. Ainsi, la coupe rase correspondrait pour les professionnels à « **une coupe qui retire en une fois la quasi-totalité des arbres du peuplement et laisse le sol majoritairement nu (dépourvu de végétation herbacée ou ligneuse de plus de 50 cm de haut environ) avant régénération du peuplement, artificielle le plus souvent** ».

Les distinctions apportées dans cette définition, si elles peuvent sembler mineures, sont pourtant essentielles. De fait, il n'est plus question de confondre coupe rase et défrichement : la coupe rase est réalisée avant la régénération du peuplement.

Cette définition permet aussi d'exclure les coupes totales de taillis simples, dans lesquelles les souches de taillis vont permettre la formation de rejets, à l'origine du futur peuplement.

Notre définition sylvicole nous permet également de la distinguer des coupes dites « progressives » ou « de régénération naturelle », qui permettent l'acquisition de la régénération naturelle (d'où elles tirent leur nom). Ces coupes se divisent en trois temps : la première coupe, appelée coupe d'ensemencement, permet l'installation au sol des semis. Elle est suivie de coupes secondaires, permettant l'ouverture progressive du peuplement et la croissance des semis par l'apport de lumière. Enfin, une coupe définitive, une fois la régénération naturelle acquise, vient prélever l'ensemble des arbres restants afin de permettre la croissance des jeunes tiges.

La coupe rase est l'une des options offertes au gestionnaire forestier à la fin d'un cycle de gestion. Elle peut aussi être une solution de transformation des peuplements pour diverses raisons (sanitaires, peuplements en impasse sylvicole... cf. brochure « Le renouvellement des peuplements feuillus » CNPF Hauts-de-France-Normandie, 2025).

Elle se trouve cependant le plus souvent associée à la fin d'un cycle de sylviculture régulière, couramment qualifiée de sylviculture « de peuplements », dans laquelle les interventions sylvicoles sont calibrées à l'échelle d'unités de gestion homogènes, de tailles variables. Ces unités de gestion sont composées de peuplements d'arbres d'âges et de diamètres comparables (peuplements réguliers). Leur homogénéité permet de programmer les interventions qui y seront réalisées (tailles de formation, éclaircies, récolte) sur la totalité de leur surface, parfois de façon systématique (1 arbre sur 5...). Les cycles réguliers reposent donc sur des rotations d'interventions dont la nature dépend de l'âge (ou du diamètre) du peuplement considéré et sont clairement séquencées : entretien des jeunes plants, coupes d'amélioration des peuplements, récolte. La coupe rase vient clôturer ce cycle, lorsque les arbres ont atteint leur diamètre d'exploitabilité. Lorsque les conditions le permettent, les coupes progressives de renouvellement peuvent lui être substituées, mais pour le grand public et en particulier les détracteurs des coupes rases, c'est souvent le cycle régulier de façon globale qui est remis en cause.

D'autres sylvicultures, ne passant pas par une phase de récolte unique des tiges et ne reposant donc pas sur la coupe rase ou les coupes progressives, existent également. Pour les opposants au régulier, c'est souvent la gestion irrégulière qui est l'alternative souhaitée. Il est cependant important de ne pas oublier que la gestion en taillis sous futaie, anciennement pratiquée dans de nombreuses forêts de France, repose elle aussi sur un maintien d'un couvert forestier permanent. Bien que ces deux

alternatives au système régulier diffèrent dans les objectifs de gestion (la première visant uniquement la production de bois d'œuvre avec des arbres de futaie élancés et la seconde permettant la production de grandes quantités de bois de chauffage et de bois de futaie plus trapus), elles reposent toutes deux sur la réalisation de coupes permettant à la fois l'amélioration des peuplements, la récolte des bois mûrs et l'acquisition d'une régénération partielle du peuplement. Les opérations sylvicoles réalisées ne sont donc pas séquentielles, comme pour la sylviculture régulière, mais bien simultanées. De même, les interventions ne sont plus réalisées à l'échelle de peuplements homogènes en âges et en diamètres, mais à l'échelle de peuplements volontairement hétérogènes, comprenant des tiges de tout âge et tout diamètre. Les coupes pratiquées ont pour objectif de maintenir cet équilibre, tout en permettant la production de bois. On parle alors souvent de sylviculture « d'arbre », ou pied à pied, les choix sylvicoles étant réalisés « arbre par arbre ». La gestion de la lumière y est primordiale.

Ces sylvicultures, ou traitements, façonnent les visages des peuplements forestiers français. On retrouve ainsi des peuplements de futaies régulière et irrégulière, issus respectivement des traitements réguliers et irréguliers, mais aussi des peuplements de mélange futaie-taillis, issus de la sylviculture en taillis sous-futaie, aujourd'hui assez largement abandonnée en région Hauts-de-France.

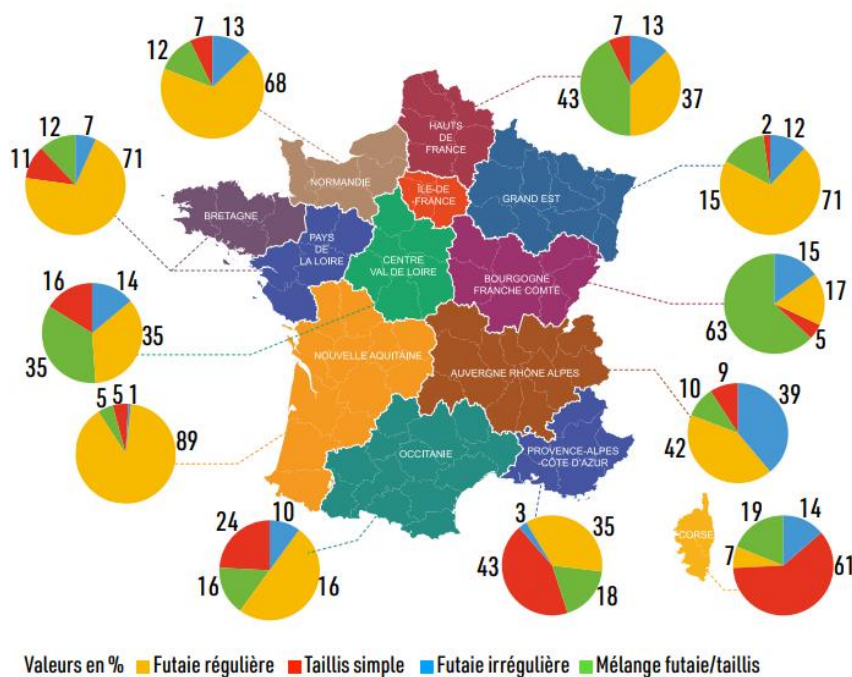


Figure 1 : Répartition des types de peuplements dans les plans simples de gestion (Les chiffres clés de la forêt privée – CNPF 2021)

Si ces différentes sylvicultures peuvent sembler éloignées dans leurs théories, la réalité de terrain est souvent plus complexe et de nombreuses nuances existent. Il convient en effet de définir l'échelle à laquelle les peuplements vont être décrits : un peuplement très homogène sur 0.5 hectare pourrait être décrit comme régulier, quand le même peuplement, inclus dans une unité de gestion de 5 hectares, pourrait être décrit comme un peuplement irrégulier par bouquet suivant la nature des peuplements adjacents.

Nous pouvons donc nous rendre compte assez rapidement que la taille des unités de gestion prise en compte influence notre approche des peuplements forestiers et qu'il convient de fixer des seuils afin d'objectiver par la suite la discussion.

Nous retiendrons donc le seuil du bouquet (**surface <0.5 ha**) pour les coupes de renouvellement, au-delà-duquel nous considérerons que la sylviculture pratiquée à un caractère plutôt régulier et en deçà duquel la sylviculture pratiquée est irrégulière, que les coupes soient réalisées par bouquet, ou pied à pied.

De plus, pour la sylviculture régulière, nous regrouperons sous l'appellation « **coupes rases ou fortes** » les coupes rases et les coupes de renouvellement progressives (dont la coupe définitive).

Un certain nombre d'études ont été menées sur l'influence des coupes rases sur les écosystèmes forestiers. En 2023 est parue l'expertise collective CRREF (Coupes Rases et Renouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique) (Landmann *et al.* 2023) dont l'objectif est de faire un état des lieux des connaissances scientifiques actuelles sur les coupes rases et le renouvellement des peuplements forestiers. Piloté par le Groupement d'Intérêt Public Ecofor, ce document est le fruit du travail de nombreux chercheurs et experts d'organismes scientifiques et/ou publics (notamment du CNPF). Le document est ainsi composé de nombreuses méta-analyses sur un large éventail de sujets relatifs à la coupe rase, un des volets de l'expertise porte spécifiquement sur l'effet des coupes rases et du renouvellement sur la biodiversité.

L'étude CRREF met en avant de nombreux impacts négatifs bien documentés des coupes rases, entre autres sur le microclimat forestier, avec notamment une augmentation de l'humidité du sol et une augmentation du rayonnement solaire au sol. Cette modification du microclimat entraîne un accroissement de l'amplitude des températures de l'air et du sol et joue notamment un rôle dans le développement des semis et des jeunes arbres.

D'après la synthèse CRREF, la coupe rase impacte également l'ensemble des services écosystémiques rendus par la forêt, comme le stockage de carbone dans les sols.

Les conséquences des coupes rases sur la biodiversité sont cependant moins bien connues : des méta-analyses montrent qu'à court terme (< 8 ans), les coupes rases n'auraient pas d'effet significatif sur la majorité des taxons (ici, ensemble d'espèces tels que mammifères, insectes, mousses, etc.) ce qui supposerait une forme d'équilibre entre réponses positives et négatives des espèces.

Par exemple, pour les plantes vasculaires, les coupes rases pourraient être favorables à la colonisation par des espèces héliophiles et/ou généralistes grâce à l'apport de lumière, mais défavorables au maintien des espèces sciaphiles et/ou forestières.

Une autre méta-analyse indique que les jeunes peuplements (< 20 ans) issus de coupes rases seraient plus riches en espèces que les témoins non gérés ou non coupés et ce quel que soit le taxon (excepté les espèces spécialistes de milieux forestiers qui seraient impactées négativement), à l'inverse, les peuplements matures seraient eux moins riches en espèces. Les peuplements irréguliers quant à eux seraient aussi riches en espèces, voire plus riches pour les plantes vasculaires, par rapport aux forêts non coupées ou non gérées.

Il est également à noter que les données de littérature des différentes méta-analyses ne sont pas issues principalement de forêts tempérées. L'absence de consensus scientifique et le nombre d'études limité en contexte tempéré illustrent le besoin et les efforts de recherche nécessaires sur les coupes rases sur le plan scientifique en France, notamment sur l'aspect de la biodiversité.

D'autres conclusions de l'étude CRREF, si elles ont été tirées dans le contexte des coupes rases, sont également plus généralisables à la gestion forestière globale : d'autres éléments, eux relatifs à l'exploitation, peuvent également influencer la diversité et la composition des communautés végétales tels que le maintien des rémanents après coupe ou le passage des engins d'exploitation pouvant provoquer le tassement des sols. Celui-ci peut conduire à une difficulté des racines à pénétrer le sol et ainsi des difficultés de régénération (baisse de la survie et de la croissance des jeunes arbres) pendant plusieurs décennies. En général, les communautés floristiques sur les sols tassés sont moins forestières, plus rudérales, plus héliophiles et plus hygrophiles.

Suite au constat de l'expertise CRREF du manque de données locales, nous avons réalisé un état des lieux des coupes rases de taille significative en région. Nous avons pour cela utilisé l'analyse des

images satellitaires depuis 2000 produite par l'Université du Maryland (Hansen *et al.* 2013) ainsi que celle produite depuis 2018 dans le cadre du projet SUFOSAT (Mermoz *et al.* 2024). Ces études reposent sur l'analyse comparative des séries temporelles de données issues d'imagerie satellitaire (Landsat et Sentinel-1). Pour notre étude nous avons choisi de présenter les résultats obtenus à partir des analyses de l'équipe de l'Université du Maryland.

Ainsi, pour Hansen *et al.*, sont considérées comme zones arborées les zones présentant une densité de canopée supérieure à 30 % et des arbres d'une hauteur supérieure ou égale à cinq mètres et ce pour chaque pixel de 30 mètres par 30 mètres. A partir de ces données, nous avons pu analyser les surfaces de coupes rases en région (identifiées comme surfaces de « disparition » forestière), en les croisant avec les documents de gestion durable (Plan Simple de Gestion, Code des Bonnes Pratiques Sylvicoles ou Règlement Type de Gestion).

Au total, en Hauts-de-France 87 coupes rases d'une surface supérieure à 10 hectares ont été identifiées entre 2000 et 2024.

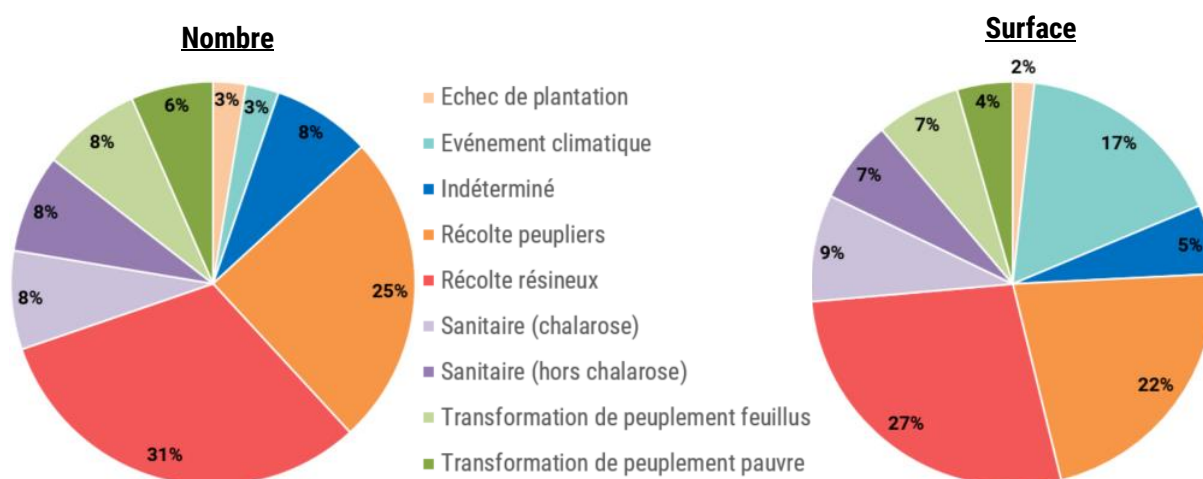


Figure 2 : Motifs des coupes rases de plus de 10 hectares en Hauts-de-France de 2000 à 2024

L'analyse des motifs de coupe montre qu'en région, la majorité des coupes correspondent à des récoltes de résineux et de peupliers, ce qui correspond effectivement aux éléments avancés par les forestiers sur le contexte régional dans les discussions autour du SRGS (Schéma Régional de Gestion Sylvicole). On peut aussi remarquer un événement climatique de grande surface qui représente à lui seul 17 % de la surface totale en coupe rase de plus de 10 hectares sur la période 2000-2024. De même, on remarque que 9% de la surface est également conjoncturelle à la chalarose et les fortes mortalités dans les peuplements de Frêne. Ces diagrammes nous permettent de voir que 20% de la

surface de ces coupes correspond à des peuplements feuillus (en général peuplements pauvres et frênaies), hors raisons climatiques et hors peupleraies.

Ce sont ces coupes ainsi que les récoltes de résineux qui seront désormais examinées par le Conseil de Centre suite à l'entrée en vigueur du nouveau SRGS Hauts-de-France en 2024.

Dans la continuité de l'expertise CRREF et pour répondre à ce besoin de données locales, l'équipe du CNPF Hauts-de-France-Normandie a cherché à préciser les conséquences des pratiques de gestion sylvicoles sur la flore vasculaire et sa diversité, par une étude comparative de massifs traités en régulier, ou en irrégulier. Nous chercherons donc à mettre en évidence les différences de cortège floristique entre les massifs connaissant cette différence de traitement sylvicole, mais aussi de caractériser la réponse de la flore à un certain nombre de paramètres. En particulier, l'étude de massifs traités en sylviculture régulière nous permettra ainsi de mieux cerner les conséquences des coupes rases ou fortes, en comparaison avec des massifs dans lesquels elles ne sont pas pratiquées (traités en sylviculture irrégulière).

Le choix a été fait de s'intéresser à des massifs gérés, en considérant que dans notre contexte régional, la gestion forestière fait partie intégrante de la vie des massifs forestiers et que la non-gestion ne peut être considérée par conséquent comme le comparatif de référence.

Le choix de l'étude de la flore vasculaire repose sur l'accessibilité de ce taxon en comparaison aux espèces animales. Il n'y a pas de problématiques liées à d'éventuelles captures, l'identification est plus aisée et le sujet est plus adapté à une étude ponctuelle.

II. Méthodologie

II.1 – Protocole

A l'inverse de plusieurs études mentionnées dans la synthèse CRREF, nous avons choisi de remplacer l'approche temporelle (suivis successifs sur plusieurs années afin de suivre l'évolution de la flore) par une approche spatiale, à l'échelle de massifs forestiers. Nous considérons ainsi que dans un massif géré, l'hétérogénéité spatiale nous permet d'inventorier l'ensemble des stades de vie des peuplements forestiers, de la coupe tout juste réalisée au peuplement mature, en passant par le peuplement en pleine croissance.

II.1.a – Relevés

Description des peuplements :

Le peuplement présent autour de chaque point d'inventaire a été précisément caractérisé au travers de paramètres dendrométriques : hauteur dominante, capital (surface terrière), structure (répartition des arbres précomptables par catégorie de diamètre), composition en essence, taux de fermeture du couvert forestier.

L'ensemble de ces relevés permettront ainsi de caractériser les peuplements étudiés et de comparer l'influence des caractéristiques du peuplement sur la flore. Les différentes caractéristiques des peuplements peuvent influencer les caractéristiques abiotiques du milieu telles que la luminosité ou la température par exemple. La structure ou la hauteur du peuplement peuvent également nous renseigner sur l'âge du peuplement par exemple.

Relevés pédologiques :

Afin d'identifier les caractéristiques écologiques édaphiques de la flore vasculaire, des relevés stationnels ont également été effectués (humus, pédologie, topographie), afin de déterminer la station forestière de chaque placette. Les unités stationnelles ont été déterminées grâce à la clef de détermination présente dans les guides des stations du CNPF pour les zones géographiques concernées par l'étude (Annexes 5.1 et 5.2).

Le sol et ses caractéristiques sont un élément structurant la flore, sa prise en compte est donc primordiale afin de caractériser finement les réponses de la flore à nos différents paramètres.

Relevés floristiques :

Un relevé floristique exhaustif a été effectué sur chaque placette dans un rayon de 11.3 mètres du centre de la placette, soit sur un disque d'environ 400 m². Chaque espèce observée s'est également vue attribuer un coefficient d'abondance-dominance de Braun-Blanquet selon son recouvrement sur la placette. L'inventaire est réalisé pour chaque strate de façon différenciée (herbacée, arbustive basse, arbustive haute, arborée). Seules les plantes vasculaires sont relevées et identifiées, les strates muscinale et fongique ne sont pas observées.

Afin de capter le maximum de la flore pouvant s'exprimer sur les massifs, deux campagnes de terrain sont organisées dans l'année, l'une au printemps (début avril) afin de relever la présence des espèces vernaies avant que leur cycle de vie ne s'achève et l'autre en été (à la mi-juillet) pour les espèces estivales une fois que ces dernières sont sorties et sont suffisamment développées pour être identifiables.

Le protocole complet de l'étude est disponible en Annexe 6.

II.1.b – Utilisation de bases de données

Nous avons utilisé trois bases de données afin de compiler des caractéristiques spécifiques de la flore observée et les mettre en relation avec le reste de nos observations :

- Euforplant, une liste exhaustive d'espèces de plantes vasculaires forestières (1726 espèces) classées par région géographique Européenne en quatre catégories reflétant leur degré d'affinité avec l'habitat forestier. Cette catégorisation repose sur des bases de données sur la végétation déjà existantes et sur des connaissances d'experts (Heinken *et al.* 2022). Elle regroupe les espèces en quatre catégories, à savoir : espèces de forêts denses, espèces de lisières et d'ouvertures forestières, espèces de forêts et de milieux ouverts, espèces principalement de végétations ouvertes.
- Ecoplant, une base de données développée par l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts qui recueille des milliers de relevés phytoécologiques complets sur l'ensemble de la France métropolitaine et de la Corse. Ces relevés ont permis d'associer à chaque espèce une valeur correspondant à différents facteurs écologiques (climatiques et édaphiques) selon son optimum (Gégout *et al.* 2005). Les facteurs identifiés sont : la température moyenne annuelle, la température minimale de janvier, l'évapotranspiration de mars à avril, le bilan hydrique du mois de juillet, le pH, le taux de saturation S/T, le rapport C/N, l'indice d'engorgement permanent et l'indice d'engorgement temporaire.

- Baseflor, un index botanique produit par Philippe Julve dans le cadre du programme CATMINAT. La base de données intègre de nombreuses données écologiques sur plusieurs milliers de taxons de la flore vasculaire française, notamment sur le cycle de vie, les affinités phytosociologiques ainsi que les valences écologiques.

II.2 – Choix des massifs et échantillonnage

Le choix des massifs forestiers à étudier s'est avéré relativement complexe.

Afin de répondre à notre problématique, il s'est avéré nécessaire d'identifier des massifs, objet de traitements sylvicoles différents, mais les plus semblables possible dans leurs conditions écologiques. En effet, nous souhaitons observer la réponse des cortèges floristiques aux changements de milieux potentiellement occasionnés par la gestion forestière et nous savons que la flore dépend fortement, entre autres, des conditions pédo-climatiques.

Pour choisir les massifs à étudier lors de chacune de nos campagnes, nous nous sommes donc tout d'abord appuyés sur leur appartenance à la même région forestière (IFN), c'est-à-dire une unité naturelle qui présente, pour la végétation forestière, des caractères de sols et de climat suffisamment homogènes pour aboutir des types de forêt comparables.

Nous avons également cherché à obtenir des massifs reposant sur des conditions pédologiques similaires. Pour cela, nous avons utilisé les couches cartographies produites par le RMT Aforce et le CNPF de qualification des sols forestiers suivant 3 paramètres modélisés, spatialisés et reclassifiés, à savoir le niveau trophique, la réserve en eau maximale des sols et le niveau d'hydromorphie. Ces paramètres ont permis de déterminer une « pré-cartographie » des stations forestières, un pré-zonage des stations potentielles et de leur répartition selon, parmi d'autres facteurs, la géologie, la topographie, le climat. Nous avons donc sélectionné des massifs aux conditions stationnelles « modélisées » comparables.

Enfin, nous avons étudié les documents de gestion durable des forêts sélectionnées afin d'isoler des massifs sur lesquels la gestion conduite a été homogène dans le temps sur le long terme (régulière d'un côté, irrégulière de l'autre). Pour cela, nous nous sommes également aidés des photos aériennes disponibles sur la plateforme « Remonter le temps » de l'IGN. Ces images nous ont ainsi permis de dater les principales exploitations que les massifs forestiers ont pu connaître, mais aussi les tailles

approximatives des coupes rases ou fortes réalisées. Elles ont ainsi permis de faire le pont entre la gestion programmée (Plans Simples de Gestion) et la gestion réalisée.

Parmi ces massifs, nous avons sélectionné uniquement les massifs de forêts anciennes (continuité de l'état boisé pendant plus de 200 ans) de plus de 100 hectares, afin de disposer d'une surface suffisamment importante pour qu'elle puisse être représentative des différents types de peuplements susceptibles d'exister sur un massif traité en sylviculture régulière, ou en sylviculture irrégulière.

Ce processus de sélection a été mené pour deux campagnes de mesures, (l'une en 2023 et l'autre en 2024) dans des conditions pédologiques différentes.

La première campagne s'est concentrée sur des contextes de limons profonds de plateaux, dans la région forestière de la Thiérache, dans le nord de l'Aisne. Le massif régulier y est caractérisé par passage en coupe rase quasi-intégral dans les années 80, avec une surface unitaire de coupe de près de 60 ha. Depuis une vingtaine d'années, les renouvellements entrepris concernent des surfaces unitaires de 1 à 5 hectares. Le massif irrégulier se caractérise quant à lui par une conversion de mélanges futaie-taillis anciens vers la futaie irrégulière pied à pied entamée de longue date et poursuivie depuis plus de 40 ans. Les coupes qui y sont réalisées sont des coupes jardinatoires et la récolte est effectuée pied à pied.

En 2024, l'étude s'est poursuivie sur des sols calcaires et des argiles à silex sur trois massifs de la région forestière des Collines d'Artois : deux dans le Pas-de-Calais (62) et un dans la Somme (80). Les massifs réguliers sélectionnés en 2024 se caractérisent par des coupes rases ou fortes réalisées des années 80 au début des années 2000, d'une ampleur de 2 à 5 hectares. Le massif géré en irrégulier se caractérise par une gestion par bouquet ou petits parquets (<1 ha). Nous nous sommes concentrés pour notre étude sur la partie du massif connaissant des coupes de surface maximum de 0.5 ha.

Une fois la sélection des massifs réalisée, nous avons pu mettre en place un plan d'échantillonnage qu'il s'est avéré essentiel de stratifier a priori, en utilisant les photographies aériennes et les descriptions de peuplements incluses dans les Plans Simples de Gestion. Dans un premier temps, nous avons sélectionné uniquement des peuplements feuillus hors peupleraies, afin d'éviter au maximum les variations qui auraient pu être causées par les essences majoritaires de nos peuplements, ou par des différences fortes de densité (Peupleraies). Ensuite, nous avons stratifié

notre échantillonnage de façon à capter le maximum de variabilité offert par les différents massifs et en particulier par les massifs traités en réguliers : un nombre de placettes équivalent a été réalisé dans le massif traité en régulier et le massif traité en irrégulier, et au sein du massif traité en régulier, un nombre comparable de placettes a été réalisé au sein de chaque stade de développement de peuplements, y compris dans les peuplements ouverts issus de coupe rase ou forte récente, lorsque les surfaces l'ont permis.

Au total et pour chacune des campagnes de mesure, plus de 60 placettes ont pu être échantillonnées.

Figure 3 : Photo aérienne d'un massif traité en régulier en 1985 (source : IGN)



III. Analyses et résultats globaux

Le protocole exposé ci-dessus a eu pour objet la création d'un jeu de données équilibré, exploitable par des traitements statistiques regroupant les résultats des placettes de mesure en groupes cohérents sur lesquels baser nos analyses et répondre aux questions évoquées en introduction.

Afin de mettre en lumière les éléments observés sur le terrain, plusieurs choix rédactionnels et méthodologiques ont été faits :

- Une ségrégation des résultats par campagne de mesure : il faut donc considérer que sauf mention contraire, les observations ont été comparables entre les deux campagnes de mesure. Les résultats ne sont différents (ou les données regroupées pour l'analyse) que lorsqu'explicitement mentionné.

- Une analyse sous la forme d'une augmentation progressive de la résolution des résultats, partant d'observations globales (le paysage comme juxtaposition de massifs), pour arriver à des résultats finement discriminés (le paysage comme mosaïque de peuplements forestiers).

III.1 – Analyses à l'échelle du paysage : le massif forestier

Dans un premier temps, nous avons regroupé nos placettes de mesure à l'échelle des massifs forestiers, en considérant donc uniquement leur appartenance géographique à l'un ou l'autre des massifs.

Quelques placettes (<5), que l'on pourrait qualifier « d'outliers », ne reflétant pas, notamment par leurs paramètres dendrométriques, les différences de traitement attendues, ont été exclues de l'analyse pour cette première partie (III.1).

Ce faisant, nous avons pu étudier différents paramètres, exposés ci-dessous.

III.1.a – Richesse spécifique

La richesse spécifique correspond au nombre d'espèces différentes observées sur un même ensemble. Au total, plus de 100 espèces ont pu être observées sur notre secteur d'étude pendant chaque campagne.

Le massif forestier traité en régulier a présenté, au global, une richesse spécifique plus élevée que le massif traité en irrégulier. Il faut cependant noter qu'une part importante des espèces a été observée en commun entre les deux massifs (environ 60% du total d'espèces), mais également que la majorité des espèces observées sur le massif traité en irrégulier étaient communes au massif traité en régulier (85 à 90%).

Cette diversité plus importante du massif traité en régulier se traduit également par un nombre moyen d'espèces observées par placette plus élevé. Il convient de noter le fort écart entre le nombre maximum et minimum d'espèces observées sur une même placette (d'une quinzaine à plus de 50 sur chacun des massifs).

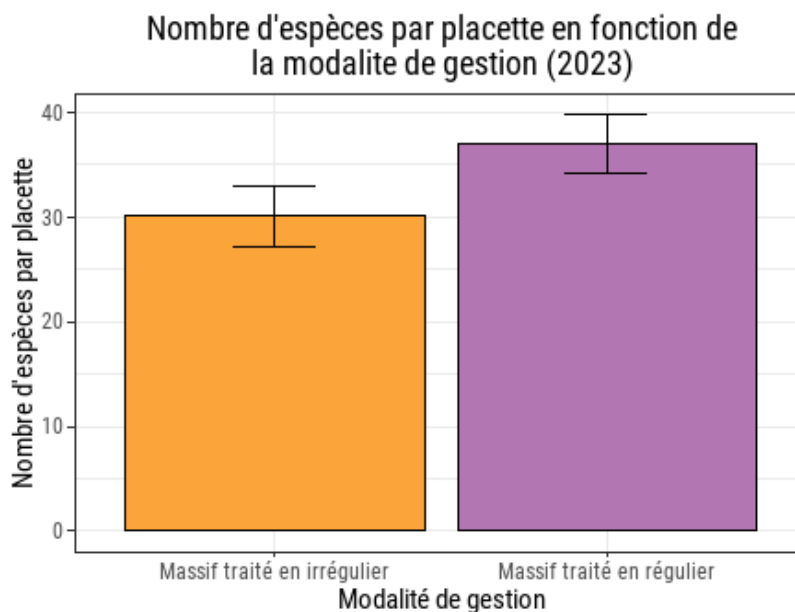


Figure 4 : Nombre moyen d'espèces par placette (et barres d'erreurs) en fonction de la modalité de gestion (2023)

En 2023, les placettes du massif en gestion irrégulière comportent ainsi en moyenne 30 espèces, sur le massif en gestion régulière ce chiffre est de 36 espèces (Figure 4). Le nombre moyen d'espèces par placette est très significativement différent entre les modalités de gestion (2023 $p < 0.005$) (résultats de 2024 en Annexe 1.1).

Cette différence ne saurait cependant directement être attribuée au traitement sylvicole pratiqué et il convient d'affiner la réflexion en s'intéressant aux espèces rencontrées et en essayant de les caractériser. Il semble également pertinent de s'intéresser aux espèces spécifiquement rencontrées uniquement dans l'un ou l'autre des massifs étudiés, afin de mettre en évidence leurs différences. Nous développerons ces éléments en partie IV.1.

III.1.b – Ecologie des espèces

Pour caractériser les espèces présentes, notre première approche a été écologique, avec la mise en correspondance de nos espèces avec les groupes de la base de données européenne EuForPlant, qui répertorie les espèces de plantes vasculaires forestières européennes en fonction de leur degré d'affinité avec le milieu forestier. Les résultats sont présentés dans le diagramme ci-dessous.

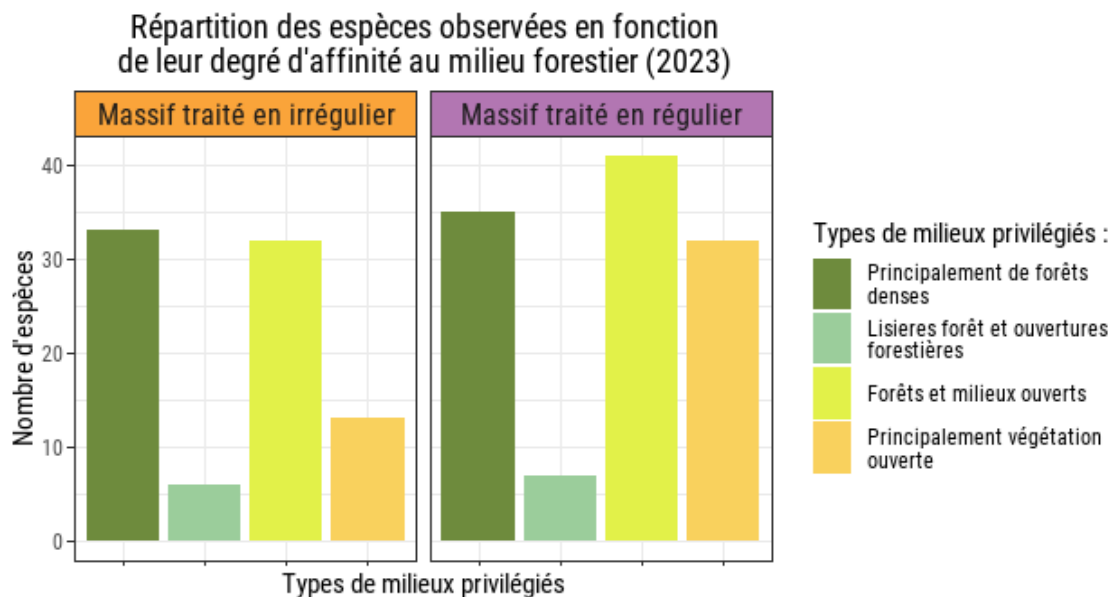


Figure 5 : Répartition des espèces observées par massif en fonction de leur degré d'affinités au milieu forestier (2023)

Sur ce graphique, les similitudes entre les deux massifs sont indéniables, en partie car nos deux listes d'espèces sont en grande partie similaires.

Bien que les différences de répartition ne soient pas significativement différentes, une différence notable est observable pour les espèces de végétation ouverte, bien plus nombreuses sur le massif traité en régulier que sur le massif traité en irrégulier. Les espèces de forêt ou milieux ouverts suivent également la même tendance, bien que de façon moins marquée (2024 Annexe 1.2).

Ces premières observations nous montrent qu'à l'échelle du massif forestier, la pratique d'une gestion forestière, qu'elle soit régulière ou irrégulière, ne remet pas en cause la présence des espèces de forêts denses.

Nous pouvons dès lors formuler plusieurs hypothèses explicatives :

- i) L'existence de zones « refuges » à l'échelle du massif dans lesquelles cette flore subsisterait
- ii) La résistance / résilience des populations de cette flore aux actions de gestion sylvicole
- iii) La recolonisation rapide des milieux post-perturbation.

L'hypothèse iii) semble cependant en contradiction avec la littérature scientifique concernant les espèces dites « de forêts anciennes » (cf. partie IV.2) : si ces espèces typiques des milieux forestiers

ne sont pas au sens strict les espèces définies comme « de forêts denses » dans la base EuForPlant, elles en font cependant partie pour la majorité. Nous étudierons ces aspects concernant les espèces de forêts anciennes dans la partie IV.2.

Nous observons également sur le graphique précédent que les espèces de végétation ouverte sont plus nombreuses sur le massif traité en régulier, avec une population semblant venir « s'ajouter » au cortège observé dans le massif traité en irrégulier.

Nous pouvons dès lors formuler l'hypothèse suivante :

- iv) Le traitement en régulier, par l'ouverture des milieux par les coupes rases et fortes, permet l'installation d'une flore particulière typique des végétations ouvertes

III.2 – Analyses à l'échelle du paysage : la mosaïque de peuplements

La stratification a priori de notre échantillonnage nous a permis de capter lors de nos mesures la forte variabilité des peuplements pouvant être rencontrés dans les massifs traités en sylviculture régulière : de la plantation aux peuplements matures, en passant par les peuplements en croissance.

Afin de mieux comprendre et visualiser ces variations, nous avons également stratifié a posteriori nos observations, en les catégorisant selon une classification de peuplements forestiers (Bachelet 2002)

Nous distinguerons donc pour les placettes forestières de structure régulière 4 catégories, une 5^e catégorie étant dédiée à la structure irrégulière :

- Les placettes à structure « ouverte », de surface terrière inférieure à 7 m²/ha : cette catégorie regroupe les peuplements issus de coupes rases ou fortes récentes, les jeunes plantations (de moins de 10 ans) et les peuplements fortement décapitalisés.
- Les placettes où la catégorie de bois dominante est la catégorie « petits bois » (Diamètre compris entre 17,5 cm et 27,5 cm) : il s'agit de peuplements jeunes, souvent denses, en pleine croissance
- Les placettes où la catégorie de bois dominante est la catégorie « bois moyen » (Diamètre compris entre 27,5 cm et 47,5 cm) : il s'agit de peuplements adultes, souvent denses, en croissance.

- Les placettes où la catégorie de bois dominante est la catégorie « gros bois » (Diamètre supérieur à 47,5 cm) : il s'agit de peuplements matures, approchant du diamètre d'exploitabilité.
- Les placettes où aucune catégorie de bois n'est dominante : il s'agit de peuplements à structure irrégulière, dans lesquels sont menés simultanément des opérations de renouvellement, d'amélioration et de récolte.

Nous pourrions ainsi dans la suite de cette analyse mettre en évidence la contribution des différents stades de développement des peuplements réguliers aux différences observées dans le paragraphe précédent.

III.2.a – Richesse spécifique

En s'intéressant aux mêmes paramètres que précédemment (et donc dans un premier temps à la richesse spécifique) cette fois-ci ventilés par structure de peuplement, il est possible d'observer des réponses différentes, y compris au sein de nos peuplements à structure régulière. Sur le diagramme ci-dessous, présentant la richesse spécifique moyenne par placette, les peuplements à « structure ouverte » se différencient du reste, avec un nombre moyen d'espèces observées supérieur à 45, contre des moyennes inférieures à 40 pour les autres structures (2024 Annexe 2.1).

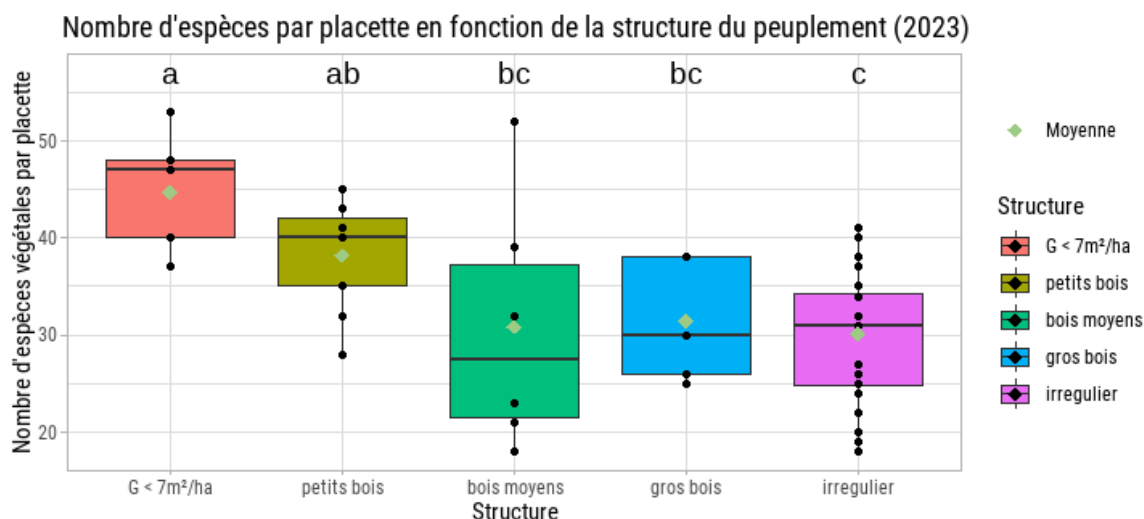


Figure 6 : Nombre d'espèces par placette en fonction de la structure du peuplement (2023)

Ces observations semblent en cohérence avec la littérature existante, qui met en avant une forte augmentation de la richesse spécifique immédiatement après les coupes rases et fortes. (Landmann *et al.* 2023; Pitkänen 2000; Pykälä 2004)

Nos données nous permettent cependant également d'observer que cette augmentation ne se retrouve pas dans les structures à bois moyens ou gros bois dominants. La richesse spécifique est ainsi moindre dans tous les peuplements à couvert fermé, indépendamment de la structure.

Avec une approche « espace pour temps », considérant les différents stades de développement des peuplements dans l'espace comme autant d'images successives de l'évolution d'un unique peuplement, c'est donc la dynamique transitoire d'« explosion » de la richesse spécifique immédiatement après la coupe rase ou forte qui est mise en avant.

Disparaissant rapidement (en moins d'une quinzaine d'année) avec la fermeture du couvert, celle-ci nous permet de formuler l'hypothèse suivante :

- v) la modification de la flore liée à la coupe rase n'est que transitoire

Comme précédemment, l'approche par groupes fonctionnels devrait nous permettre de mieux expliquer la réaction de la flore à la coupe et sa dynamique dans le temps.

III.2.b – Ecologie des espèces

En affinant les observations en les classant par groupes écologiques, tels que présentés précédemment, nous pouvons, assez logiquement, observer une flore de « végétation ouverte » bien plus variée dans les peuplements à « structure ouverte ».

Cette flore est bien moins diverse dans les autres stades de développement (réguliers ou irrégulier). Si l'on s'intéresse maintenant à la diversité en espèces « de forêts denses », on peut remarquer que l'ensemble des structures présentent une diversité similaire (2024 Annexe 2.2) : la majorité des espèces de forêts denses sont présentes dans l'ensemble des stades de développement et structures de peuplement (2023 Annexe 2.3 et 2024 Annexe 2.4)

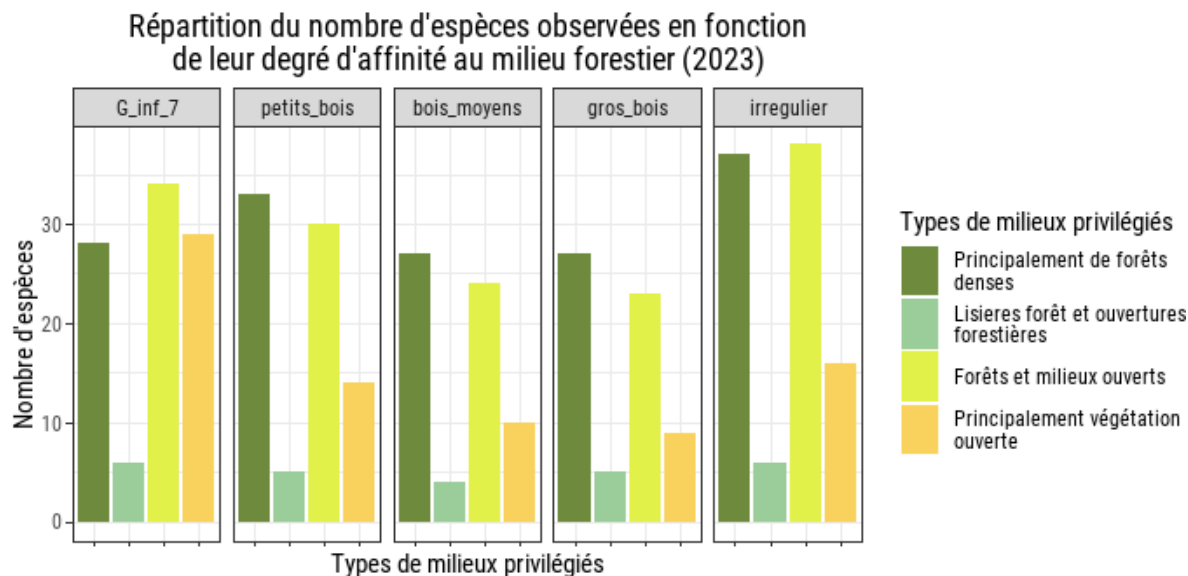


Figure 7 : Répartition du nombre d'espèces observées en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2023)

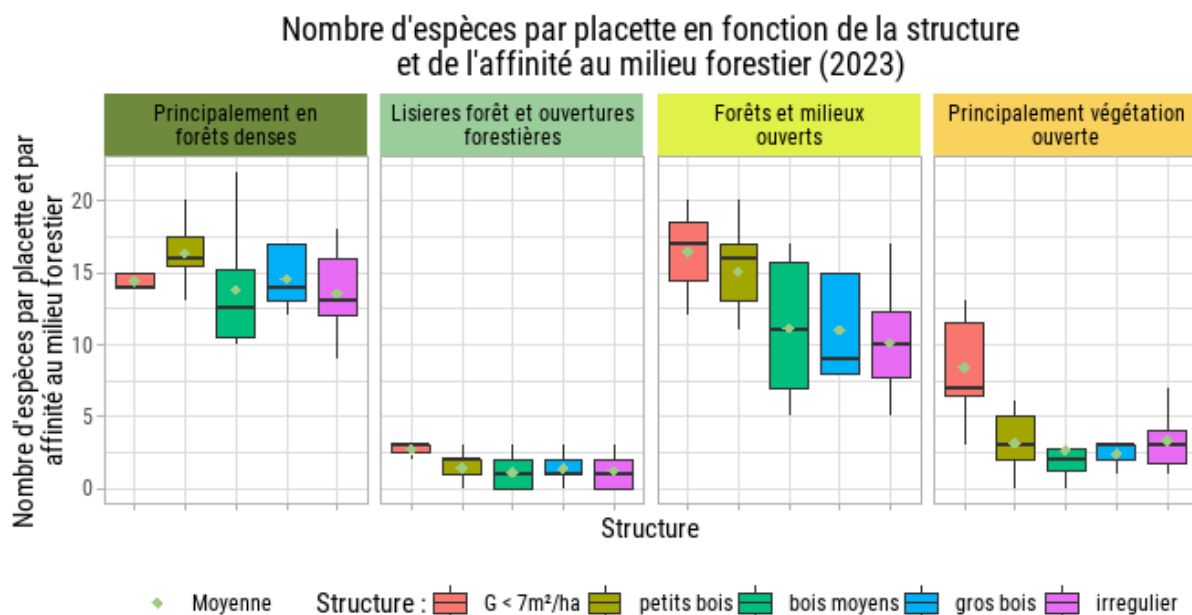


Figure 8 : Nombre d'espèces par placette et par affinité au milieu forestier en fonction de la structure (2023)

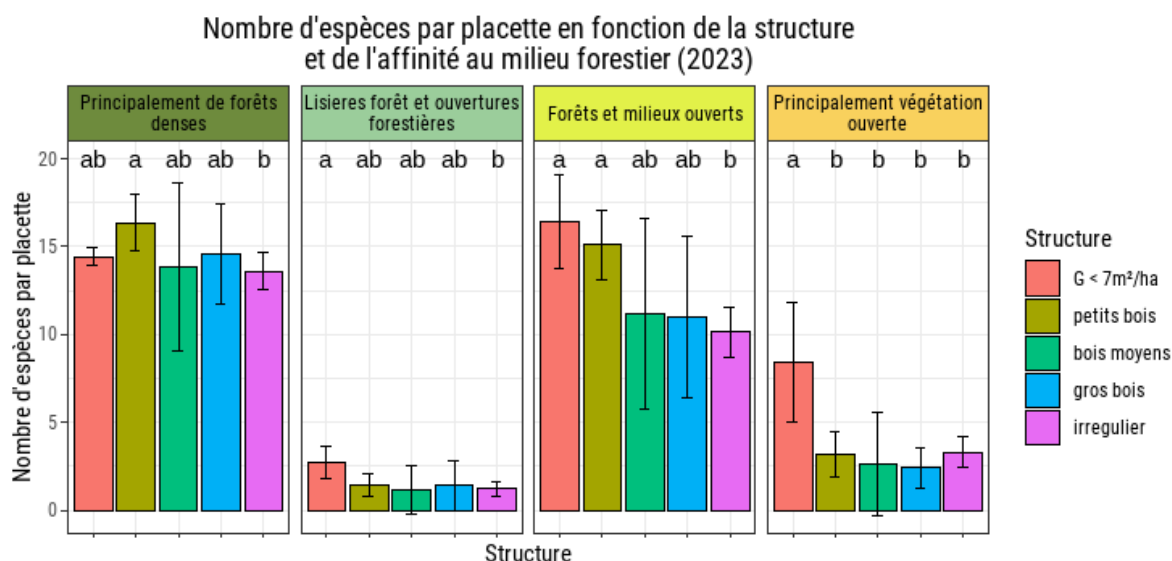


Figure 9 : Nombre d'espèces par placette en fonction et leur affinité au milieu forestier et de la structure (2023)

En s'intéressant au nombre moyen d'espèces par placette, nous pouvons remarquer que s'il est fortement variable, le nombre d'espèces de « végétation ouverte » laisse apparaître une cinétique particulière : il est plus important dans les « structures ouvertes » et plus faible dans les peuplements jeunes, adultes, matures et irréguliers (2024 Annexes 2.5 et 2.6). Cela conforte donc notre hypothèse iv) : l'ouverture des peuplements par coupes rases ou fortes semblent entraîner l'apparition d'une flore plus diversifiée de milieux ouverts, qui persiste pendant quelques années, mais diminue assez rapidement avec le temps, pour revenir à des niveaux comparables aux peuplements à structure irrégulière à partir du premier stade à couvert fermé (= de structure à PB dominant) et donc également aux stades adulte et mature. Cette cinétique sera développée dans la partie III.3, à l'aide de modèles explicatifs.

NB : durant notre seconde campagne de mesure, peu d'espèces ont été observées en moyenne dans les peuplements jeunes. Une hypothèse explicative serait la forte capitalisation de ces peuplements, avec une faible disponibilité en lumière au sol. Nous analyserons ces facteurs dans la partie III.3

Une cinétique similaire est observable pour la flore de Forêts et milieux ouverts et la flore de lisières et ouvertures forestières. Ces espèces sont cependant parfois plus largement présentes dans les stades adultes et matures (forte variance), ce qui pourrait indiquer que d'autres facteurs viennent jouer un rôle dans la persistance ou non de ces espèces lors de l'évolution d'un peuplement forestier.

Les peuplements irréguliers montrent ici également une diversité moindre en espèces par rapport aux peuplements réguliers à structure ouverte.

NB : les moyennes d'espèces de lisières sont assez basses. Il est donc difficile d'y voir un signal fort.

Pour les espèces de forêts denses cependant, aucune différence significative n'a pu être observée entre les différentes structures régulières : elles sont également présentes immédiatement après coupe rase ou forte (peuplements à structure ouverte), confortant ainsi l'hypothèse ii) de résistance ou résilience et invalidant l'hypothèse iii) d'une recolonisation rapide, une fois le couvert refermé.

Nous avons donc mis en évidence une évolution de la composition du cortège floristique induite par la gestion forestière. Pour mieux comprendre la modification du milieu entraînant cette évolution du cortège floristique, nous pouvons nous appuyer sur un certain nombre de variables bio-indiquées présentées dans la partie II : le cortège floristique et les espèces présentes nous renseignent sur les conditions d'engorgement, de lumière, de pH...

III.2.c Valeurs bio-indiquées

Les bases de données EcoPlant et Baseflor associent à chaque espèce des valeurs pour plusieurs paramètres environnementaux. Ces valeurs nous renseignent sur l'affinité de ces espèces à ces paramètres. Par exemple, une espèce héliophile possèdera une forte valeur associée à la variable bio-indiquée de lumière, là où une espèce dryade possèdera une faible valeur associée à cette même variable.

En réalisant des moyennes de ces valeurs à l'échelle de nos placettes, nous obtenons une caractérisation fine de celles-ci, nous permettant de comparer leurs conditions de milieu.

Nous avons donc tenté de caractériser les évolutions de milieux mises en évidence dans le paragraphe précédent par l'évolution des cortèges floristiques.

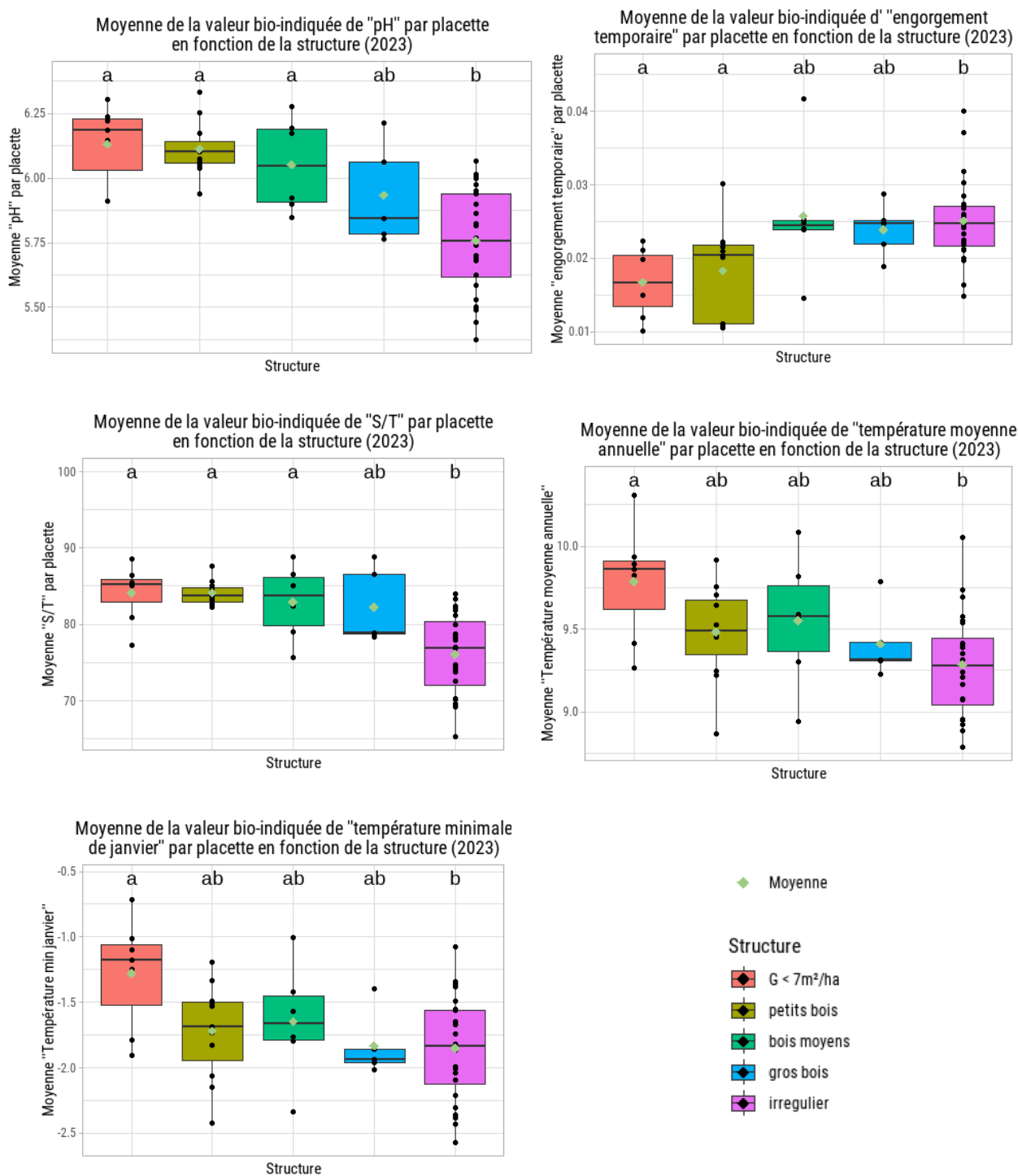


Figure 10 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve et Ecoplant) (2023)

Le premier élément que cette analyse a permis de mettre en avant est l'effet prédominant joué par les stations forestières et leurs variations à l'échelle du paysage. En effet, malgré notre recherche d'homogénéité entre les massifs étudiés, les valeurs bio-indiquées relatives aux stations forestières (pH, engorgement, rapport S/T) semblent avoir joué un rôle prépondérant dans la détermination des cortèges. C'est aussi le cas de variables liées en partie à la station (mais pas uniquement) comme la température moyenne annuelle et la température minimale de janvier (Figure 10) (2024 Annexe 2.7).

NB : les massifs traités en irrégulier ont reposé sur des stations globalement plus acides. Cela sera développé dans la partie VI.

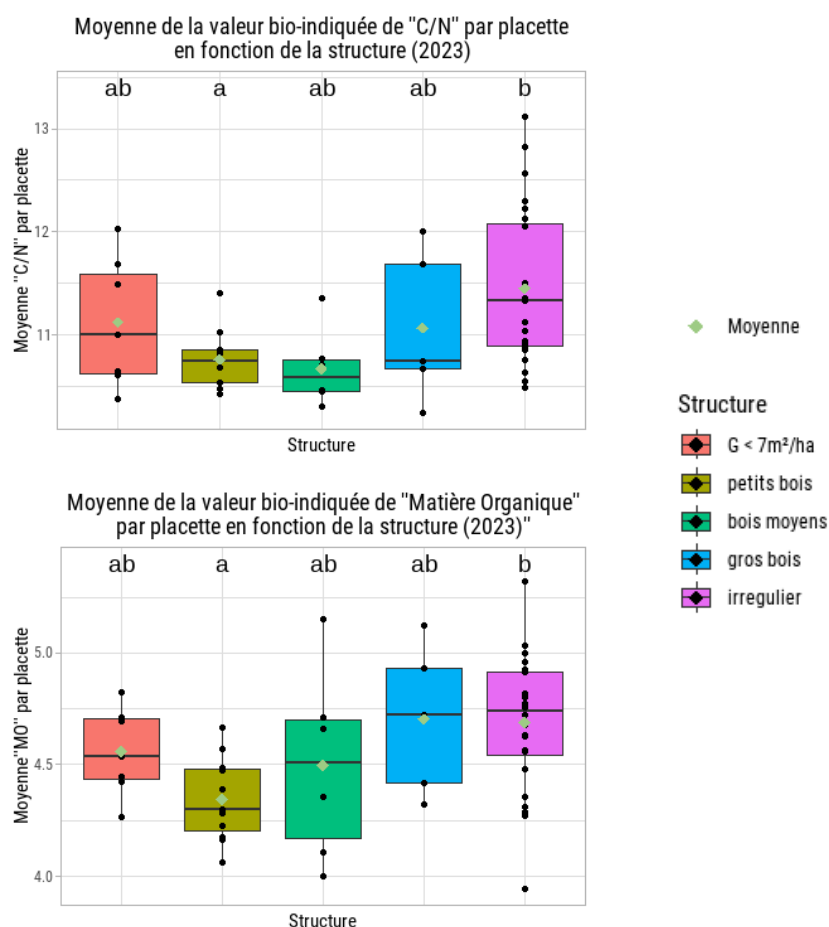


Figure 11 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve et Ecoplant) (2023)

L'analyse du rapport C/N bio-indiqué (Figure 11) a quant à lui permis de mettre en évidence une valeur plus faible au global sur le massif traité en régulier par rapport au massif traité en irrégulier (2024 Annexe 2.8). Si cette observation peut également être liée aux stations forestières, il est cependant important de noter qu'elle fut constatée sur nos deux campagnes de mesure.

L'analyse de la quantité de Matière Organique bio-indiquée montre des résultats similaires (2024 Annexe 2.9), avec de plus une tendance à la hausse avec l'augmentation de l'âge des peuplements réguliers (i.e. une valeur plus faible en « structure ouverte », augmentant pour les structures à BM et GB dominants). Ces observations sont cohérentes avec la littérature concernant l'évolution des stocks de carbone dans le sol (Landmann *et al.* 2023).

Ainsi, l'ouverture des peuplements par coupe rase ou forte joue sur la quantité de matière organique du sol : cette dernière se minéralise plus rapidement, mais est aussi moins alimentée suite à la diminution drastique du couvert après la coupe rase et durant les premières années de croissance du nouveau peuplement (Mayer *et al.* 2020). Toutefois, les coupes rases peuvent, lors du maintien des rémanents d'exploitation, provoquer un apport de Matière Organique relativement conséquent. Nos données sembleraient refléter l'enrichissement par les rémanents, avec une valeur bio-indiquée de matière organique légèrement plus élevée en moyenne pour les structures ouvertes que pour les peuplements jeunes (Landmann *et al.* 2023).

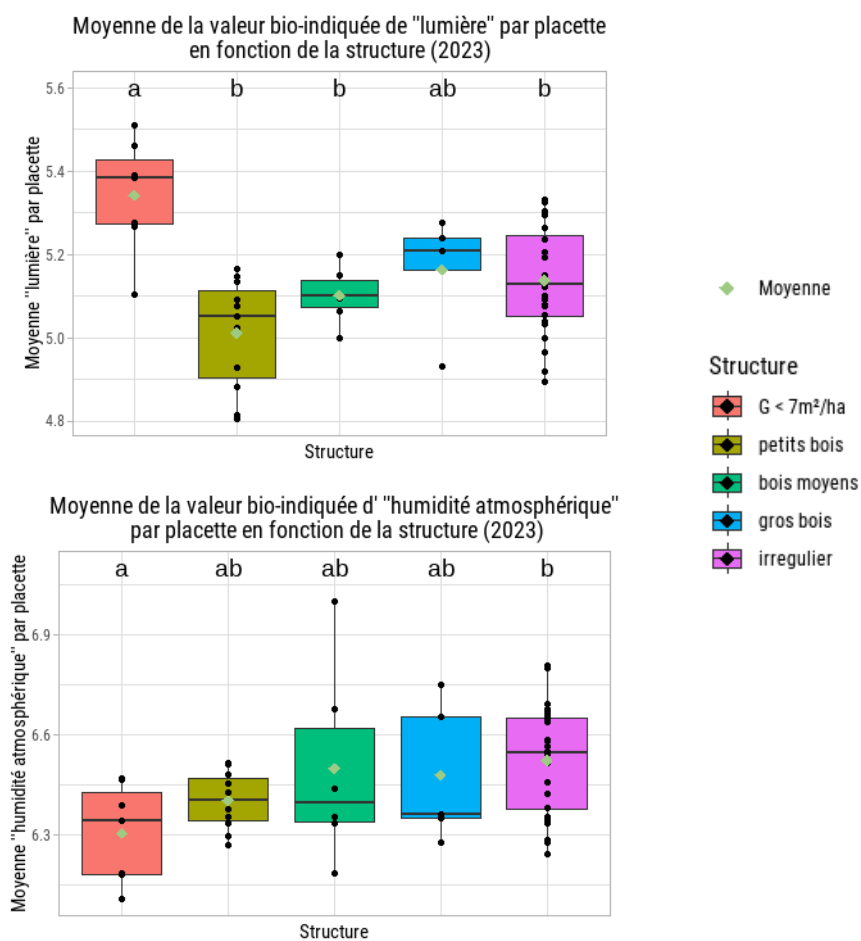


Figure 12 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve) (2023)

Enfin, l'analyse de la variable bio-indiquée d'affinité à la lumière et d'humidité atmosphérique (Figure 12) nous a fourni des résultats différents entre les deux campagnes de mesures. Lors de la première campagne, les résultats ont été largement conformes à la bibliographie, avec l'observation de l'expression d'une flore plus héliophile dans les peuplements à structure ouverte, se traduisant par une valeur plus élevée (significativement différente) que les autres structures, ainsi qu'une humidité atmosphérique bio-indiquée inférieure en peuplements ouverts en comparaison avec le peuplement irrégulier. En revanche, lors de notre seconde campagne, nous n'avons pas pu relever un signal comparable.

Les autres valeurs bio-indiquées ne montrant pas de différences significatives entre les différentes structures de peuplements sont disponibles en Annexe 2.10.

La modification du cortège d'espèces semble donc se faire à l'échelle de chaque peuplement et non pas à l'échelle du massif et de sa gestion globale, où l'hétérogénéité et l'apport de lumière créée par les coupes rases permettrait à des espèces plus généralistes de s'installer, sans pour autant remettre en cause la présence et la persistance d'espèces de fin de succession forestière sur les peuplements plus âgés (Boch *et al.* 2013; Duguid & Ashton 2013), mais également dans les peuplements à structure ouverte. A l'inverse, l'homogénéité des peuplements en sylviculture irrégulière (notamment en pied à pied) ne permettrait pas l'apparition de ces espèces de milieux ouverts et pourrait expliquer le nombre d'espèces plus faible observé ici (Schall *et al.* 2018).

De façon plus fine, on peut alors s'interroger sur la part de l'influence de chaque paramètre du milieu, qu'il soit stationnel ou dendrométrique, sur ces variables bio-indiquées. Si ces différences sont bien le résultat d'une gestion différente de nos massifs, si elles reposent par exemple sur une poignée de paramètres du milieu, ou plutôt sur des paramètres stationnels sur lequel le forestier n'a pas (ou peu) d'action. Ces aspects seront abordés dans la partie III.3 de cette synthèse.

III.3 Rôle des paramètres dendrométriques

Dans cette partie, les résultats des deux campagnes de mesure ont été regroupés pour l'analyse.

III.3.a – Analyses en Composantes Principales (ACP) des variables contextes

Si nous avons pu observer dans les parties précédentes des différences statistiques entre les différents groupes, il convient dans cette partie de les lier à des paramètres dendrométriques.

L'ACP est une méthode statistique d'analyse de données qui traite plusieurs variables quantitatives. Son objectif est de visualiser les relations entre différentes variables quantitatives sélectionnées, en les représentant sur un plan en deux dimensions en déformant le moins possible la réalité.

Le cercle des corrélations ci-dessous permet de visualiser l'importance de chaque variable explicative (représentées par des flèches) pour chacun des deux axes. Des variables proches entre elles sont positivement corrélées, à l'inverse si elles sont dans un sens opposé elles sont négativement corrélées, enfin, des variables perpendiculaires entre elles ne sont pas corrélées. Plus une variable se rapproche du bord du cercle et plus son pouvoir explicatif de la variabilité observée est fort.

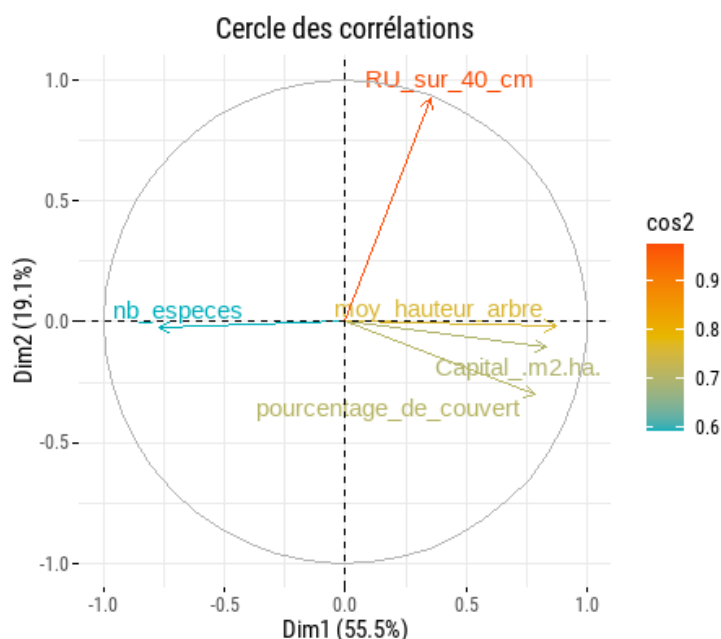


Figure 13 : Cercle des corrélations de l'ACP

Les variables dendrométriques sont fortement corrélées positivement entre elles. Les variables dendrométriques et la richesse spécifique sont négativement corrélées, ce qui signifie que globalement, plus le nombre d'espèces sur une placette est grand, plus le pourcentage de couvert, le

capital et la moyenne de hauteur des arbres est faible. Enfin, la variable RU est plutôt indépendante des autres : la limite hydrique ne semble donc pas ou peu affecter la diversité spécifique à l'échelle de la placette.

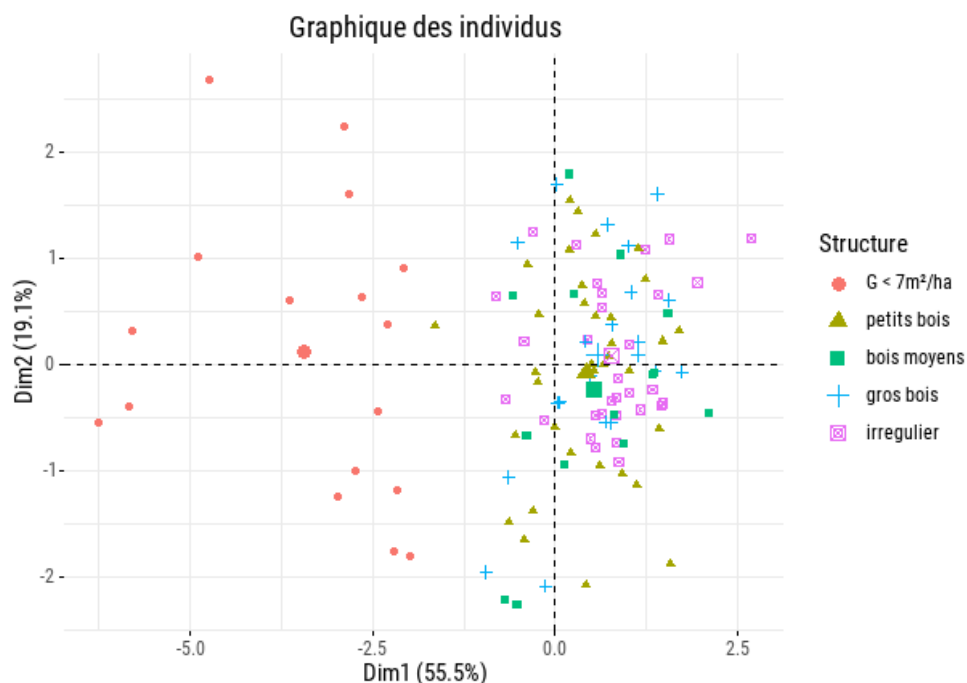


Figure 14 : Graphique des individus (placettes) de l'ACP

Le graphique ci-dessus montre les ressemblances entre les individus, plus ils sont proches et plus les valeurs des variables quantitatives qui leur sont associées sont proches. Les individus les mieux représentés sur le plan factoriel sont ceux les plus éloignés du centre.

La visualisation des individus selon le plan factoriel à deux dimensions montre que les placettes à structure ouverte ($G \leq 7$) sont clairement éloignées du reste des structures de peuplements et donc assez différentes de ces dernières. Leur position montre qu'elles sont négativement corrélées aux variables dendrométriques et plutôt corrélées à la variable de richesse spécifique.

La qualité de la représentation d'un certain nombre de placettes hors plantations est moyenne (points proches du centre), on peut toutefois remarquer que ces placettes sont plutôt proches entre elles. Ce qui montre une certaine similitude entre les valeurs des variables utilisées dans l'ACP pour ces deux types de peuplements. A l'inverse, les placettes de peuplement à structure ouverte montrent de fortes différences entre elles (La diversité d'espèces qui s'y exprime est moins homogène que pour les autres structures de peuplement).

Pour répondre à cela, il est nécessaire d'évaluer les corrélations entre les différentes variables explicatives, afin de déterminer comment les variables sont liées ou dépendantes les unes aux autres.

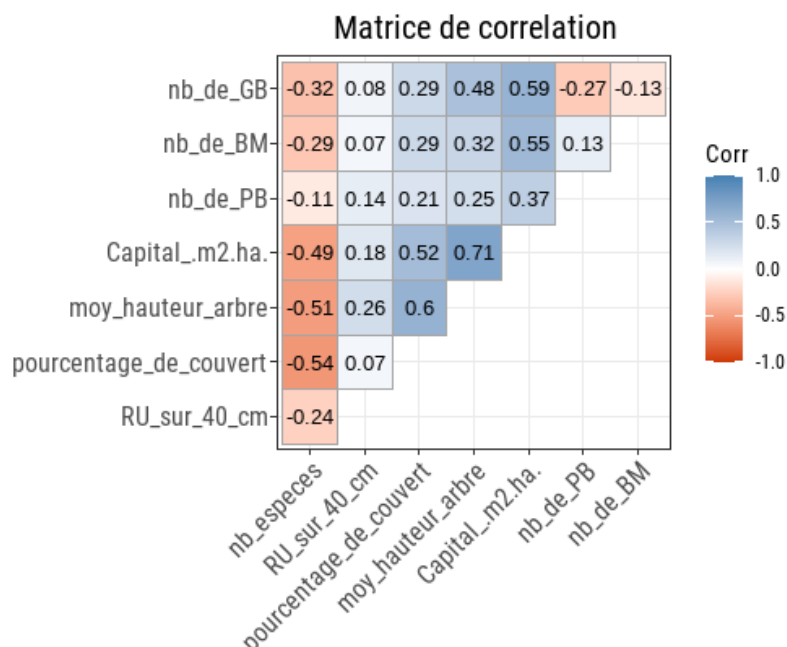


Figure 15 : Matrice de corrélation des variables numériques relevées

Ce tableau présente les corrélations existantes entre les différentes variables numériques dendrométriques et édaphiques. Plus le chiffre est proche de zéro, moins les variables sont corrélées entre elles. Un chiffre positif indique une corrélation positive entre les variables et inversement pour les chiffres négatifs. Des variables trop corrélées entre elles ne peuvent pas être utilisées dans un même modèle de régression linéaire. Ici, les corrélations entre variables les plus élevées restent acceptables, toutes les variables seront retenues.

III.3.b – Rôle des stations forestières et des massifs forestiers

Nous avons intégré dans nos modèles explicatifs les stations forestières, relevées sur le terrain selon le protocole exposé en partie II. Malgré la recherche d'homogénéité dans l'identification de nos massifs, les stations forestières restent le premier paramètre explicatif de l'ensemble de nos paramètres expliqués : richesse spécifique, composition du cortège floristique (et en conséquence valeurs bio-indiquées).

De la même manière, les massifs forestiers dans lesquels ont été réalisées les mesures permettent également d'expliquer une part importante des variations des paramètres.

Nous avons dans la suite tenté au maximum d'inclure ces variables comme variables aléatoires, afin d'isoler et d'observer l'effet des variables dendrométriques. Les R^2 présentés par la suite sont donc les R^2 marginaux, qui correspondent aux pourcentages de variation expliqués par la relation entre les variables dendrométriques et nos variables à expliquer, en tenant compte de l'effet des variables aléatoires.

III.3.c – Rôle des paramètres dendrométriques sur la richesse spécifique :

Dans un premier temps, nous avons sélectionné comme variable à expliquer le nombre d'espèces observées par placette. En excluant l'effet de la station forestière et l'effet du massif forestier (variables aléatoires), la modélisation de nos observations sous la forme d'un modèle mixte généralisé nous permet d'observer un effet significatif négatif du taux de couvert, ainsi qu'un effet seuil lié à la structure du peuplement ($R^2 : 0.30$) (Annexe 3.1).

Modèle¹ : Nombre d'espèces par placette ~ structure du peuplement + pourcentage de couvert + (1 | massif) + (1 | station)

Ainsi, plus le taux de couvert du peuplement est important et plus le nombre d'espèces observées est faible.

A l'inverse, notre modèle met en évidence un effet seuil de la surface terrière : les peuplements présentant une structure ouverte présentent une diversité plus forte en espèces comparativement aux autres types de peuplement.

Pour les graphiques suivants, les points représentent les observations de notre jeu de données, tandis que les barres ou droites sont les prédictions ajustées à partir de nos modèles.

¹ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

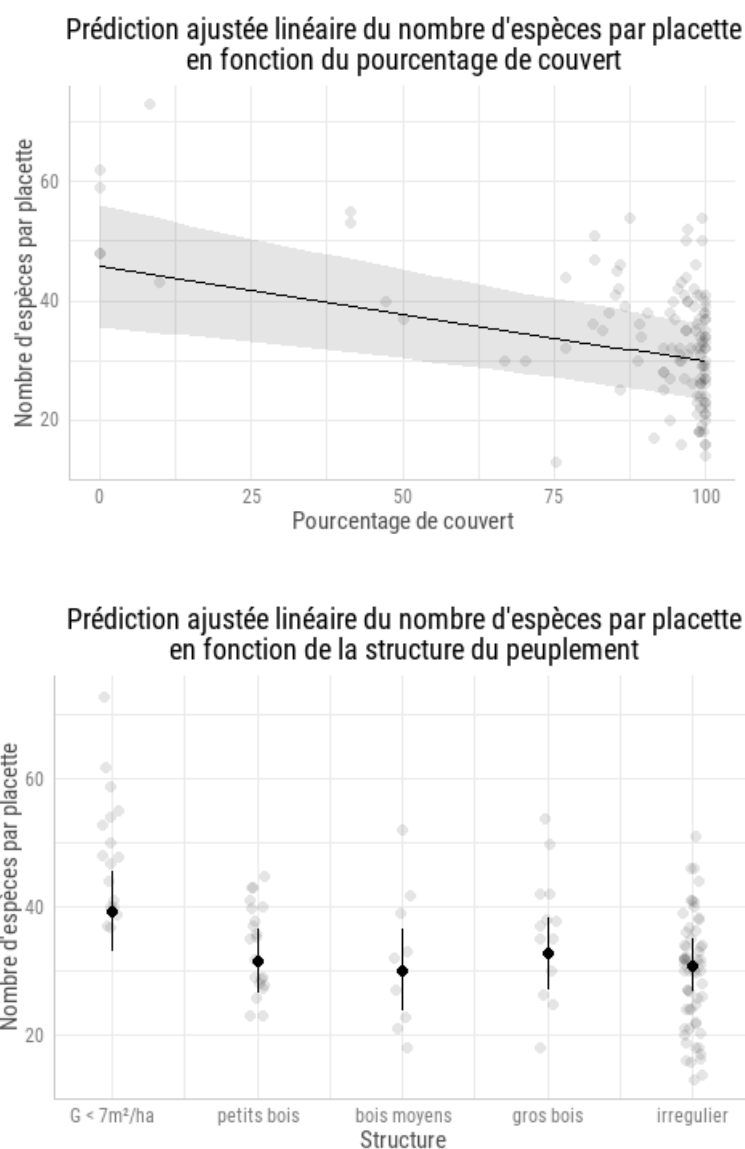


Figure 16 : Prédiction ajustée linéaire du nombre d'espèces par placette en fonction du pourcentage de couvert et de la structure du peuplement, d'après notre modèle

Ces deux effets sont observés également en s'intéressant uniquement aux espèces « de végétations ouvertes », avec un R^2 légèrement supérieur ($R^2 : 0.35$) (Annexe 3.2). Nous pouvons remarquer que le pouvoir explicatif de ce modèle est supérieur à celui de notre modèle précédent : le lien entre nombre d'espèces « de végétations ouvertes » est donc plus marqué.

En revanche, aucun effet des variables dendrométriques n'a pu être mis en évidence concernant la richesse spécifique des espèces « de forêts denses ».

Notre modèle confirme donc notre analyse précédente et la précise :

- La sylviculture mise en place a un effet sur la richesse du cortège floristique : les sylvicultures dynamiques ou irrégulières, favorisant des taux de couvert moins importants (objectif de pleine croissance, ou d'obtention de régénération naturelle), augmentent la richesse spécifique des peuplements.
- La sylviculture régulière, par l'ouverture forte des peuplements via les coupes rases et fortes, augmente la richesse spécifique à l'échelle du peuplement et en conséquence du paysage.
- Ces deux effets sont accentués pour les espèces typiques des végétations ouvertes, y compris concernant leur abondance.
- Nous n'avons pas pu mettre en évidence d'effet de la sylviculture sur la richesse spécifique en espèces « de forêts denses » ou leur abondance, à l'échelle des peuplements ou des massifs.

III.3.d – Rôle des paramètres dendrométriques sur le milieu forestier : analyse des valeurs bio-indiquées

En mettant encore une fois de côté les effets liés aux stations forestières, nous avons pu observer un signal faible d'un effet négatif du taux de couvert sur plusieurs variables (Par signal décroissant) :

- La valeur bio-indiquée d'affinité de la flore à la lumière (R^2 : 0.08) (modèle ci-dessous et fig17) (Annexe 3.3)
- La valeur bio-indiquée de température minimale de Janvier (R^2 : 0.05) (Annexe 3.4)
- La valeur bio-indiquée de température moyenne annuelle (R^2 : 0.03) (Annexe 3.5)

Modèle pour la valeur bio-indiquée d'affinité de la flore à la lumière² : Moyenne de la valeur bio-indiquée d'affinité de la flore à la lumière par placette ~ pourcentage de couvert + (1 | massif) + (1 | station)

² Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

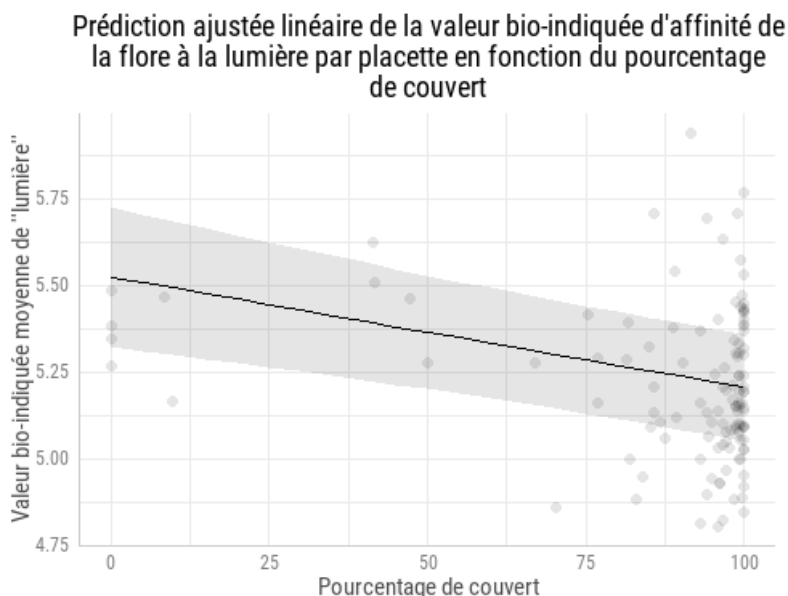


Figure 17 : Prédiction ajustée linéaire de la valeur bio-indiquée moyenne par placette d'affinité de la flore à la lumière en fonction du pourcentage de couvert d'après le modèle

Ces observations, qui sont à prendre avec beaucoup de recul étant donné la faiblesse des signaux, semblent en cohérence avec les observations de la partie précédente. Elles nous confirment ainsi l'expression d'une flore différente, de cortèges différents dont les affinités sont modifiées.

Concernant les variables bio-indiquées de température, cela pourrait être lié à un élément explicatif principal : le microclimat forestier, dont l'effet tampon lié au taux de couvert forestier pourrait expliquer l'expression d'une flore moins thermophile dans les peuplements à fort taux de couvert (et potentiellement plus thermophile dans les milieux ouverts).

Enfin, une approche similaire des paramètres bio-indiqués liés au carbone du sol (rapport C/N, quantité de matière organique dans les premiers horizons) en isolant l'effet des stations forestières, nous a permis de les lier aux traitements sylvicoles pratiqués sur les massifs ($R^2 = 0.063$ et 0.075) (modèles ci-dessous) (Annexes 3.6 et 3.7). Ainsi, nous avons pu observer pour les massifs traités en régulier une bio-indication globalement plus faible de ces paramètres.

Modèle pour la valeur bio-indiquée du rapport C/N³ : Moyenne de la valeur bio-indiquée du rapport C/N par placette ~ traitement sylvicole + (1 | station)

Modèle pour la valeur bio-indiquée de Matière Organique : Moyenne de la valeur bio-indiquée de matière organique par placette ~ traitement sylvicole + (1 | station)

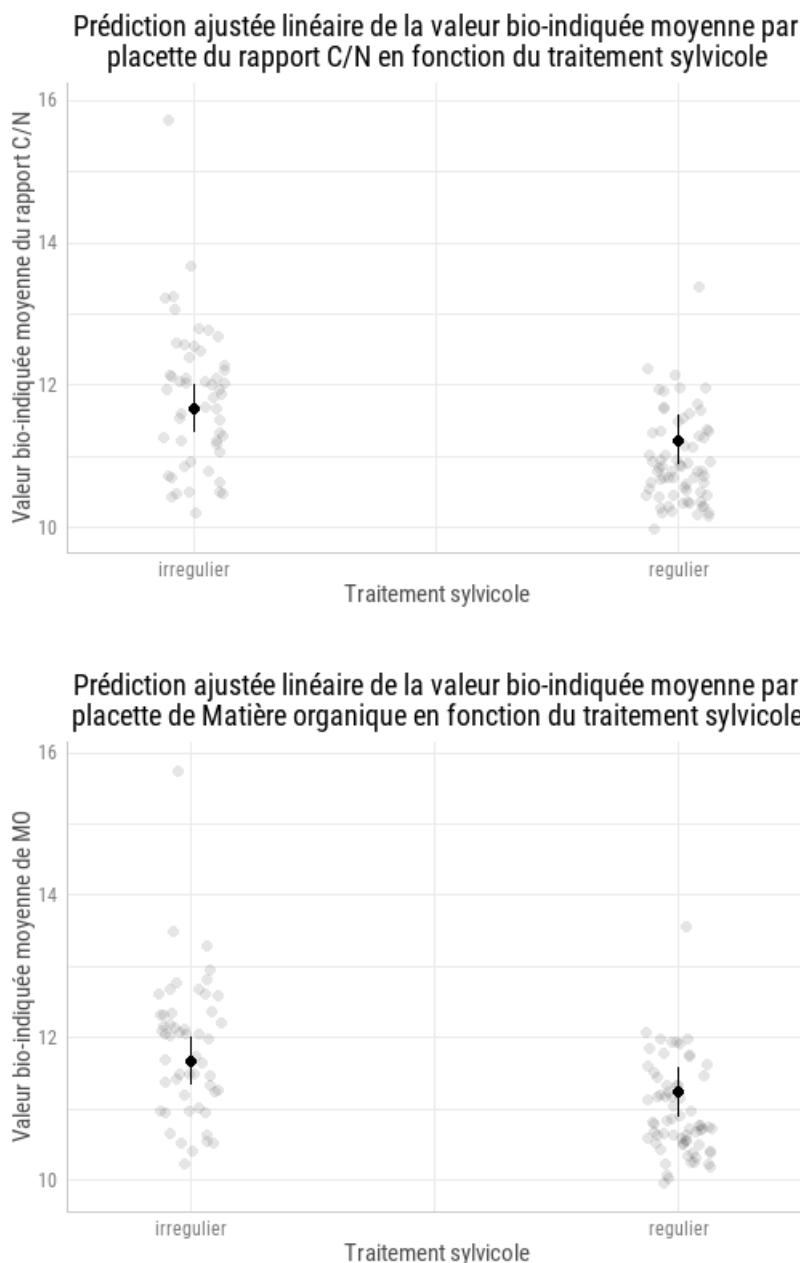


Figure 18 : Prédiction ajustée linéaire des valeurs bio-indiquées moyenne par placette du rapport C/N et de Matière organique en fonction du traitement sylvicole pour chacun des deux modèles

³ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Notre modèle confirme donc notre analyse précédente et la précise :

- La sylviculture mise en place a un effet sur les cortèges floristiques : les sylvicultures dynamiques (régulières ou irrégulières), favorisant des taux de couvert moins importants (objectif de pleine croissance, ou d'obtention de régénération naturelle), favorisent l'expression d'un cortège floristique ayant une plus grande affinité à la lumière et aux températures plus élevées.
- La sylviculture irrégulière favorise l'expression d'un cortège floristique représentatif d'un rapport C/N plus élevé et d'une plus grande quantité de matière organique dans le sol que la sylviculture régulière : nous pouvons lier ces observations avec la littérature sur les évolutions des stocks de carbone sur les parcelles traitées en régime régulier, qui nous font part d'une forte diminution de ces stocks suite aux coupes rases et fortes, notamment dans les premiers centimètres de sol. Dans notre étude, le cortège floristique reflète également cette réalité. Il est à noter cependant que cela pourrait être attribué au caractère plus acide, en moyenne, des massifs traités en irrégulier dans nos cas d'étude.

IV. Résultats et analyses par sous-groupes

Nous avons observé dans la partie précédente des différences dans les richesses spécifiques exprimées entre massifs, avec une diversité plus importante dans les massifs traités en régulier. Afin de mieux comprendre ces différences et de tenter d'identifier les facteurs à leurs sources, nous nous intéresserons dans cette partie plus précisément à certains groupes d'espèces, formé par leurs caractéristiques écologiques, ou simplement suite à nos observations de terrain. Comme précédemment, hors mention contraire, les résultats ont été comparables entre les deux campagnes de mesure.

Le premier groupe ainsi constitué est le groupe des espèces différant d'un massif à l'autre.

IV.1 – Espèces uniquement présentes dans l'un ou l'autre des massifs

Au total, une dizaine d'espèces environ ont été observées uniquement sur le massif traité en irrégulier, contre plus de 45 sur le massif traité en régulier. Parmi ces dernières, une trentaine sont présentes notamment dans les structures ouvertes (parmi elles, plus d'une vingtaine sont présentes uniquement au sein de celles-ci).

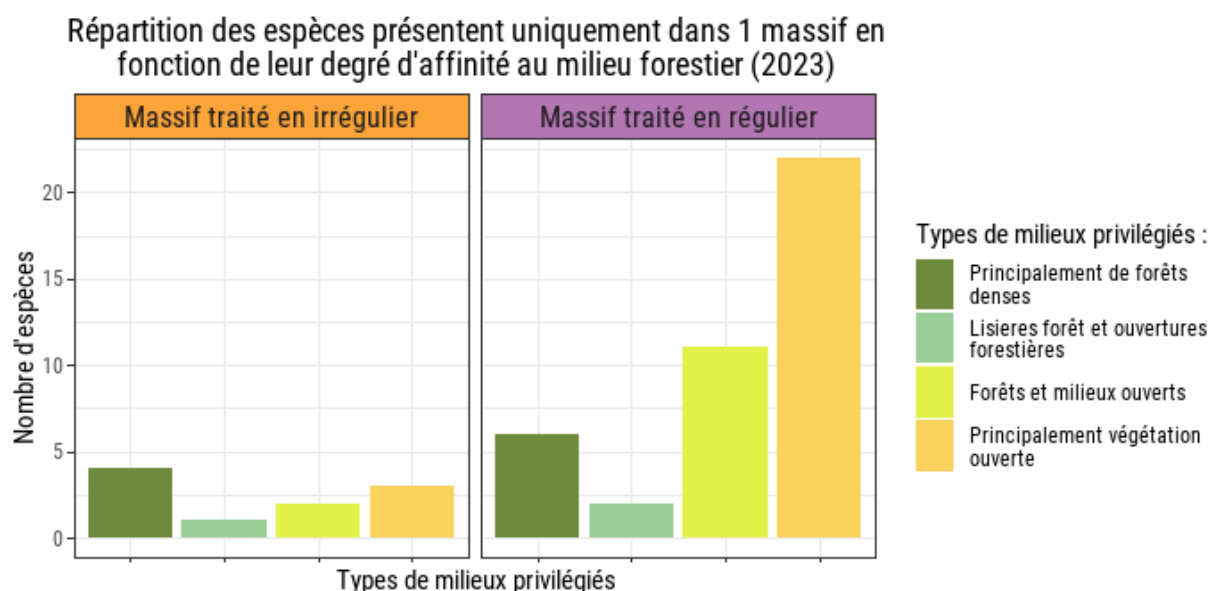


Figure 19 : Répartition des espèces observées uniquement dans 1 des massifs en fonction de leur degré d'affinités au milieu forestier (2023)

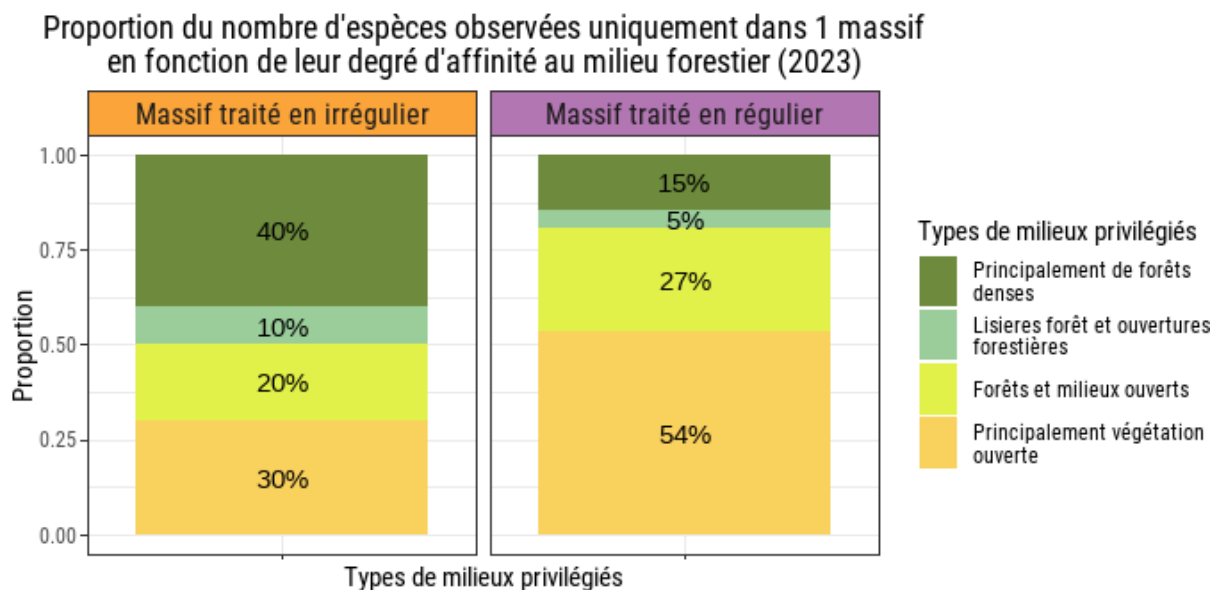


Figure 20 : Proportion du nombre d'espèces observées uniquement dans 1 des massifs en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2023)

Nous pouvons observer que les espèces différentes entre les deux massifs appartiennent à l'ensemble des groupes d'affinité forestière de la base de données EuForPlant (Figure 19 et 20). Il existe donc des caractéristiques du milieu influençant la présence de ces espèces et qui ne se traduisent pas simplement par cette classification, que nous essaierons à nouveau d'approcher par la bio-indication.

Nos données nous montrent cependant également une surreprésentation, pour le massif traité en régulier, des espèces de « végétation ouverte » et de « lisières et ouvertures forestières » (plus de 75% des espèces présentes uniquement sur le massif régulier).

Les structures ouvertes au sein des massifs gérés en régulier permettent donc l'expression d'une flore qui ne s'exprime pas dans les massifs traités en irréguliers.

Un certain nombre de ces espèces ne sont pas typiques des habitats forestiers (par exemple l'agrostide stolonifère, le cirse des champs ou l'eupatoire chanvrine), la majorité d'entre elles sont caractérisées par un besoin élevé en lumière (2024 Annexes 4.1 et 4.2).

En faisant abstraction des différences liées aux stations forestières, la sylviculture régulière semble donc permettre, par la création d'un contexte particulier dans les peuplements à structure ouverte (issus de coupes rases ou fortes), l'installation d'espèces de flore vasculaire qui y trouvent des

conditions favorables, conditions qui ne semblent pas réunies dans les autres types de peuplements. Ces espèces, pour un grand nombre d'entre elles, ne sont présentes que dans les peuplements à structure ouverte et sont fortement disséminées (quelques individus par placette de mesure au plus).

Les ouvertures liées à la sylviculture régulière amènent donc, à l'échelle du massif, une flore supplémentaire, riche en diversité, mais assez peu en abondance, qui disparaît à la fermeture du peuplement.

IV.2 – Espèces de forêts anciennes

Caractérisées par leur faible pouvoir de dispersion, notamment en raison d'une fertilité plus faible, d'une maturité reproductive tardive et de leur faible capacité à former des banques de graines persistantes dans le sol (Bergès & Dupouey 2021), les espèces de forêt anciennes témoignent de l'ancienneté de l'état boisé. Ces espèces tendent également à être tolérantes à l'ombrage et à préférer les sols frais (Hermy *et al.* 1999). La liste des espèces considérées comme « de forêts anciennes » dans notre étude est tirée de l'article de Hermy *et al.* 1999.

A notre connaissance, il n'y a pas de consensus dans la littérature scientifique quant à l'influence des coupes rases sur le maintien des espèces de forêt anciennes, certains auteurs suggèrent que les forêts perturbées par des coupes à blanc et des replantations sont plus pauvres en espèces de forêts anciennes (Hofmeister *et al.* 2014), tandis que d'autres avancent que ces espèces seraient plus sensibles au labour et au pâturage qu'à l'absence d'ombre induite par une ouverture du peuplement (Dupouey *et al.* 2002).

Dans notre étude, nous avons observé une quarantaine d'espèces de forêt anciennes pendant chacune des campagnes de mesure, avec plus de 75% d'entre elles relevées à la fois sur le massif traité en régulier et le massif traité en irrégulier.

Cependant, nous avons trouvé en moyenne plus d'espèces de forêts anciennes par placette de mesure dans les peuplements réguliers (13 espèces en moyenne) que dans les peuplements irréguliers (16 espèce en moyenne), une différence statistiquement significative (Figure 21) (2024 Annexe 4.3).

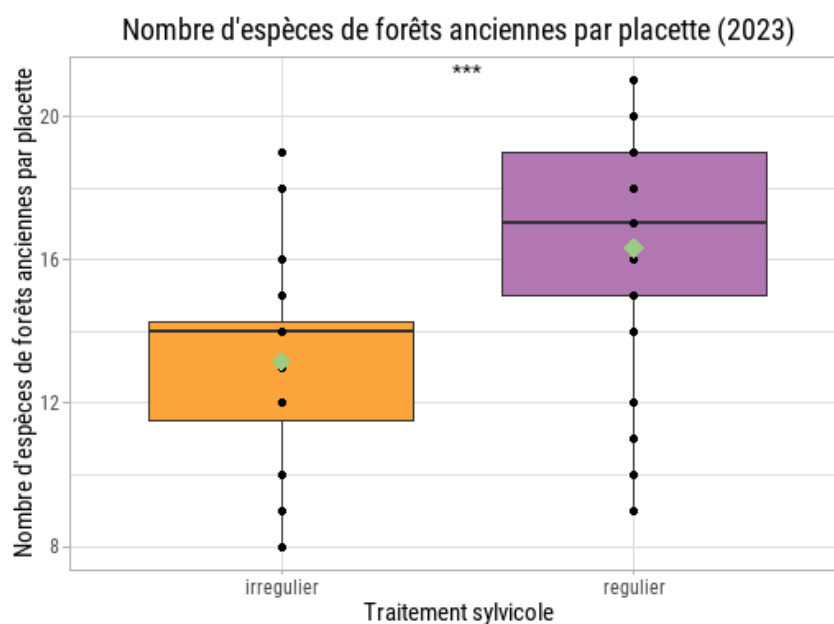


Figure 21 : Nombre d'espèces de forêt anciennes par placette en fonction du traitement sylvicole (2023)

De même que dans les analyses précédentes, l'hétérogénéité des peuplements au sein des massifs traités en sylviculture régulière nécessite d'analyser la richesse des espèces de forêts anciennes à une échelle plus fine que le massif dans sa globalité.

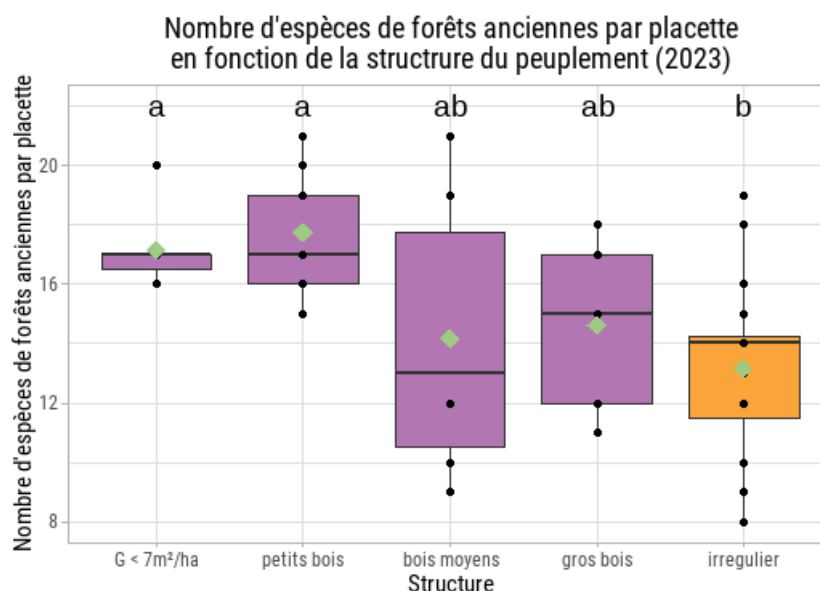


Figure 22 : Nombre moyen d'espèces de forêts anciennes par placette en fonction de la structure du peuplement (2023)

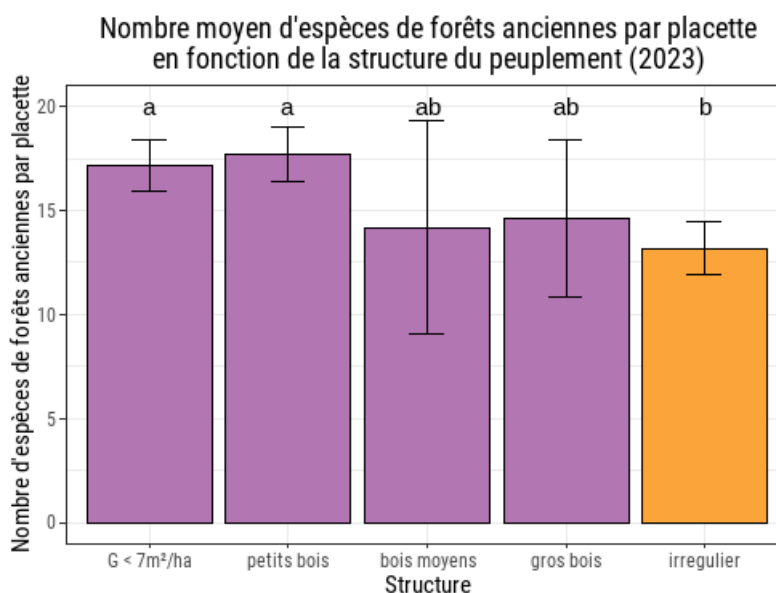


Figure 23 : Nombre moyen d'espèces de forêts anciennes par placette en fonction de la structure du peuplement avec barres d'erreurs (2023)

D'après les deux graphiques ci-dessus, nous pouvons remarquer que des espèces de forêts anciennes sont présentes dans l'ensemble des peuplements, quelle que soit leur structure (2024 Annexes 4.4 et 4.5).

Dans cette étude, la gestion forestière, régulière ou irrégulière, ne remet donc pas en cause la présence de ces espèces témoignant du caractère ancien de l'état boisé au sein des divers peuplements forestiers.

De plus, la différence observée dans le paragraphe précédent semble imputable à la présence, au sein des peuplements réguliers, des peuplements à structure ouverte dans lesquels, de manière peut-être contre intuitive, nous avons recensé en moyenne davantage d'espèces de forêts anciennes comparativement aux peuplements irréguliers.

Les moyennes plus élevées dans les peuplements à structure ouverte semblent nous orienter vers des conditions moins homogènes et un assemblage de végétation plus complexe, permettant par endroits aux espèces plus sciaphiles de persister (existence de zones refuges à l'échelle de la placette) et aux espèces plus héliophiles (y compris au sein des espèces de forêts anciennes) de s'installer.

V – Fiches espèces

V.1 – L'anémone sylvie (*Anemone nemorosa*) (101 observations)



Description :

Espèce vivace à rhizome (géophyte), elle porte une hampe grêle et légèrement pubescente surmontée par une fleur solitaire généralement blanche et fleurit de mars à mai. Les folioles de l'involucre sont semblables aux feuilles. Ses fruits sont des akènes couverts de poils courts.

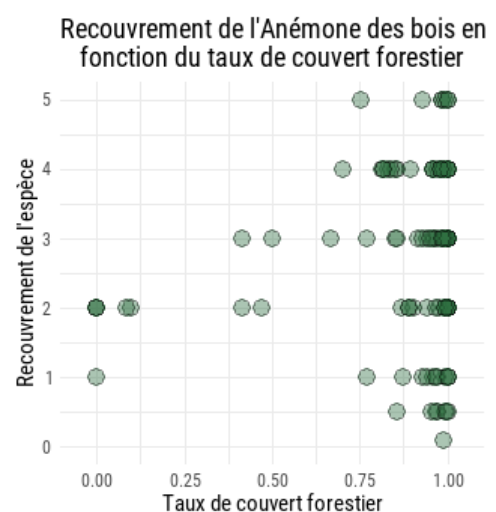
1 à 2 feuilles palmatiséquées de 3 à 5 segments pétiolulés et dentées longuement pétiolées partent de la souche

Ecologie :

Espèce typique des sous-bois, elle est présente en forêts et prairies humides. Son cycle de vie est précoce (espèce vernale), elle achève sa floraison avant le développement des autres herbacées et des feuilles des arbres qui pourraient diminuer la luminosité. C'est une espèce de demi-ombre ou d'ombre, neutrocline à large amplitude, elle apprécie les sols assez frais à frais (mésophile). Elle pollinisée par les insectes (entomogame) et disséminée par les fourmis (myrmécochore), c'est une espèce de forêts ancienne. Très commune dans presque toute la France.

Notre étude :

Nous avons observé l'Anémone des bois sur un très grand nombre de nos placettes. Elle était en effet présente dans les peuplements à structure fermée, réguliers ou irréguliers, créant de véritables tapis, mais aussi, de manière un peu moins attendue, dans les peuplements à structure ouverte. Nous avons ainsi pu observer de nombreux individus persistant dans les stades suivant la coupe rase et la plantation, dans les zones n'ayant pas subi de travail du sol, sous la ronce par exemple. Ces « zones refuges » permettent d'expliquer les indices d'abondance relativement haut dans les peuplements ouverts, bien que seul un couvert forestier fermé permette une abondance maximale de cette espèce.



V.2 – La jacinthe des bois (*Hyacinthoides non-scripta*) (110 observations)



Description :

Plante vivace géophyte à bulbes de 20 à 40 cm, elle porte trois feuilles ou plus, assez larges (6-15 mm) dressées puis étalées.

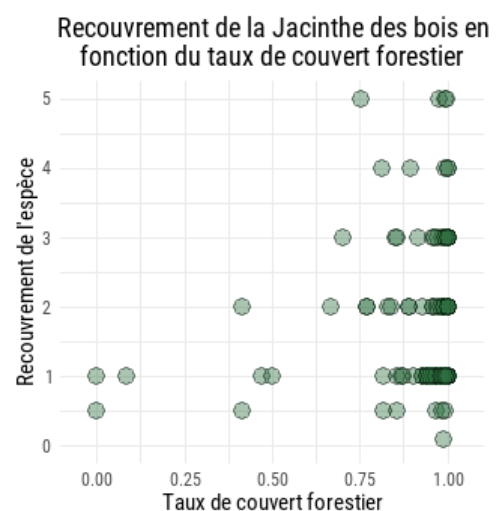
Les fleurs sont bleues à mauves, penchées, en cloche et les tépales sont soudés à la base, deux petites bractées égales ou dépassent le pédicelle. La grappe est courbée et lâche et la floraison a lieu d'avril à mai. La hampe florale persiste après la disparition des feuilles en juin.

Ecologie :

La jacinthe des bois présente des similarités avec l'anémone sylvie, elle est elle aussi vernale peut former des tapis denses et colorés lors de sa floraison, les deux espèces peuvent cohabiter. Elle est présente en forêts, haies et pelouses littorales. L'espèce est sciaphile ou de demi-ombre et préfère les sols avec une bonne réserve en eau (mésophile), elle est d'ailleurs indicatrice de sol profond et de mull mésotrophe, c'est également une espèce de forêt ancienne entomogame et myrmécochore. Elle est assez commune dans l'Ouest, le Centre et le Nord, elle est absente ailleurs en France.

Notre étude :

Lors de notre étude, le caractère très recouvrant de la Jacinthe des bois a pu être observé dans les peuplements à couvert fermé, réguliers et irréguliers. En revanche, dans les peuplements plus ouverts (taux de couvert $<75\%$), l'abondance de la Jacinthe diminuait fortement, sans pour autant disparaître systématiquement dans les peuplements complètement ouverts (taux de recouvrement $<15\%$). La Jacinthe présentait cependant dans ces peuplements un couvert de moins de 10% de la placette recouverte par la Jacinthe, étant globalement cantonnée à des « zones refuges » n'ayant pas connu de travail du sol lors de la plantation.



V.3 – La laïche des bois (*Carex sylvatica*) (100 observations)



Jean-Luc Gorremans

Description :

Plante vivace de 25 à 75 cm, hémicryptophyte et cespiteuse. Les feuilles sont molles, larges de 4 à 8 mm, scabres et pliées (en « oiseau qui vole »).

La tige est trigone et lisse, elle porte au sommet un épi male unique fusiforme et brun pâle. Sur la tige, les épis femelles sont grêles, lâches, au nombre de 3 à 5 et pendant à maturité sur de longs pédoncules scabres. La floraison a lieu de mai à juillet. Les bractées sont engainantes et égales souvent l'inflorescence.

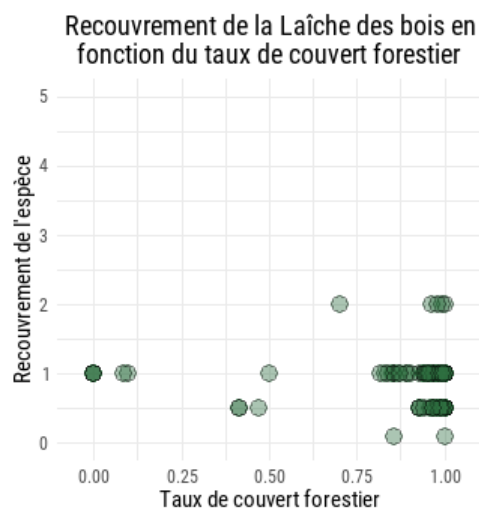
Ecologie :

On retrouve la laïche des bois en forêts, coupes forestières ou sur les chemins. C'est une espèce d'ombre, de sols assez frais et profonds (mésophile), elle est neutrocline à amplitude moyenne et indicatrice de sol frais, généralement riche en argile. Ses fleurs sont pollinisées par le vent (anémogame) et sa dispersion se fait par transport sur le corps des animaux (épizoochore).

Elle est commune dans toute la France, excepté en région méditerranéenne où elle est très rare.

Notre étude :

Observée aussi bien dans les massifs traités en régulier qu'en irrégulier, la présence de la laïche des bois a également pu être constatée dans des milieux légèrement perturbés (chemins...). S'il ne s'est pas montré fortement recouvrant, il était en général relativement abondant, en particulier sur les placettes à peuplements fermés, bien qu'il ait également pu être rencontré dans des peuplements à structure ouverte.



V.4 – L'orchidée mâle (*Orchis mascula*) (4 observations)



Sylvain Gaudin © CNPF

Description :

L'orchis mâle est une plante vivace géophyte à tubercules, de 20 à 50 cm. Ses feuilles sont étalées oblongues lancéolées et souvent maculées de tâches noirâtres.

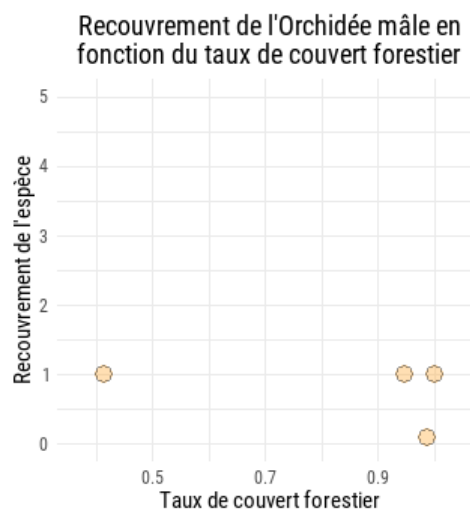
La hampe porte de nombreuses fleurs purpurines, violacées ou roses disposées en épi cylindriques. Le labelle est ponctué de pourpre, à trois lobes dont celui du milieu échancré et l'éperon est aussi long que l'ovaire. Elle fleurit de mai à juin, c'est l'une des orchidées les plus précoces des Hauts-de-France.

Ecologie :

L'orchis mâle est l'une de la quarantaine d'espèces d'orchidées sauvages présentes en Hauts-de-France, on la retrouve sur les pelouses sèches et en forêt. Elle est héliophile ou de demi-ombre, neutrocalcicole et préfère les sols secs (mésoxérophile). Les fleurs sont pollinisées par les insectes et les graines sont dispersées par le vent (anémochore). C'est une plante de forêts anciennes. Elle est commune dans toute la France sauf en région méditerranéenne où elle y est rare.

Notre étude :

Bien qu'il s'agisse d'une plante de pleine lumière ou de demi-ombre, nous avons observé cette espèce dans des peuplements à couvert très fermé, en particulier de peuplements jeunes. La dynamique de population de cette espèce en milieu forestier semble donc fortement liée à la dynamique des peuplements réguliers : l'ouverture des peuplements par les coupes rases et fortes permet la croissance des populations, qui grâce à leur tolérance à l'ombrage vont pouvoir persister dans les stades plus âgés de peuplements, dans l'attente d'une nouvelle ouverture (Jacquemyn *et al.* 2008, 2010). Les orchidées de notre étude n'ont été observées que dans les peuplements réguliers.



V.5 – La fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) (9 observations)



Description :

Plante vivace géophyte de 40 à 200 cm, sa souche est profonde, noire, fibreuse et longuement traçante.

Les frondes sont très longuement pétiolées, triangulaire, robuste et trois à quatre fois pennatiséquées. Les divisions primaires sont opposées et pétiolées, les divisions du dernier ordre quant à elles sont plus ou moins triangulaires et pubescentes en dessous et un peu enroulées sur les bords.

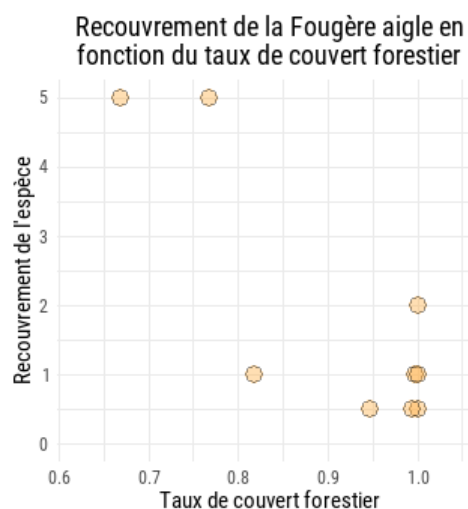
La fructification a lieu de juillet à octobre.

Ecologie :

L'espèce est bien connue des forestiers car elle peut devenir très envahissante en plantation sur sol acide et sa gestion nécessite de réaliser des travaux de dégagements fréquents. Sa robustesse et son système racinaire profond la rendent difficilement contrôlable. On la retrouve généralement en forêts claires, coupes forestières, landes et prairies peu pâturées. C'est une espèce de lumière ou de demi-ombre, n'ayant pas de préférence pour le niveau d'humidité du sol. Elle est indicatrice de sols acides. Le pollen est véhiculé par l'eau (hydrogame) et la dissémination est anémochore. C'est une plante de forêt ancienne. Elle est très commune dans toute la France.

Notre étude :

La fougère aigle est connue pour son caractère très recouvrant à la moindre mise en lumière. Nos données, bien que l'échantillonnage n'ait principalement pas été réalisé sur les stations propices au développement de la fougère, nous amènent vers les mêmes conclusions : nous avons observé la présence de la fougère aigle même au sein de peuplement fermés (taux de couvert >80%), avec un recouvrement d'environ 20% de la placette. Cependant, pour les placettes au taux de couvert légèrement plus faible (<75%), la fougère aigle recouvrait l'ensemble de la placette.



V.6 – La laïche pendante (*Carex pendula*) (36 observations)



Description :

Plante vivace hémicryptophyte de 60 à 150 cm, sa souche est gazonnante et ses feuilles très larges (de 15 à 20 mm) et scabres sur les bords. Les bractées inférieures, à longue gaine, dépassent souvent la tige.

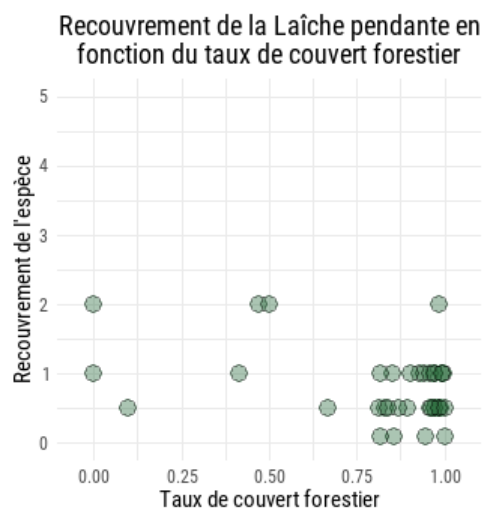
Les tiges sont robustes, élevées, triquètres et lisses. Elles portent 1 ou 2 épis mâles longs, grêles et fauves au bout, les épis femelles, au nombre de 4 à 6, sont espacés, très longs (5-12 cm), cylindriques, arqués, pédonculés et longuement pendants. Les écailles femelles sont brun rougeâtre, ovales acuminées

Ecologie :

On la trouve principalement dans les forêts humides, bords de ruisseaux ou encore ravins ombragés. C'est une espèce de demi-ombre qui se développe sur sols humides à mouillés (mésohydrophyle). Sa pollinisation est anémogame et sa dissémination se fait pas simple gravité, en tombant à proximité immédiate de la plante mère (barochore), c'est une espèce de forêt ancienne. Elle est plus ou moins commune dans toute la France.

Notre étude :

Observée en milieu hygrophile, mais aussi en milieu tassé (chemins ou à proximité, pistes de débardage), la laïche pendante a été dans notre étude un bon indicateur de sensibilité des sols au tassement et un indicateur de perturbation du milieu. Elle a pu être observée aussi bien dans les massifs traités en régulier qu'en irrégulier.



V.7 – Le jonc diffus (*Juncus effusus*) (50 observations)



Liliane Roubaudi

Description :

Plante vivace hémicryptophyte de 40 à 100 cm.

Ses rhizomes sont traçants, ses feuilles sont réduites à l'état de simples gaines basilaires roussâtres.

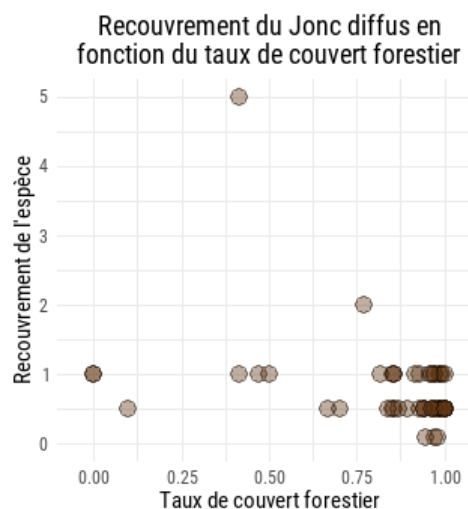
Ses tiges sont nues et lisses à l'état frais, la moelle est continue. Elles portent sur le tiers supérieur des panicules latérales ramifiées de fleurs verdâtres plus ou moins lâches et diffuses. Les tépales sont lancéolés et très aigus.

Ecologie :

C'est une espèce qui possède une grande capacité d'adaptation, elle est capable de coloniser de nombreux milieux, même perturbés. De façon générale, elle apprécie les milieux frais et humides. Son développement peut par ailleurs être gênant en prairie humide à enjeux environnementaux. Sa présence est indicatrice d'une remontée de nappe ou d'un sol tassé, en forêt on la retrouve donc régulièrement sur les chemins et cloisonnements d'exploitations. C'est une espèce héliophile ou de demi-ombre à pollinisation anémogame et dissémination épizoochore. Espèce cosmopolite, elle est très commune sur l'ensemble du territoire, bien que plus rare en région méditerranéenne.

Etude :

Le Jonc diffus a pu être observé sur de nombreuses placettes de mesure. Il a cependant été uniquement observé en milieu tassé (chemins ou à proximité, pistes de débardage...). Son abondance s'est révélée proportionnelle à l'ampleur surfacique du tassement : ainsi, une placette en particulier, ayant subi des passages d'engins désordonnés, était couverte de joncs. Dans notre étude, il s'agit donc d'une espèce caractéristique de la perturbation du milieu, majoritairement par les engins de gestion forestière, que le massif soit traité en régulier ou en irrégulier.



V.8 – Le gaillet gratteron (*Galium aparine*) (62 observations)



Description :

Plante annuelle de 15 à 100 cm.

Ses tiges sont diffuses, à 4 angles et très scabres, s'accrochant à la main et aux vêtements. Les feuilles sont verticillées par 6 à 8, linéaires oblongues, mucronées. La face supérieure est hérissée de poils crochus.

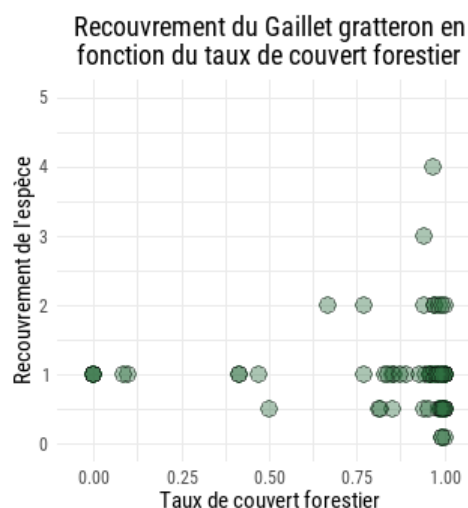
Les fleurs sont blanchâtres, en petites cymes dont les pédoncules partent de l'aisselle des feuilles, la floraison a lieu de juin à septembre. Les fruits sont globuleux de 3-4 mm de diamètres et couverts eux aussi de poils crochus.

Ecologie :

Espèce généraliste, on le retrouve notamment dans les cultures, haies, friches, forêt et lisières forestières. Elle est par ailleurs considérée comme adventice en agriculture car elle peut se développer de façon abondante et diminuer les rendements agricoles. C'est une espèce de demi-ombre qui se développe sur les sols frais à humides (hygrocline), elle affectionne particulièrement les milieux riche en azote et en matière organique, ce qui explique sa présence dans les champs cultivés. Elle est autogame (autofécondation par un seul et même individu) et entomogame, sa dissémination est épizoochore, les fruits s'accrochent aux poils des animaux grâce à leurs crochets. Très commune dans toute la France, sauf région méditerranéenne

Etude :

Observé majoritairement à proximité immédiate des chemins, le Gaillet gratteron a été aperçu dans notre étude aussi bien en milieu ouvert qu'en milieu fermé. Il a montré des taux de recouvrement parfois assez importants, cependant uniquement en présence d'un taux de couvert lui aussi important (>80%). Présent à la fois dans les massifs traités en régulier et en irrégulier, le Gaillet gratteron se démarque comme un bon indicateur de milieux perturbés.



VI – Limites identifiées à l'étude

Malgré notre recherche d'homogénéité dans les massifs forestiers à étudier, nous nous sommes heurtés à plusieurs écueils, dont notamment la difficulté assez importante d'identifier, en Hauts-de-France, des massifs forestiers de taille conséquente (>100 ha), gérés de façon homogène en sylviculture irrégulière. Les options étant donc par nature limitées, les contextes stationnels des massifs retenus, dont les propriétaires ont accepté de nous ouvrir les portes, ne se sont pas avérés aussi identiques que nous l'avions initialement souhaité.

En 2023 comme en 2024, le massif en gestion irrégulière présentait globalement des stations plus acides que sur le massif en gestion régulière (Figure 24).

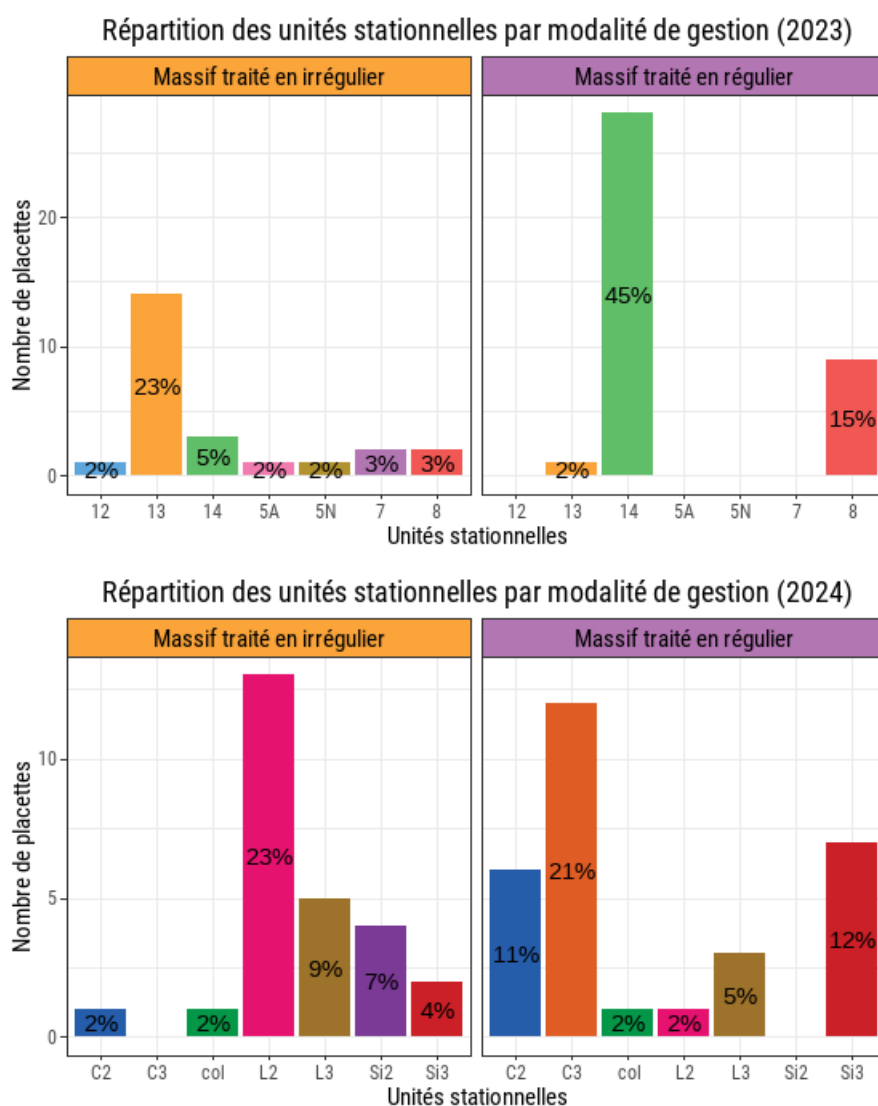


Figure 24 : Répartition des unités stationnelles par modalités de gestion en 2023 et 2024

Nous avons opté pour notre étude pour un plan d'échantillonnage stratifié a priori pour évaluer l'ensemble des structures des peuplements. Le plan d'échantillonnage n'a donc pas permis, compte tenu des contraintes liées au temps et à la main d'œuvre disponible notamment, de réaliser plus d'une dizaine de placette par campagne et par sous-catégorie de structure régulière. Ces nombres limités de relevés ont parfois pu être insuffisants pour mettre en évidence des effets statistiques peu marqués, d'autres relevés auraient donc pu nous permettre de détecter des signaux plus faibles.

De plus, grâce au traitement statistique a posteriori, nous nous rendons compte que le paramètre dendrométrique principal dirigeant la réponse en abondance et en richesse des espèces de flore vasculaire est le taux de fermeture du couvert forestier et non comme supposé initialement la structure du peuplement ou la surface terrière. Notre plan d'échantillonnage n'ayant pas été réfléchi pour permettre un échantillonnage équilibré de cette variable, nos observations des différents taux de couvert sont assez déséquilibrées : de nombreuses observations entre 85% et 100% de couvert et assez peu d'observations en deçà. L'ajout de placettes de mesure volontairement choisies pour leur taux de couvert compris entre 0% et 85% aurait pu nous permettre de préciser certains modèles de réponse de la flore.

Enfin, seule la flore vasculaire a été inventoriée, d'autres taxons pourraient être susceptibles de répondre plus fortement à la gestion par coupe rase au sein d'un massif forestier, notamment les groupes des bryophytes et des insectes (Landmann *et al.* 2023). Ils constituent une piste intéressante pour une poursuite éventuelle de notre étude.

VII – Conclusions

Rappelons tout d'abord que cette analyse se doit d'être replacée dans son contexte : il s'agit d'une étude de cas dont les résultats, s'ils sont interprétables et nous indiquent des pistes de réflexions, ne sauraient être étendus à d'autres contextes et gagneraient à être confirmés dans d'autres situations. Cependant, plusieurs de nos observations méritent d'être connues et nous renseignent un peu plus sur le contexte de la gestion forestière dans les Hauts-de-France et ses conséquences potentielles sur la biodiversité de la flore vasculaire.

Notre étude permet en effet de démontrer l'effet prépondérant du contexte pédoclimatique, identifié au travers des stations forestières, dont les variations engendrées par la micro-topographie restent

un facteur primordial dans la détermination de la flore. Les paramètres dendrométriques n'interviennent que dans un second temps, mais leur importance n'est cependant pas à négliger.

Ainsi, nous avons pu mettre en évidence que la pratique de la sylviculture, qu'elle soit régulière ou irrégulière, ne semble pas remettre en cause, à l'échelle des paysages ou à l'échelle des peuplements, la présence des espèces fortement associées à la forêt (Base EuForPlant). Aucun signal significatif n'a en effet pu être identifié quant à des évolutions de la richesse spécifique ou de l'abondance de ces espèces en fonction de la structure des peuplements, ou de l'historique de gestion des parcelles.

Une constante demeure cependant pour la richesse spécifique globale et au sein de chacun des groupes étudiés : l'augmentation de la diversité spécifique avec la diminution du taux de couvert. Cet effet est aussi accompagné, pour les espèces avec une forte affinité à la lumière, d'un effet seuil d'« explosion » de la diversité et d'augmentation de l'abondance dans les peuplements à structure ouverte, issus de coupes rases ou fortes récentes. Cela entraîne, à l'échelle du paysage, une richesse spécifique supérieure dans les massifs traités en sylviculture régulière.

Ces milieux ouverts semblent en effet permettre l'existence d'assemblages plus complexes d'espèces (plus nombreuses et en moyenne moins recouvrantes) qui n'existent pas dans les massifs traités en sylviculture irrégulière. En effet, des cortèges floristiques globalement plus thermophiles et plus héliophiles s'expriment dans ces ouvertures transitoires, dont nous n'avons dans cette étude pas mis en évidence de conséquences sur le long terme (après la fermeture des peuplements), contrairement aux conclusions de la méta-analyse CRREF.

Si la sylviculture régulière permet donc une multiplication des conditions d'accueil pour la flore en particulier, il ne faut cependant pas oublier que la réalisation de coupes (rases ou fortes en particulier) ou de travaux en plein sur de trop grandes surfaces perturbe fortement le milieu. Il convient donc pour le forestier de raisonner ses interventions : intervenir sur des unités de gestion assez petites à l'échelle de la propriété et cloisonner au mieux ses peuplements pour dégrader le moins possible le sol, moteur de la croissance des peuplements.

La gestion forestière ne s'évalue en effet pas uniquement en fonction de la structure des peuplements et la gestion passée peut souvent avoir des conséquences sur la situation actuelle. Il en va de même pour ses conséquences sur les cortèges floristiques. Ainsi, nous avons pu observer de manière quasi-

ubiquitaire des marqueurs de perturbation au sein de ceux-ci : espèces indicatrices du tassement du sol en particulier (*Carex pendula*, *Juncus effusus*). La très forte présence de ces espèces, y compris dans des peuplements n'ayant pas récemment connu d'exploitation forestière, nous rappelle la fragilité des sols forestiers et la nécessité d'avoir recours aux cloisonnements d'exploitation. Les cloisonnements, en plus de cantonner le tassement à une moindre part des peuplements, permettent également un apport de lumière localisé (ouverture localisée du couvert), qui va à son tour donner la possibilité à d'autres espèces de flore vasculaire de s'installer.

Nous avons également pu observer que la flore des massifs traités en irrégulier bio-indique des quantités de carbone plus importante dans le sol, en particulier dans les premiers centimètres. La flore semblerait donc refléter aussi la perte de carbone causée par la réalisation des coupes rases, en particulier des coupes rases de grande ampleur, à l'heure actuelle bien documentée, notamment dans la synthèse CRREF. Notons cependant que dans notre étude, cela pourrait également être attribué au caractère plus acide, en moyenne, des massifs traités en irrégulier.

Par ailleurs, les espèces supplémentaires trouvant refuge dans les milieux ouverts issus des coupes rases ne sont pas à proprement parler, pour une grande partie d'entre elles, typiques de l'habitat forestier. Se pose ainsi la question du rôle de la forêt vis-à-vis de l'accueil des espèces des milieux qui lui sont associés (lisières, milieux ouverts...). En effet, la forêt assure actuellement dans bien des cas, notamment grâce à l'existence des peuplements issus de coupe rase, un rôle de refuge, notamment pour les espèces qui ne trouvent plus leur place dans les paysages urbanisés ou de grandes cultures. Si elle souhaite le conserver, le maintien d'une sylviculture régulière semble essentiel.

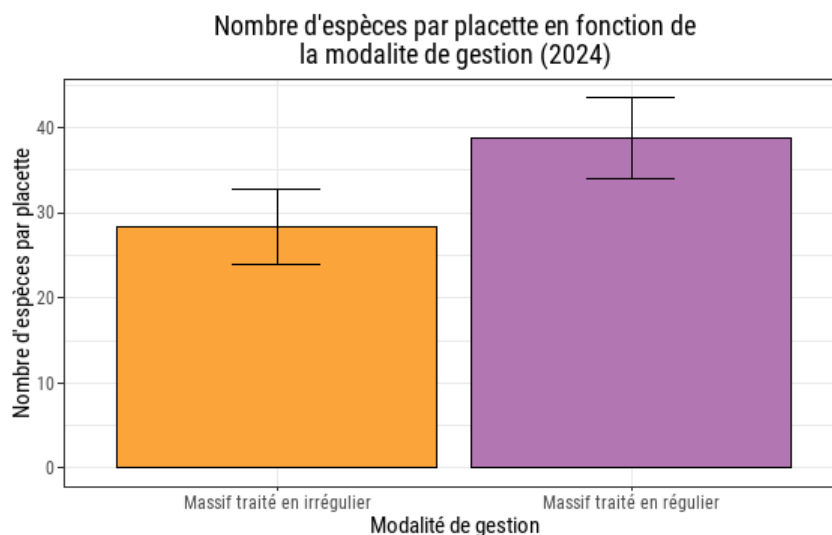
Il apparaît donc qu'afin de maximiser la biodiversité de la flore vasculaire en forêt à l'échelle du paysage (biodiversité gamma), le forestier, qui ne peut agir que sur les paramètres dendrométriques, se doit également de varier ses approches. C'est en permettant la coexistence de peuplements ouverts ou très fermés, typiques de la sylviculture régulière (Peuplements successifs à une coupe rase ou forte, à l'inverse des peuplements jeunes ou adultes en pleine croissance), mais aussi de peuplement au couvert généralement moins important, typique de la sylviculture irrégulière (recherche de régénération naturelle), que nos paysages pourront continuer d'accueillir la forte biodiversité que nous leur connaissons actuellement.

Bibliographie

- Bachelet, F. (2002). *Typologie des peuplements forestiers feuillus du plateau lorrain*.
- Bergès, L. & Dupouey, J.-L. (2021). Historical ecology and ancient forests: Progress, conservation issues and scientific prospects, with some examples from the French case. *Journal of Vegetation Science*, 32, e13132.
- Boch, S., Prati, D., Müller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F., et al. (2013). High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology*, 14, 496–505.
- Duguid, M.C. & Ashton, M.S. (2013). A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 303, 81–90.
- Dupouey, J.-L., Sciama, D., Dambrine, E., Rameau, J.-C. & Koerner, W. (2002). La Végétation des forêts anciennes. *Rev. For. Fr.*, 521.
- Gégout, J.-C., Coudun, C., Bailly, G. & Jabiol, B. (2005). EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16, 257–260.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., et al. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850–853.
- Heinken, T., Diekmann, M., Liira, J., Orczewska, A., Schmidt, M., Brunet, J., et al. (2022). The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *Journal of Vegetation Science*, 33, e13132.
- Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. & Lawesson, J.E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91, 9–22.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Dvořák, D., Beran, M., Deckerová, H., et al. (2014). Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodiversity and Conservation*, 23, 2015–2031.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Honnay, O. & Hermý, M. (2008). Effects of coppicing on demographic structure, fruit and seed set in *Orchis mascula*. *Basic and Applied Ecology*, Special feature: Ecotoxicology and ecosystems: relevance, restrictions, research needs, 9, 392–400.
- Jacquemyn, H., Brys, R. & Jongejans, E. (2010). Size-dependent flowering and costs of reproduction affect population dynamics in a tuberous perennial woodland orchid. *Journal of Ecology*, 98, 1204–1215.
- Landmann, G., Delay, M., Marquet, G., Bergès, L., Collet, C., Deuffic, P., et al. (2023). *Expertise collective CRREF " Coupes Rases et Renouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique " : Rapport scientifique de l'expertise*. GIP ECOFOR ; RMT AFORCE.
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., et al. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.
- Mermoz, S., Prieto, J.D., Planells, M., Morin, D., Koleček, T., Mouret, F., et al. (2024). Submonthly Assessment of Temperate Forest Clear-Cuts in Mainland France. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 17, 13743–13764.
- Pitkänen, S. (2000). Classification of vegetational diversity in managed boreal forests in eastern Finland. *Plant Ecology*, 146, 11–28.
- Pykälä, J. (2004). Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science*, 7, 29–34.
- Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., et al. (2018). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, 55, 267–278.

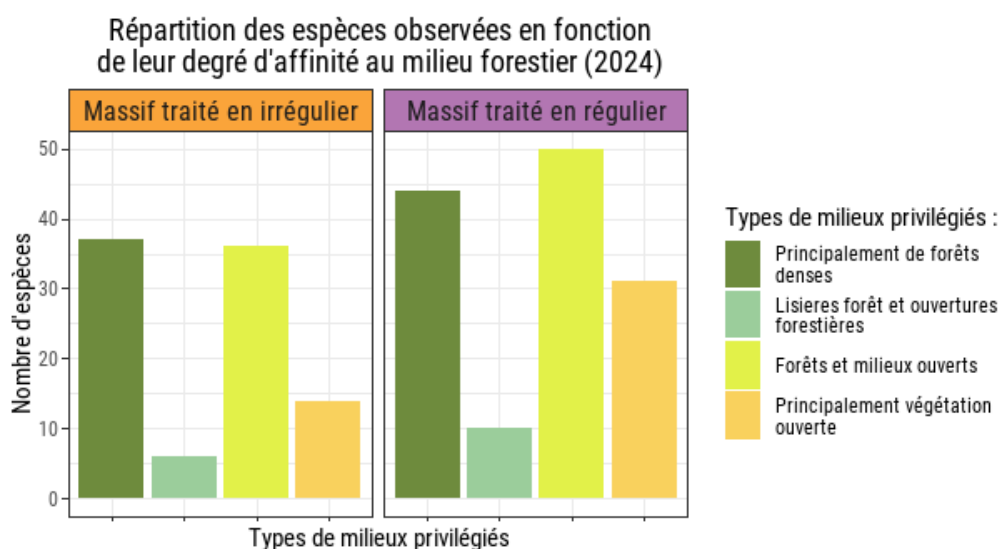
Annexes

Annexe 1 : Analyses à l'échelle du paysage : le massif forestier



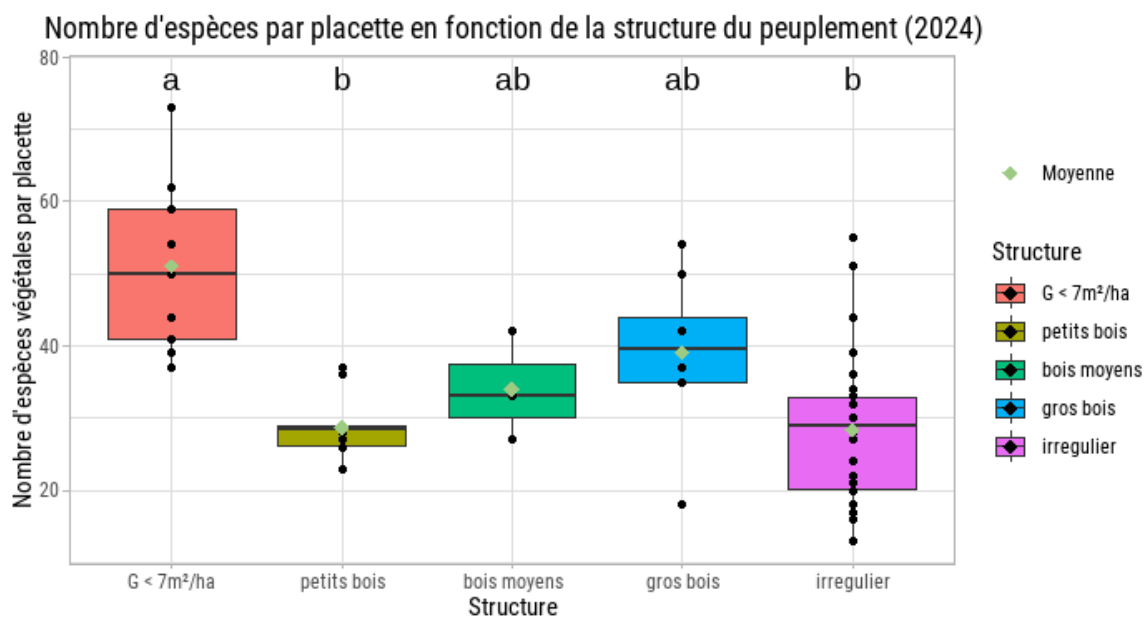
Annexe 1.1 : Nombre moyen d'espèces par placette (et barres d'erreurs) en fonction de la modalité de gestion (2024)

En 2024, les placettes du massif en gestion irrégulière comportent ainsi en moyenne 28 espèces, sur le massif en gestion régulière ce chiffre est de 39 espèces. Le nombre moyen d'espèces par placette est très significativement différent entre les modalités de gestion (2023 $p < 0.005$).

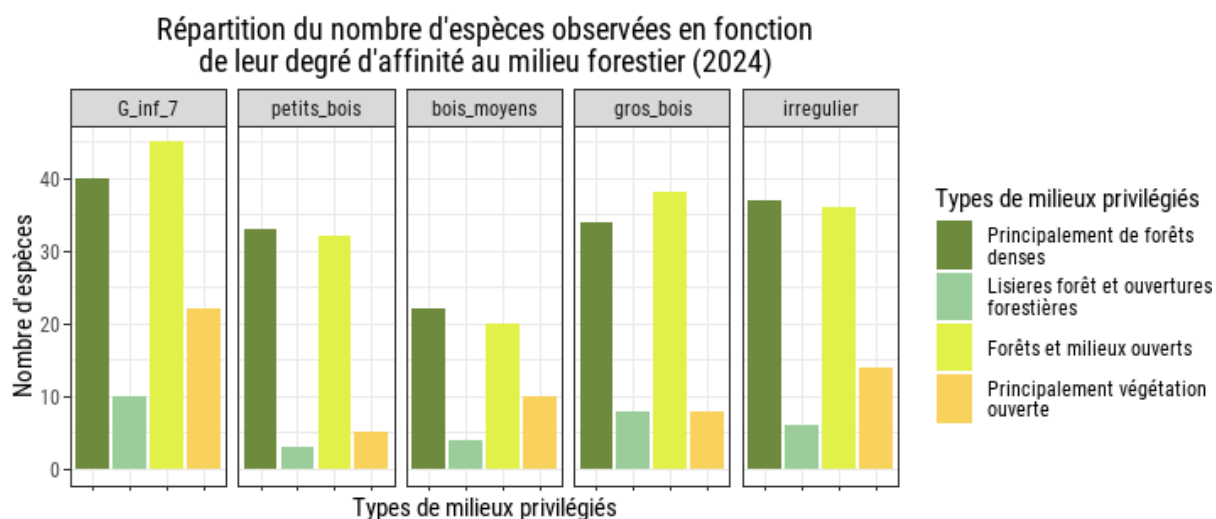


Annexe 1.2 : Répartition des espèces observées par massif en fonction de leur degré d'affinités au milieu forestier (2024)

Annexe 2 : Analyses à l'échelle du paysage : la mosaïque de peuplements

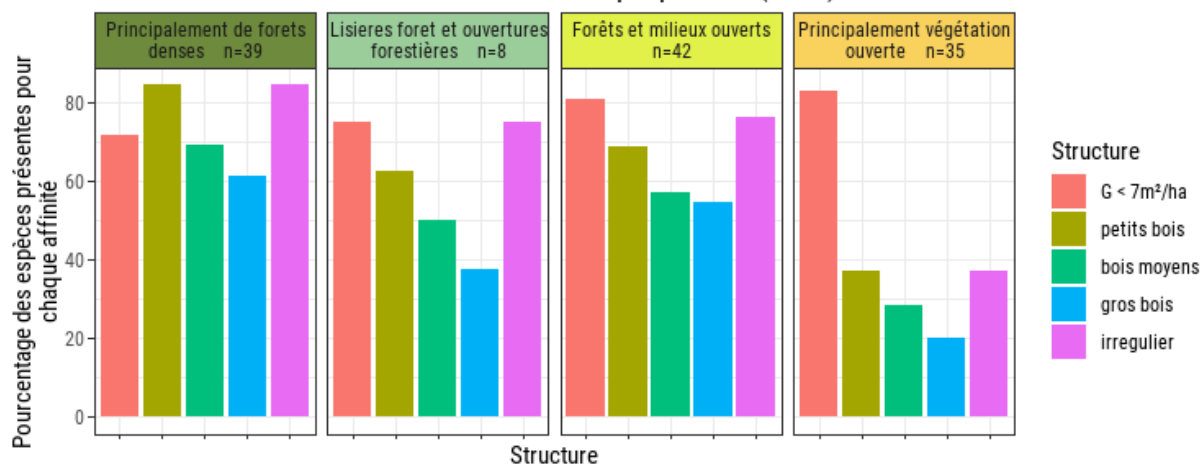


Annexe 2.1 : Nombre d'espèces par placette en fonction de la structure du peuplement (2024)



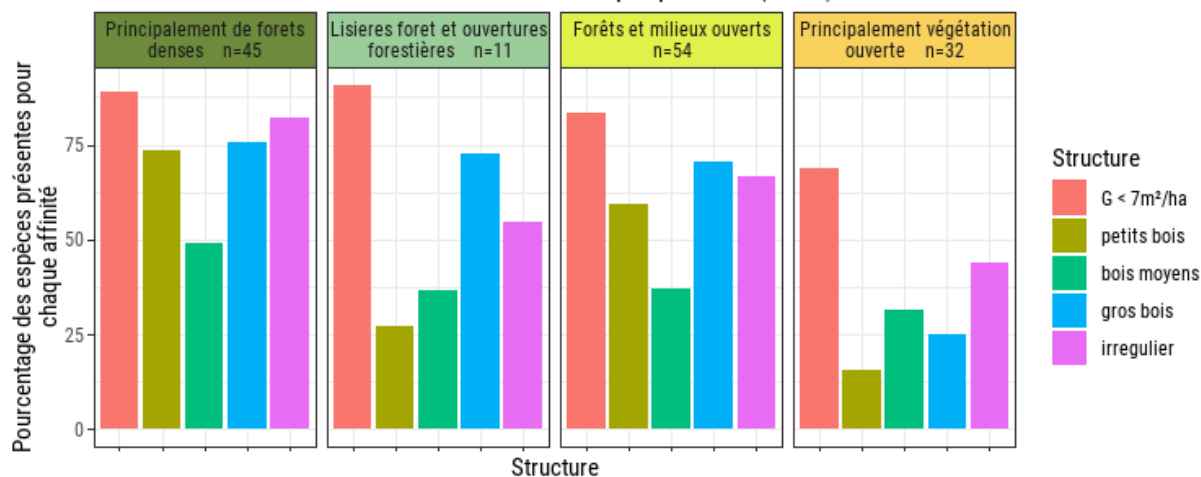
Annexe 2.2 : Répartition du nombre d'espèces observées en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2024)

Part du total d'espèces représentées pour chaque affinité au milieu forestier selon la structure du peuplement (2023)



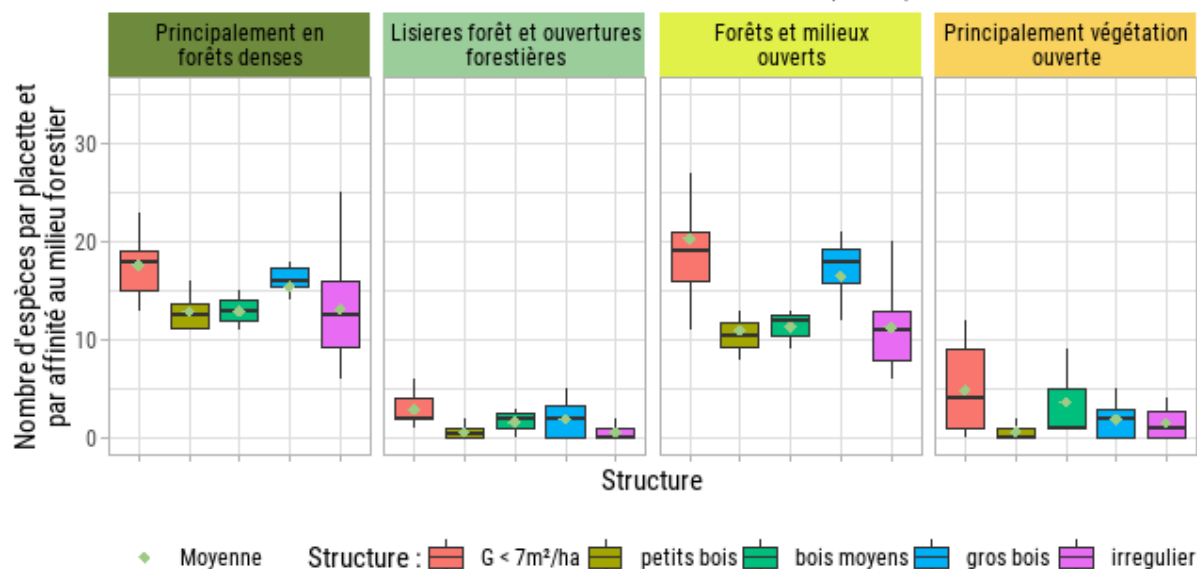
Annexe 2.3 Part du total d'espèces représentées pour chaque affinité au milieu forestier selon la structure du peuplement (2023)

Part du total d'espèces représentées pour chaque affinité au milieu forestier selon la structure du peuplement (2024)



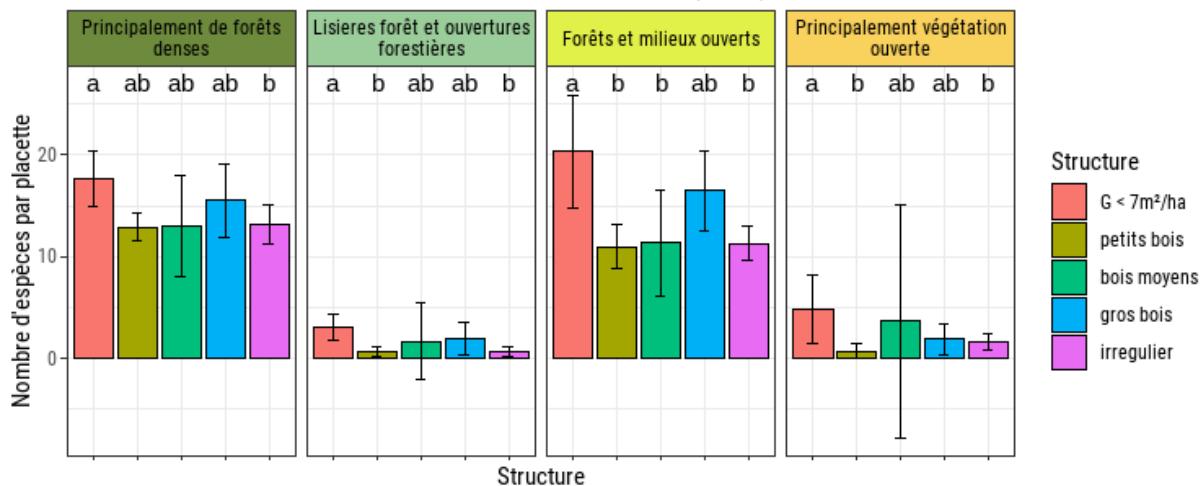
Annexe 2.4 Part du total d'espèces représentées pour chaque affinité au milieu forestier selon la structure du peuplement (2024)

Nombre d'espèces par placette en fonction de la structure et de l'affinité au milieu forestier (2024)



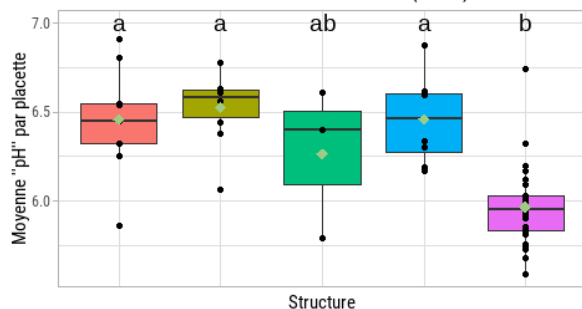
Annexe 2.5 Nombre d'espèces par placette et par affinité au milieu forestier en fonction de la structure (2024)

Nombre d'espèces par placette en fonction de la structure et de l'affinité au milieu forestier (2024)

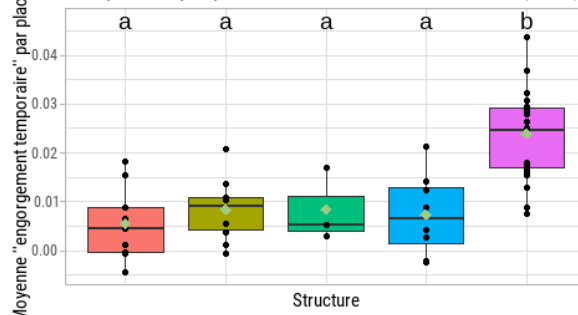


Annexe 2.6 : Nombre d'espèces par placette en fonction et leur affinité au milieu forestier et de la structure (2024)

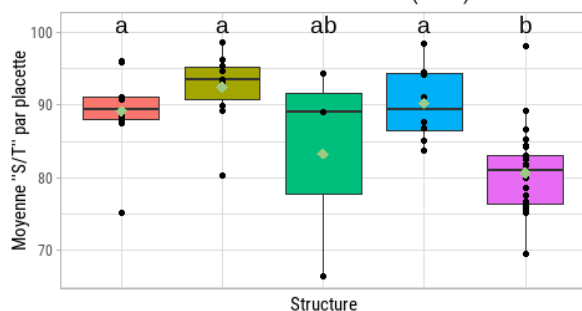
Moyenne de la valeur bio-indiquée de "pH" par placette en fonction de la structure (2024)



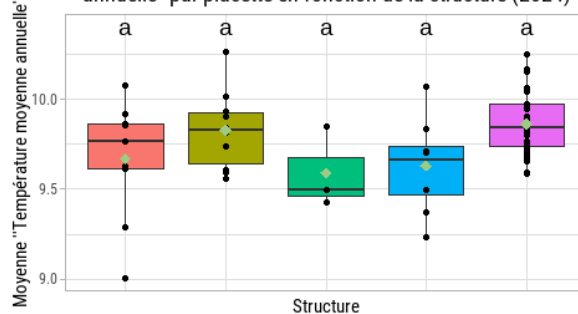
Moyenne de la valeur bio-indiquée d' "engorgement temporaire" par placette en fonction de la structure (2024)



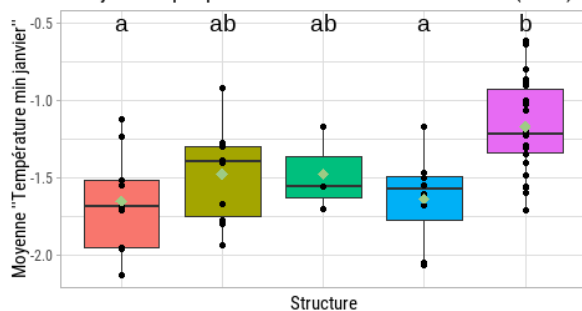
Moyenne de la valeur bio-indiquée de "S/T" par placette en fonction de la structure (2024)



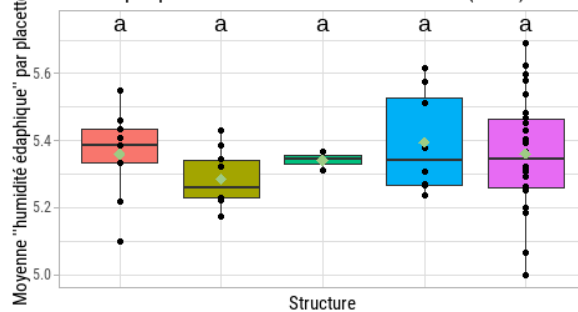
Moyenne de la valeur bio-indiquée de "température moyenne annuelle" par placette en fonction de la structure (2024)



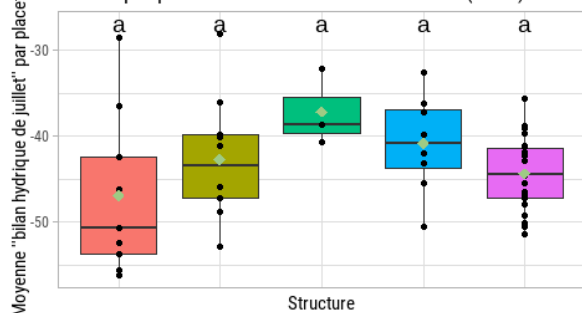
Moyenne de la valeur bio-indiquée de "température minimale de janvier" par placette en fonction de la structure (2024)



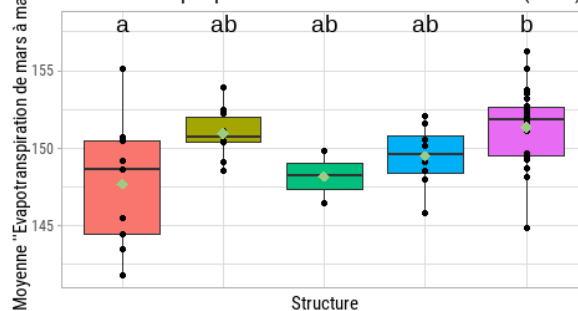
Moyenne de la valeur bio-indiquée d' "humidité édaphique" par placette en fonction de la structure (2024)

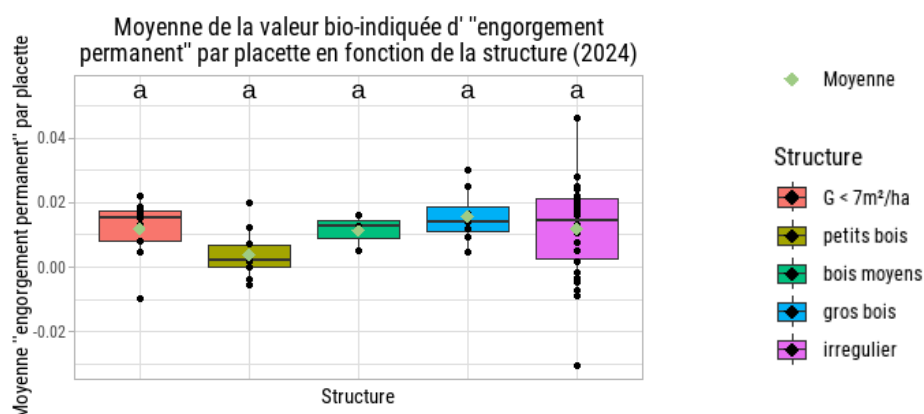


Moyenne de la valeur bio-indiquée de "bilan hydrique de juillet" par placette en fonction de la structure (2024)

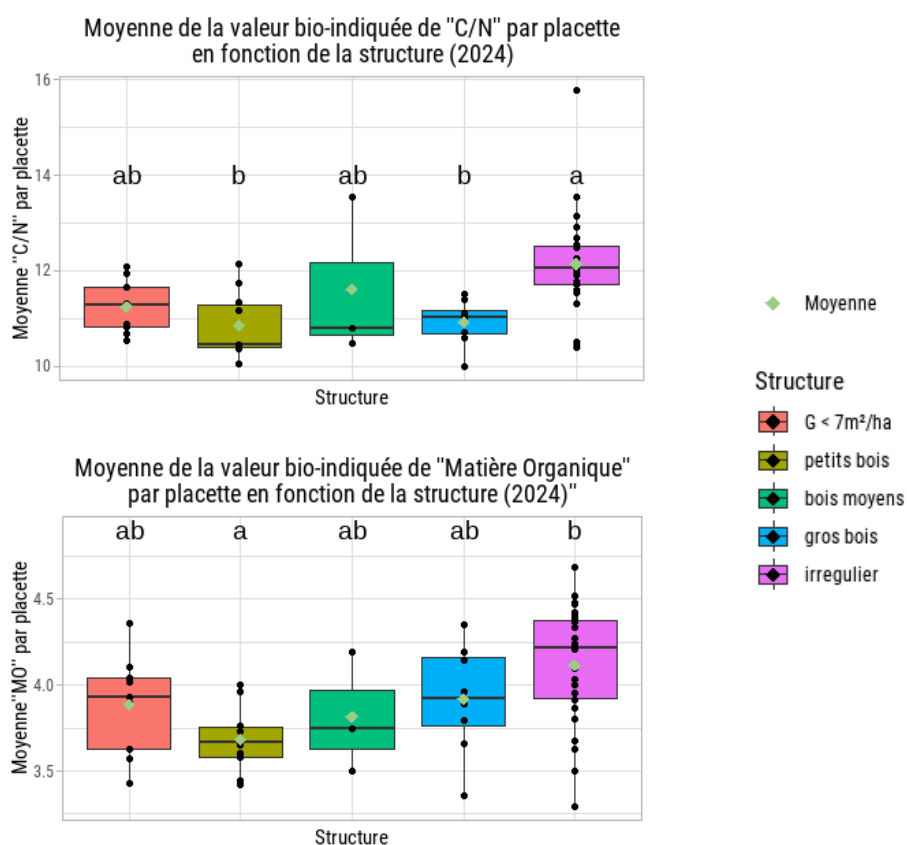


Moyenne de la valeur bio-indiquée d' "évapotranspiration de mars à mai" par placette en fonction de la structure (2024)

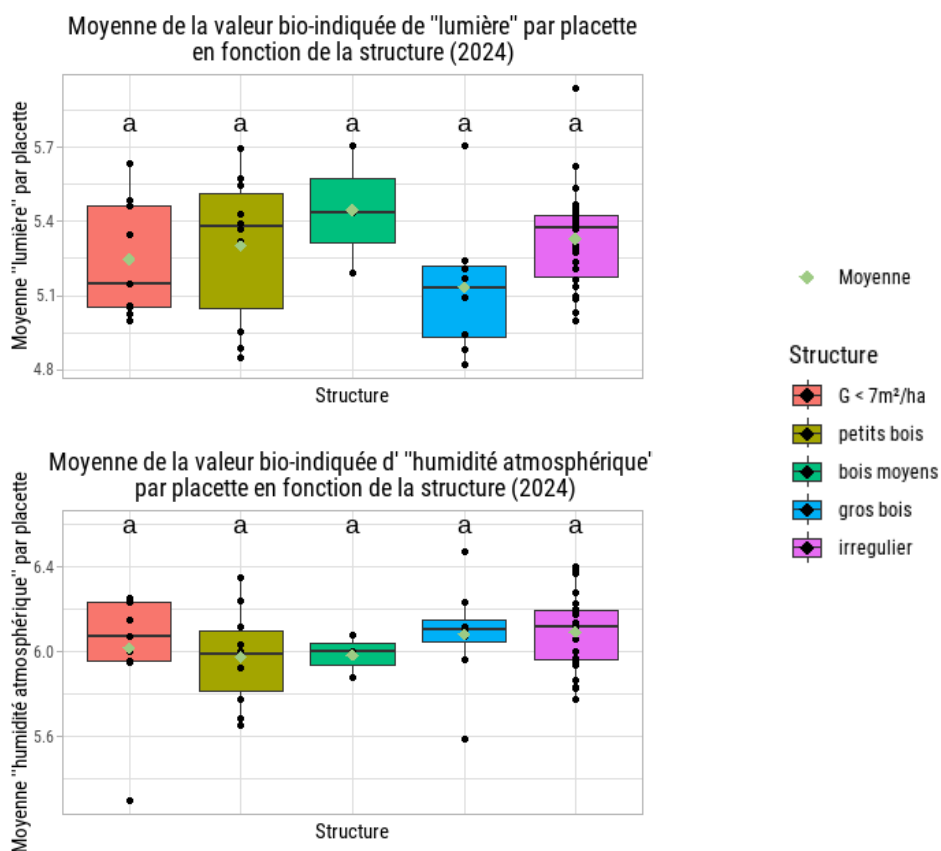




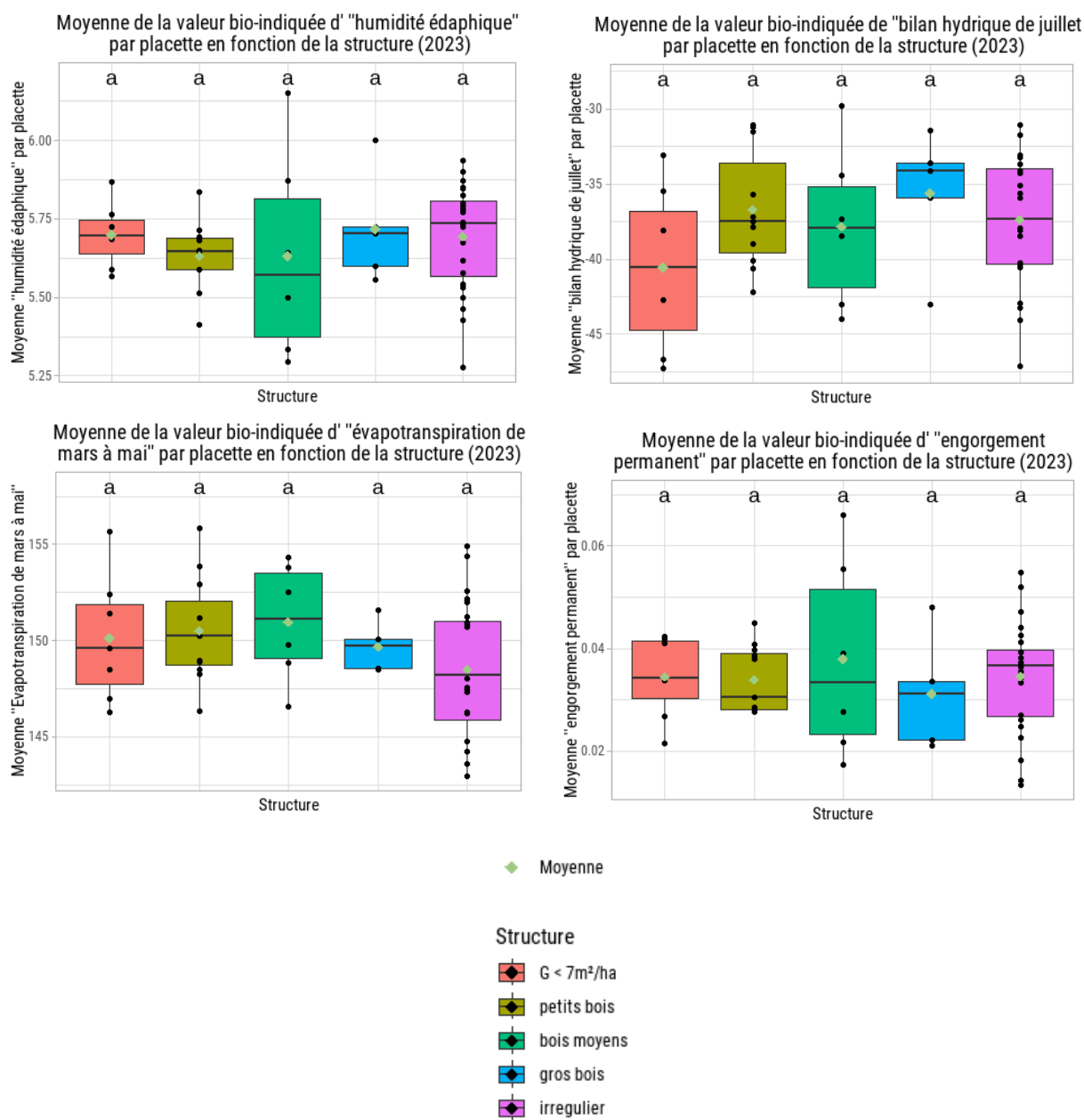
Annexe 2.7 Moyennes de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve et Ecoplant) (2024)



Annexe 2.8 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve et Ecoplant) (2024)



Annexe 2.9 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve) (2024)



Annexe 2.10 : Moyenne de valeurs bio-indiquées par placette en fonction de la structure du peuplement (BDD Julve et Ecoplant) (2023)

Annexe 3 : Rôle des paramètres dendrométriques

Annexe 3.1 :

Le modèle⁴ : Nombre d'espèces par placette ~ structure du peuplement + pourcentage de couvert +
 (1 | massif) + (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
structure	542.34	135.59	4	63.932	2.1928	0.0797065
pourcentage_de_couvert	894.90	894.90	1	112.973	14.4731	0.0002312
---						***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						

Résultats du modèle linéaire mixte du nombre d'espèces par placette en fonction de la structure et
 du pourcentage de couvert :

Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	45.78	35.56 – 56.01	<0.001
Structure [G_inf_7]	9.12	1.70 – 16.54	0.016
Structure [gros_bois]	2.57	-4.62 – 9.75	0.480
Structure [irregulier]	0.78	-5.84 – 7.40	0.816
Structure [petits_bois]	1.35	-5.01 – 7.70	0.675
pourcentage de couvert	-0.16	-0.24 – -0.08	<0.001
Random Effects			
σ^2	61.83		
τ_{00} US	7.76		
τ_{00} massif	8.71		
ICC	0.21		
N _{US}	14		
N _{massif}	5		
Observations	120		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.302 / 0.449		

⁴ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Annexe 3.2 :

Le modèle⁵ : Nombre d'espèces ayant une préférence pour les milieux ouverts par placette ~ structure
du peuplement + (1| Station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)	
structure	42.254	10.563	4	95.698	3.0153	0.021701	*
pourcentage_de_couvert	48.751	48.751	1	112.711	13.9158	0.000301	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1							

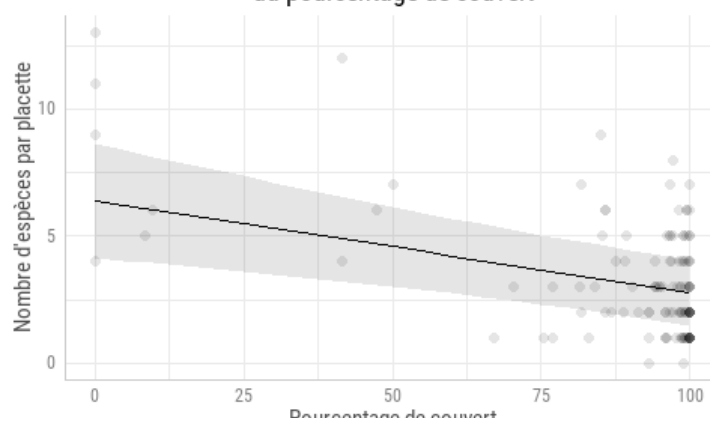
Résultats du modèle linéaire mixte du nombre d'espèces ayant une préférence pour les milieux ouverts par placette en fonction de la structure et du pourcentage de couvert :

<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	6.39	4.14 – 8.63	<0.001
Structure [G_inf_7]	1.90	0.18 – 3.62	0.031
Structure [gros_bois]	-0.08	-1.71 – 1.56	0.927
Structure [irregulier]	-0.41	-1.80 – 0.97	0.555
Structure [petits_bois]	0.10	-1.40 – 1.60	0.895
pourcentage de couvert	-0.04	-0.06 – -0.02	<0.001
Random Effects			
σ^2	3.50		
$\tau_{00\text{ US}}$	0.21		
ICC	0.06		
N_{US}	14		
Observations	120		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.352 / 0.389		

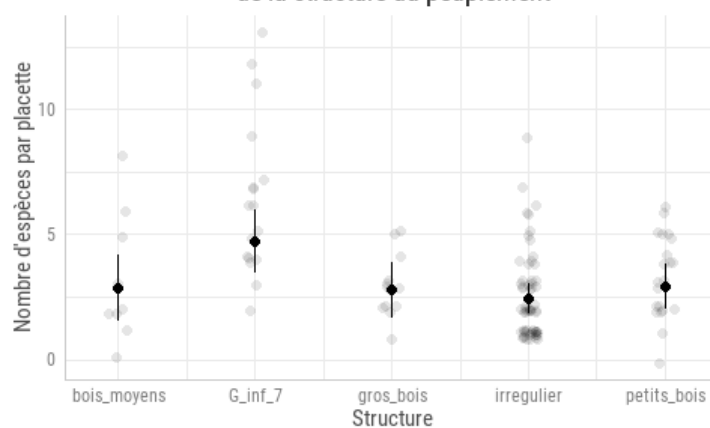
⁵ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Prédiction ajustée linéaire du nombre d'espèces ayant une préférence pour les milieux ouverts par placette en fonction du pourcentage de couvert et de la structure du peuplement :

Prédiction ajustée linéaire du nombre d'espèces ayant une préférence pour les milieux ouverts par placette en fonction du pourcentage de couvert



Prédiction ajustée linéaire du nombre d'espèces ayant une préférence pour les milieux ouverts par placette en fonction de la structure du peuplement



Annexe 3.3 :

Le modèle⁶ : Moyenne de la valeur bio-indiquée d'affinité de la flore à la lumière par placette ~
 pourcentage de couvert + (1 | massif) + (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
pourcentage_de_couvert	0.53213	0.53213	1	113.94	18.765	3.199e-05 ***

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Résultats du modèle linéaire mixte de la moyenne de la valeur bio-indiquée d'affinité de la flore à la lumière par placette fonction du pourcentage de couvert :

as.numeric(moy_lumiere)			
Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	5.52	5.32 – 5.73	<0.001
pourcentage de couvert	-0.00	-0.00 – -0.00	<0.001
Random Effects			
σ^2	0.03		
$\tau_{00 \text{ US}}$	0.00		
$\tau_{00 \text{ massif}}$	0.03		
ICC	0.52		
N_{US}	14		
N_{massif}	5		
Observations	120		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.082 / 0.560		

⁶ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Annexe 3.4 :

Le modèle⁷ : Moyenne de la valeur bio-indiquée de température minimale de janvier par placette ~
 pourcentage de couvert + (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
pourcentage_de_couvert	0.91219	0.91219	1	115.49	7.9669	0.005611 **

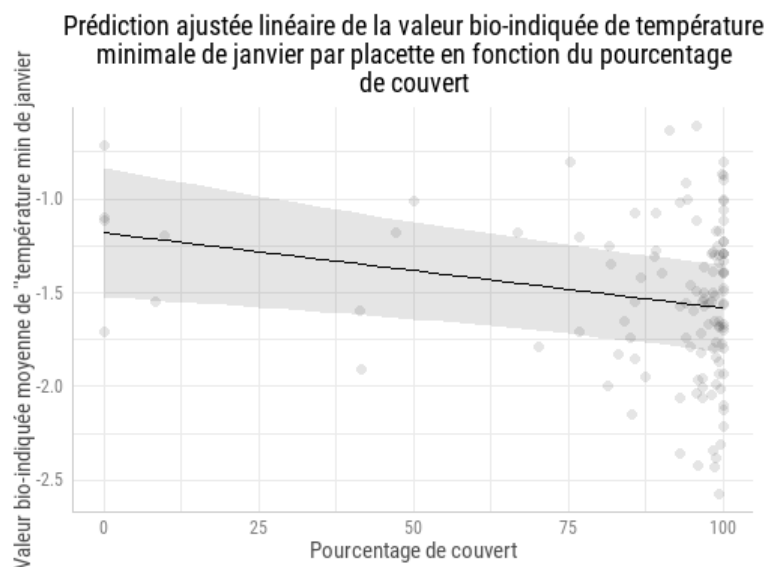
 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Résultats du modèle linéaire mixte de la moyenne de la valeur bio-indiquée de température minimale
 de janvier par placette en fonction du pourcentage de couvert :

Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	-1.18	-1.53 – -0.84	<0.001
pourcentage de couvert	-0.00	-0.01 – -0.00	0.006
Random Effects			
σ^2	0.11		
τ_{00} US	0.00		
τ_{00} massif	0.06		
N _{US}	14		
N _{massif}	5		
Observations	120		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.068 / NA		

⁷ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Prédiction ajustée linéaire de la valeur bio-indiquée de température minimale de janvier par placette en fonction du pourcentage de couvert :



Annexe 3.5 :

Le modèle⁸ : Moyenne de la valeur bio-indiquée de température moyenne annuelle par placette ~
pourcentage de couvert + (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
pourcentage_de_couvert	0.4495	0.4495	1	113.84	6.2953	0.01351 *

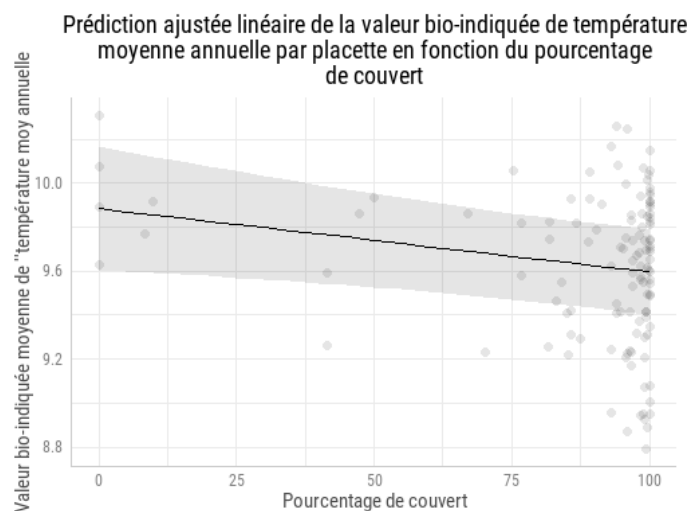
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Résultats du modèle linéaire mixte de la moyenne de la valeur bio-indiquée de température moyenne annuelle par placette en fonction du pourcentage de couvert :

as.numeric(valind_moy_TmoyA)			
Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	9.88	9.60 – 10.16	<0.001
pourcentage de couvert	-0.00	-0.01 – -0.00	0.013
Random Effects			
σ^2	0.07		
τ_{00} US	0.00		
τ_{00} massif	0.04		
ICC	0.39		
N _{US}	14		
N _{massif}	5		
Observations	120		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.035 / 0.411		

⁸ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Prédiction ajustée linéaire de la valeur bio-indiquée de température moyenne annuelle par placette
en fonction du pourcentage de couvert :



Annexe 3.6 :

Le modèle⁹ : Moyenne de la valeur bio-indiquée du rapport C/N par placette ~ traitement sylvicole +
 (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Traitement sylvicole	2.8744	2.8744	1	81.938	5.4748	0.02173 *

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Résultats du modèle linéaire mixte de la moyenne de la valeur bio-indiquée du rapport C/N par placette en fonction du traitement sylvicole :

Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	11.67	11.33 – 12.01	<0.001
modalite [regulier]	-0.44	-0.81 – -0.07	0.021
Random Effects			
σ^2	0.53		
$\tau_{00 \text{ US}}$	0.18		
ICC	0.26		
N_{US}	14		
Observations	120		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.063 / 0.303		

⁹ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

Annexe 3.7 :

Le modèle¹⁰ : Moyenne de la valeur bio-indiquée de matière organique par placette ~ traitement
 sylvicole + (1 | station)

Anova :

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Traitement sylvicole	0.78642	0.78642	1	117.89	10.245	0.001762 **

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

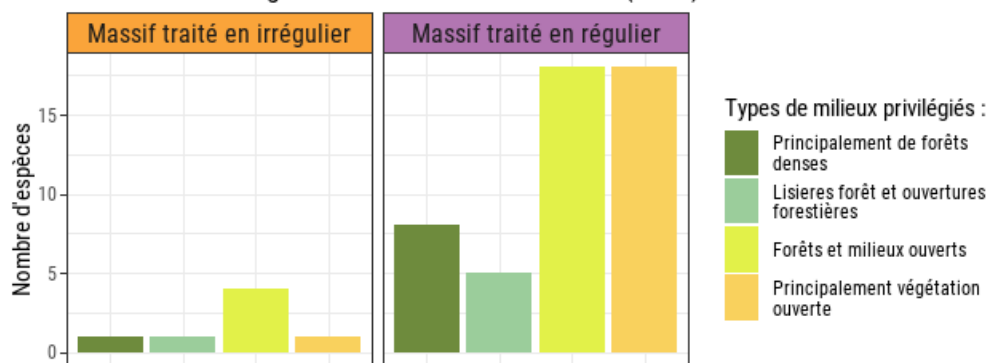
Résultats du modèle linéaire mixte de la moyenne de la valeur bio-indiquée de Matière organique par placette en fonction du traitement sylvicole :

<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	4.38	4.17 – 4.59	<0.001
modalite [regulier]	-0.25	-0.41 – -0.10	0.002
Random Effects			
σ^2	0.08		
τ_{00} US	0.12		
ICC	0.61		
N_{US}	14		
Observations	120		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.075 / 0.642		

¹⁰ Variable à expliquer ~ variables explicatives + variables aléatoires

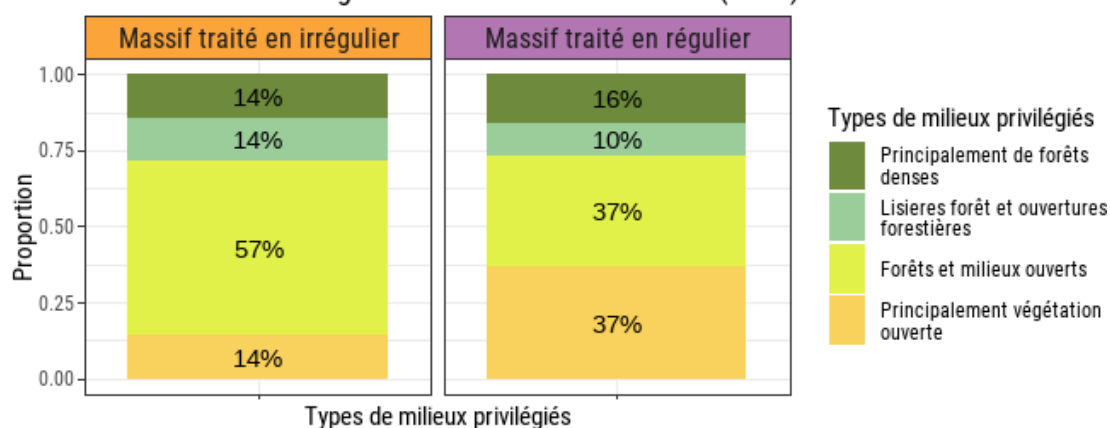
Annexe 4 : Résultats et analyses par sous-groupes

Répartition des espèces présentant uniquement dans 1 massif en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2024)

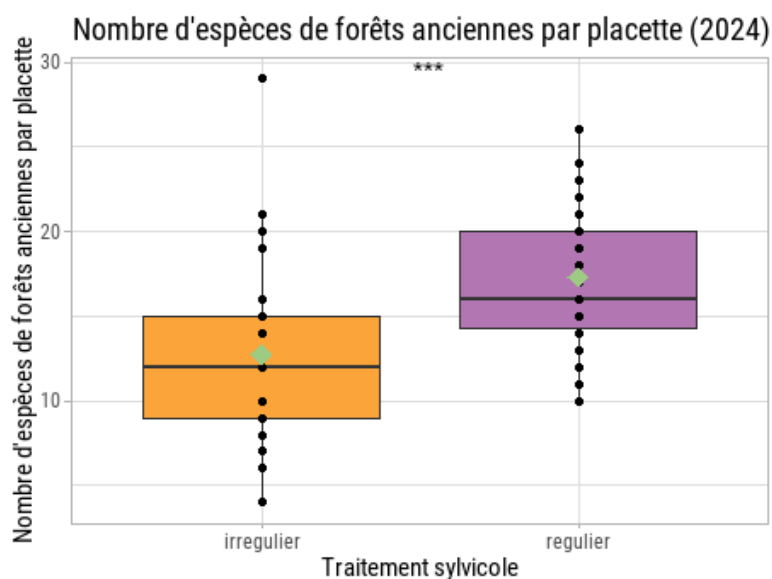


Annexe 4.1 : Répartition des espèces observées uniquement dans 1 des massifs en fonction de leur degré d'affinités au milieu forestier (2024)

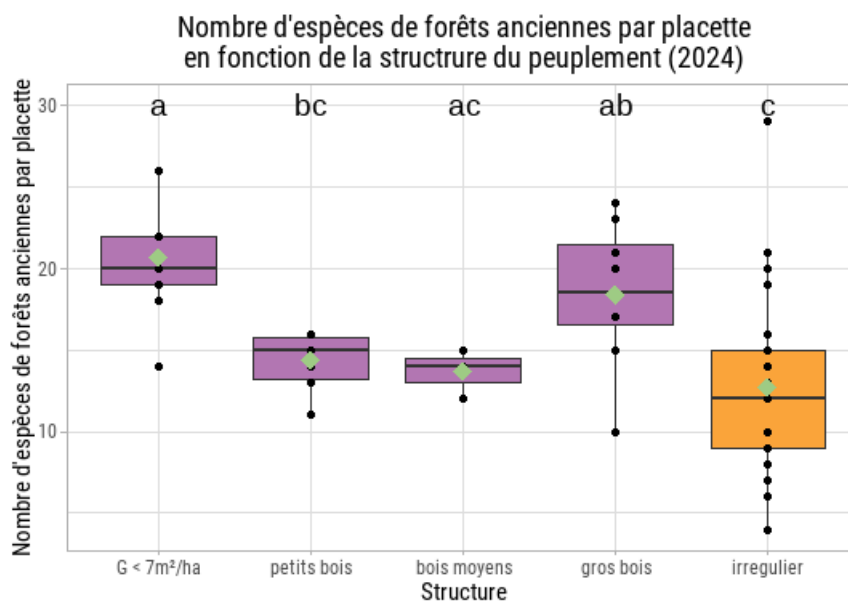
Proportion du nombre d'espèces observées uniquement dans 1 massif en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2023)



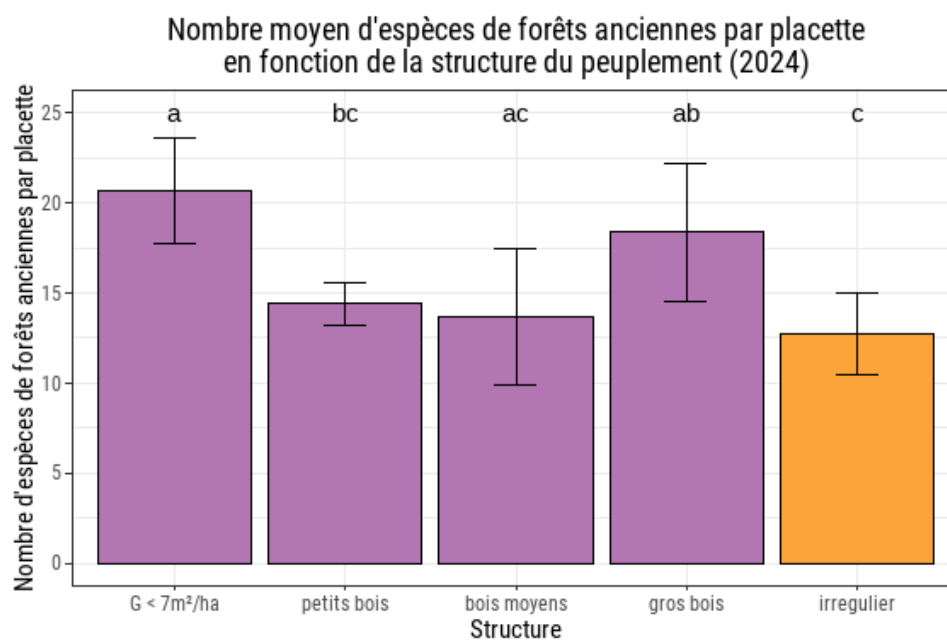
Annexe 4.2 : Proportion du nombre d'espèces observées uniquement dans 1 des massifs en fonction de leur degré d'affinité au milieu forestier (2024)



Annexe 4.3 : Nombre d'espèces de forêt anciennes par placette en fonction de la modalité de gestion du massif (2024)



Annexe 4.4 : Nombre moyen d'espèces de forêts anciennes par placette en fonction de la structure du peuplement (2024)



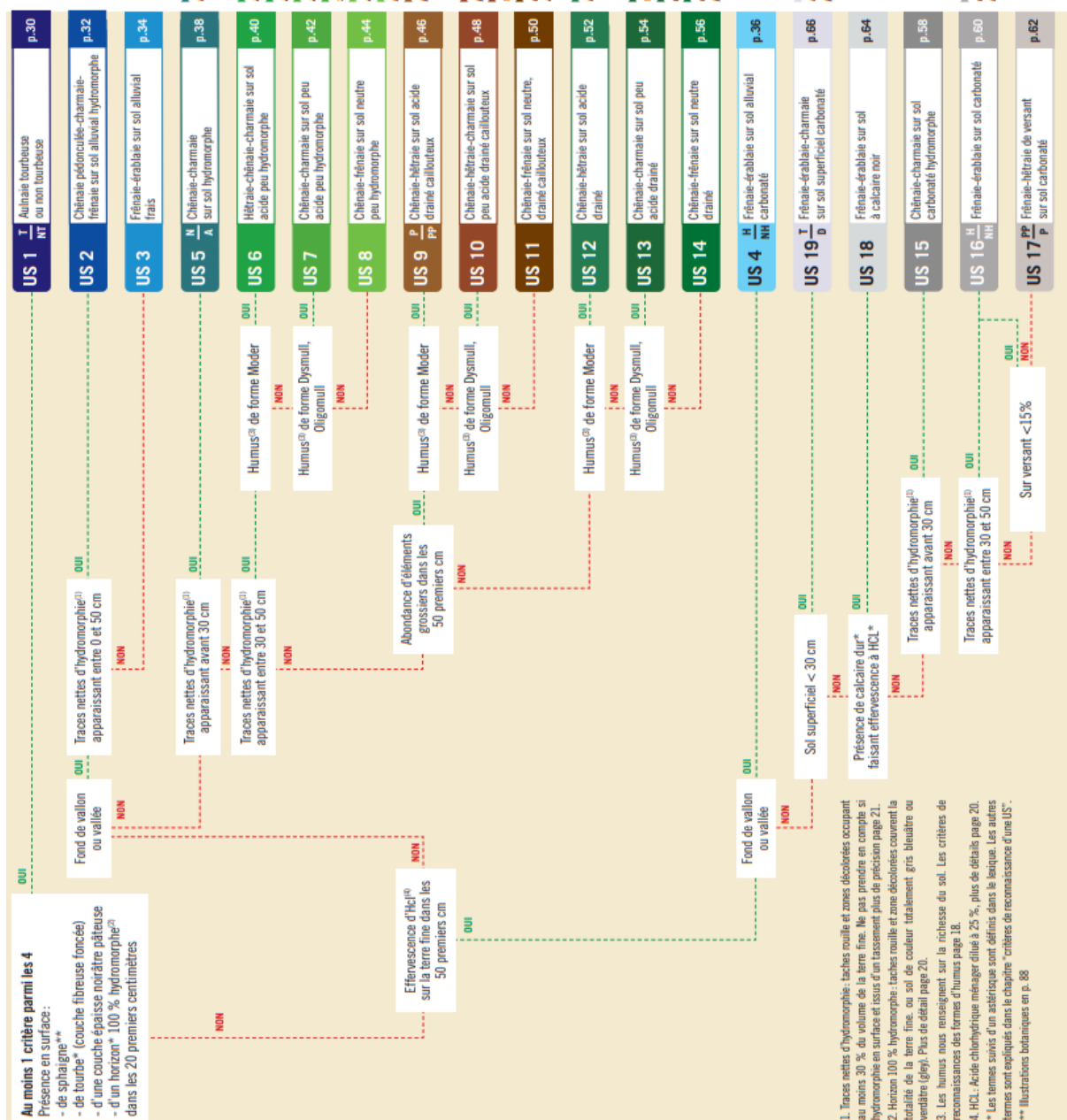
Annexe 4.5 : Nombre d'espèces de forêts anciennes par placette en fonction de la structure du peuplement avec barres d'erreurs (2024)

Annexe 5 : Clef de détermination des unités stationnelles (guides des stations CNPF)

Confusion possible

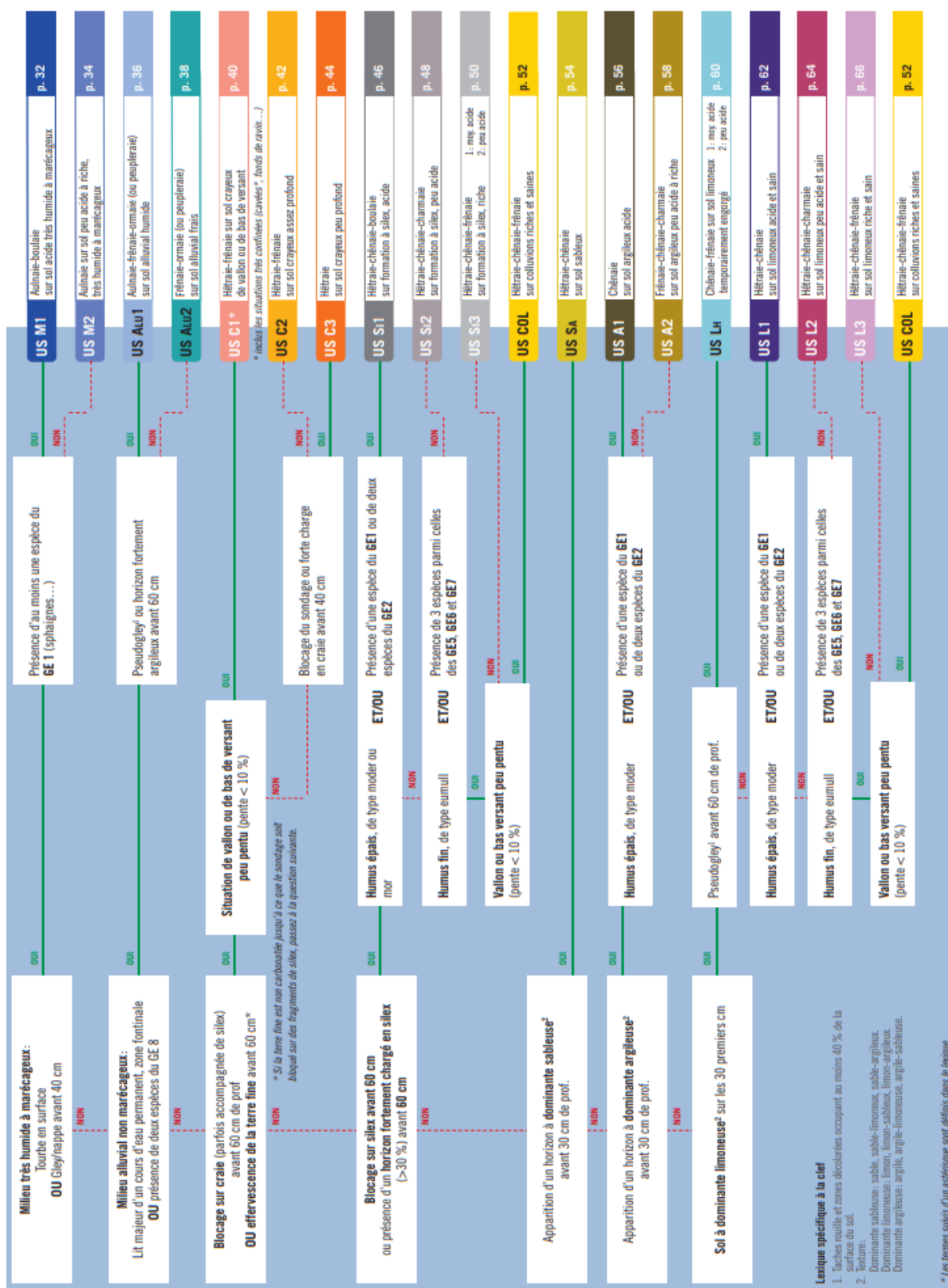
Dans cette rubrique, vous trouverez des indications permettant de remédier à une éventuelle confusion avec une unité stationnelle* aux caractéristiques proches. N'hésitez pas à vous servir de ces indications si vous n'êtes pas certain de votre diagnostic après utilisation de la clef de détermination. Ces indications sont aussi présentes dans la description de chaque unité stationnelle*.

- Si vous trouvez dans une cuvette ou dépression sur plateau voir si l'US 2 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'un horizon couvert à 100 % par des taches d'hydromorphie avant 40 cm ou abondance d'aaline voir si l'US 5 n'est pas plus adaptée.
- Si présence de 2 espèces des **UE1, UE2, UE3** voir si l'US 7 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'un horizon couvert à 100 % par des taches d'hydromorphie avant 40 cm ou abondance d'aaline voir si l'US 5 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce du **UE1** et/ou de 2 espèces des **UE5** voir si l'US 7 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce des **UE1** ou **UE2** ou **UE3** voir si l'US 10 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce du **UE1** et/ou 3 espèces du **UE5** voir si l'US 9 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce du **UE1** et/ou de 2 espèces des **UE2** et **UE3** voir si l'US 11 n'est pas plus adaptée.
- Si absence d'espèces des **UE1, UE2, UE3** voir présence d'1 espèce des **UE5** (excepté le chèvrefeuille), voir si l'US 10 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce des milieux (**UE1, UE2, UE3** voir si l'US 13 n'est pas plus adaptée).
- Si présence d'1 espèce du **UE1** et/ou abondance d'espèces du **UE5** voir si l'US 12 n'est pas plus adaptée.
- Si présence d'1 espèce du **UE1** et/ou de 2 espèces des **UE2** et **UE3** voir si l'US 14 n'est pas plus adaptée.
- Si présence de moins de 2 espèces des **UE1, UE2, UE3** et/ou présence d'1 espèce des **UE5** (excepté le chèvrefeuille) voir si l'US 13 n'est pas plus adaptée.
- Si la lamène bloque sur du calcaire entre 20 et 40 cm de profondeur (moins ou non franchissable) sur un plancher calcaire, reportez-vous à l'US 18 pour la variante 0 et à l'US 17 pour la variante 1.
- Si apparition d'un horizon couvert à 100 % par des taches d'hydromorphie avant 40 cm ou abondance d'aaline, vérifiez si l'US 15 n'est pas plus adaptée.



Annexe 5.1 : Clef de détermination du guide des stations forestières Ardenne primaire, Hainaut,

Thiérache, Champagne humide ardennaise

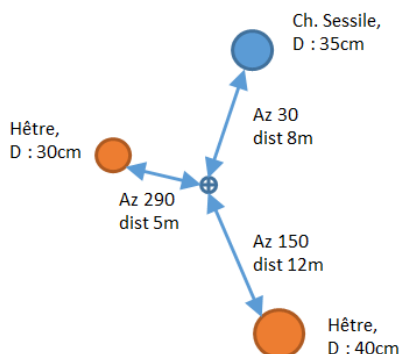


Annexe 5.2 : Clef de détermination du guide des stations forestières Artois, Ponthieu, Cambrésis, Santerre et Saint-Quentinois

Annexe 6 : Protocole

Placement du centre de la placette :

Localisation du centre de la placette semi-permanente entre les 2 campagnes de mesures : triangulation du centre avec l'azimut/distance à partir des 3 arbres de franc pied (minimum stade petit bois) en précisant l'essence et le diamètre. Dans le cas d'une plantation, localiser (azimut/distance) les 4 plants les plus proches en les marquant avec de la rubalise.



Mesures dendrométriques :

Mise en place de la placette sur le terrain

Positionner le centre de la placette à l'endroit indiqué par le GPS.

Matérialiser le centre de la placette en le localisant avec un piquet.

Installer le piquet du télémètre (transpondeur) au niveau du fer à béton, au centre de la placette.

Inventaire des arbres vivants > 17.5 cm de diamètre

Mesure des arbres vivants entrant dans le tour relascopique à partir du centre de la placette.

Facteur relascopique : facteur 1

Tableau indicatif :

Appréciation de la densité	Très peu dense TSF ruinés...	Peu dense (TSF...)	Dense	Très dense « hêtraies cathédrales »
Surface terrière – G – présumée	< 5 m ² /ha	5 à 20 m ² /ha	20 à 35 m ² /ha	> 35 m ² /ha
Facteur FST recommandé*	Pas de tour relascopique	1	2	4
Valeur de l'angle horizontal	-	1/50	√2/50	2/50

* certains appareils ont un facteur 0,5 pour les tiges de sous-étage, facteur peu usité

Tab. 1 : choix du facteur de surface terrière FST en fonction du peuplement

Limite Facteur 1 : si [Diamètre à 1m30 (en cm) < 2 * Distance arbre-centre (en m)] alors l'arbre n'est pas compté, il ne rentre pas dans la placette à angle fixe.

Pour chaque placette relascopique, renseigner sur le fichier Excel :

- Le nombre d'arbres par catégorie de diamètre (perche, petit bois, bois moyens, gros bois),
mesurer le diamètre au mètre ruban à 1m30 du sol pour les arbres limites
- L'essence dominante ainsi que les essences secondaires (>33% du nombre de plants mesurés)

Mesure de la couverture du peuplement :

Mesure du pourcentage de couvert avec le densiomètre : 4 mesures à effectuer → prise de mesure à une distance de 4m du centre de la placette en direction des 4 points cardinaux. La moyenne de ces mesures permettra une estimation du couvert.

Mode opératoire (cf notice de l'outil) : diviser mentalement chaque cellule du densiomètre en 4 sous-cellules. Compter chaque sous-cellule du densiomètre présentant un couvert.

NB : pour connaître le pourcentage de couverture, il faut multiplier le nombre de sous-cellules par 1,04 (car il y a 96 sous-cellules).

Mesure de la hauteur dominante :

Mesurer la hauteur des 3 arbres présentant le plus gros diamètre au vertex.

Mesure de la station :

A 2 mètres au nord du centre de la placette, réaliser un relevé de station.

Renseigner les informations stationnelles sur le tableau Excel dédié (menus déroulants) : exposition (azimut), pente (en pourcentage), situation topographique, alimentation en eau, compacité, pH à 20 cm, humus.

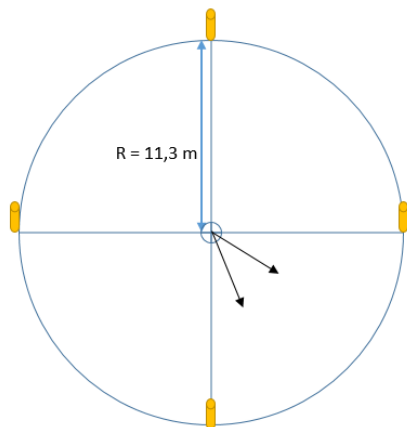
Creuser sur au moins 40 cm de sol et relever pour chaque horizon rencontré : épaisseur de l'horizon, texture, pourcentage d'éléments grossiers, effervescence à HCl, niveau d'hydromorphie.

Remarque : décaler le relevé s'il passe sur une zone dérangée (chemin, souche, etc.) cf perturbation en fin du protocole renecofor).

Mesure de la flore :

Placer les 4 piquets aux 4 points cardinaux à une distance de 11,3m du centre de la placette, ils matérialiseront les limites du cercle de mesure.

Inventaire complet de la flore vasculaire sur un disque de 400 m² centré sur le centre de la placette relascopique, soit un rayon de 11,3m.



Progresser en binôme sur chaque quartier en partant du centre vers l'extérieur du cercle. Si une nouvelle espèce est découverte en périphérie du cercle, vérifier au vertex qu'elle est bien à l'intérieur du cercle de 11,3m de rayon.

Les coefficients d'abondance-dominance doivent être attribués à chaque espèce pour chaque strate selon la méthode développée par le protocole Renecofor :

Abondance-dominance :

coefficient	R	+	1	2	3	4	5
recouvrement (%)	≤5			5-25	25-50	50-75	75-100
abondance (nombre d'individus ou touffes)	1	2 à 10	plus de 10	quelconque			
	réservé uniquement aux strates M, H, GL et AB	pour les strates AH et A, à réserver pour un seul individu en limite de bande					

L'inventaire est réalisé pour chaque strate de façon différenciée :

- Herbacée (plantes herbacées de toute hauteur et ligneuses de moins de 30 cm et/ou moins d'un an),
- Arbustive basse (ligneux de plus d'un an de 30 cm à 2 m),
- Arbustive haute (2 à 7 m),
- Arborée (plus de 7 m).

Strate	Arbres (A)	Arbustes hauts (AH)	Arbustes bas (AB)	herbacées (H)
type de peuplement	ligneux			herbacées et ligneux de moins de 30 cm de haut
hauteur	+ de 7 m	2 à 7 m	de 30cm à 2 m	toute hauteur (herbacé) et - de 30cm (ligneux)

Le recouvrement de chaque strate doit être estimé visuellement. Les semis de moins d'un an sont intégrés dans la strate herbacée. La strate muscinale (bryophytes) n'est pas observée.

Lorsque qu'un élément de l'environnement rend la placette « non-homogène », on parle de perturbation.

Les plus classiques sont : chablis, bord de ruisseau ou fossé, roche, terrain tassé, etc. Dans le relevé, lorsqu'une espèce n'est présente que dans une perturbation cela est spécifié (mais pas si elle apparaît également en-dehors). Noter les perturbations observées à l'échelle de la placette circulaire selon les codes ci-dessous :

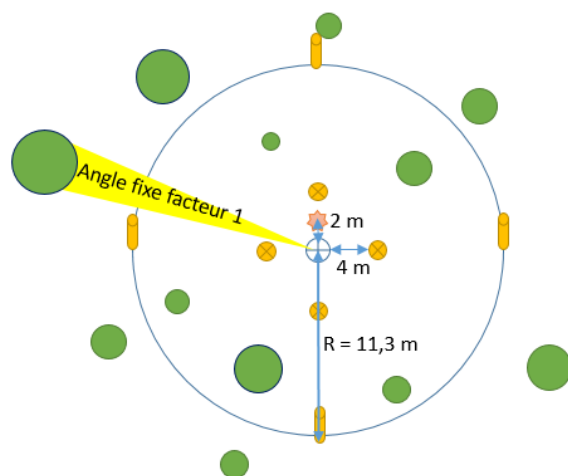
Types de per Signification	
1 - Bois mort	Tas de bois mort
2 - Souches	Grosses souches (diamètre de plus de 0,5 m)
3 - Rochers	Rochers
4 - Chemins	Chemins, sentiers et coulées
5 - Places à feu	Places à feu
6 - Débardage	Ornières et pistes de débardage
7 - Fossés humides	Fossés ou dépressions humides
8 - Fossés secs	Fossés ou dépressions secs
9 - Sanglier	Boutis de sanglier
10 - Trouées	Trouées dans la canopée
11 - Troncs	Troncs d'arbres chablis
12 - Houppiers au sol	Houppiers au sol
13 - Culées d'arbre chablis	Culées d'arbre chablis

Remarque : en cas de doute sur une espèce, préciser un identifiant de l'individu dans la case commentaire, qui correspond à l'identifiant de sa photo et/ou de la pochette d'échantillonnage. Identifier au bureau l'espèce en question.

Matériel nécessaire :

- Dendrométrie et couverture : mètre ruban, relascope facteur 1, vertex, densiomètre, rubalise, marteau, piquet métallique.
- Station : HCl, tarière, guide des stations, pH-mètre colorimétrique, boussole/clisimètre.
- Flore : 4 piquets métalliques, flore forestière, PlantNet, pochettes plastiques, post-it et crayons.

Schéma bilan :



-  Mesure station
-  Mesures couverture
-  arbre
-  3+ gros arbres – mesure de hauteur
-  Piquets pour matérialiser la placette botanique
-  Centre de la placette



CNPF Hauts-de-France-Normandie

Site des Hauts-de-France

96 rue Jean Moulin – 80000 Amiens

Tél. 03 22 33 52 00

Coordination : Jimmy Bonigen (Institut pour le Développement Forestier) et Valentin Higuët (CNPF)

Rédaction : Charlotte Engels (CNPF) et Valentin Higuët (CNPF)

Nos remerciements à l'équipe technique du CNPF Hauts-de-France-Normandie pour leur appui.

Réalisation et édition : 2025 – CNPF

Crédits photo : 1^{re} de couverture : Charlotte Engels © CNPF / 4^e de couverture : Jimmy Bonigen © CNPF



Document réalisé avec l'appui financier de la région Hauts-de-France

