



HAL
open science

Étude du rôle des facteurs écologiques locaux dans la conservation de la biodiversité: exemple de la ripisylve du Ciron.

Amandine Acloque

► **To cite this version:**

Amandine Acloque. Étude du rôle des facteurs écologiques locaux dans la conservation de la biodiversité: exemple de la ripisylve du Ciron.. Sylviculture, foresterie. Université de Bordeaux, 2023. Français. NNT : 2023BORD0291 . tel-04347703

HAL Id: tel-04347703

<https://theses.hal.science/tel-04347703>

Submitted on 15 Dec 2023

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

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



THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE
DOCTEUR
DE L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ECOLE DOCTORALE SCIENCES ET ENVIRONNEMENTS
ÉCOLOGIE ÉVOLUTIVE, FONCTIONNELLE ET DES COMMUNAUTÉS

Par **Amandine ACLOQUE**

**Etude du rôle des facteurs écologiques locaux
dans la conservation de la biodiversité :
exemple de la ripisylve du Ciron**

Sous la direction de : Frédéric Revers

Soutenue le 10 Novembre 2023

Membres du jury :

Frédéric REVERS
Frédéric ARCHAUX
Déborah CLOSSET-KOPP
Emmanuel CORCKET
Annie OUIN
Yves BRUNET

Chargé de Recherche
Ingénieur en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts
Maîtresse de Conférence
Professeur des Universités
Professeure
Directeur de Recherche

INRAE Bordeaux
INRAE Val de Loire
Université de Picardie
Aix Marseille Université
INP Toulouse
INRAE Bordeaux
Directeur
Rapporteur
Rapportrice
Président du Jury
Examinatrice
Examineur

*A mes parents et à mon frère.
A mon grand père qui veille sur moi,
pour toi mon Ông Ngoai...*

Titre : Etude du rôle des facteurs écologiques locaux dans la conservation de la biodiversité : exemple de la ripisylve du Ciron

Résumé :

L'érosion de la biodiversité est un fait avéré. Parmi les facteurs en cause se trouvent notamment la dégradation, la perte et la fragmentation des habitats. Pour faire face à cette crise de la biodiversité, il semble nécessaire de développer des outils et de mettre en place des stratégies de gestion et de conservation adaptées à différentes échelles spatiales, du paysage à des échelles plus fines telle que l'échelle locale. En milieu forestier, les forêts de ripisylve sont des milieux à forte valeur écologique et souvent situées au cœur de forêts de plantation où la gestion sylvicole agit sur la composition et la structure des peuplements. Il apparaît donc fondamental de mieux comprendre le rôle des facteurs écologiques impliqués dans la conservation de la biodiversité au niveau de ces zones d'intérêt.

En prenant comme système d'étude la ripisylve du Ciron, un site intégré au réseau européen Natura 2000 au cœur du massif forestier des Landes de Gascogne constitué de plantations monospécifiques de pin maritime (Nouvelle-Aquitaine), ce projet de thèse vise à mesurer les réponses de la biodiversité aux caractéristiques écologiques d'habitats forestiers. Ainsi, par le biais de transects transversaux au Ciron (de la ripisylve au plateau landais), des relevés associés au microclimat, aux microhabitats des arbres et du sol ainsi qu'à la structure tridimensionnelle et à la composition des peuplements forestiers ont été réalisés afin de confronter ces variables environnementales aux métriques de biodiversité issues d'un échantillonnage multi-taxa (oiseaux, plantes, lichens, coléoptères carabiques, araignées, abeilles sauvages).

L'objectif de ce projet de thèse est donc (i) de mieux connaître et comprendre les relations entre assemblage et distribution de la biodiversité et facteurs écologiques à l'échelle locale mais également (ii) de mettre en avant le rôle fondamental et essentiel des forêts de ripisylve et la nécessité de les conserver, notamment dans ces matrices paysagères à forte intensité de gestion. Pour répondre à ces objectifs, cette thèse a été structurée en trois chapitres.

Le chapitre 1 met en avant les profils de microhabitats associés aux arbres, ou dendro-microhabitats (DMH) - connus pour jouer un rôle fondamental dans la conservation de la biodiversité - dans les différents peuplements forestiers de la vallée du Ciron et la contribution essentielle des ripisylves dans l'approvisionnement en DMH au cœur des forêts de plantation intensivement gérées.

Le chapitre 2 présente l'élaboration d'un protocole, à partir de la littérature existante, qui a permis de mettre en avant le lien entre la structure des communautés d'invertébrés (coléoptères carabiques et araignées notamment) et les caractéristiques associées aux microhabitats du sol forestier, en soulignant notamment l'importance du type de recouvrement du sol, de la diversité de la végétation et de la micro-structure. L'échantillonnage

des invertébrés a également permis de souligner la présence d'espèces menacées et quasi-menacées à l'échelle nationale, et d'espèces déterminantes ZNIEFF en Nouvelle-Aquitaine.

Enfin, le dernier chapitre présente les relations entre microclimat, structure tridimensionnelle des peuplements et biodiversité, notamment la végétation de la strate herbacée, les lichens arboricoles et les abeilles sauvages. Nos résultats ont montré l'effet "cooling" des ripisylves par rapport aux plantations mais également l'effet significatif des variables de structure forestières et microclimatiques sur la diversité des communautés végétales et lichéniques.

L'ensemble de nos résultats a permis de souligner l'importante contribution des ripisylves pour la conservation de la biodiversité au sein du massif des Landes de Gascogne et la nécessité de développer des actions de conservation (via des schémas de gestion adaptés et efficients) à l'échelle locale aussi bien au niveau des ripisylves que des peuplements de plantation en sensibilisant les acteurs locaux.

Mots clés : Microhabitats, Microclimat, Structure forestière, Ripisylve, Forêt de plantation, Vallée du Ciron

**Title : Study of local ecological factors role on biodiversity conservation :
example of the Ciron riparian forest**

Abstract :

The loss of biodiversity is a well established fact. The main factors involved are the deterioration, loss and fragmentation of habitats. To tackle this biodiversity crisis, it appears necessary to develop tools and put in place adapted management and conservation strategies at different spatial scales, from the landscape scale to finer scales, such as the local level. In forested areas, riparian forests are ecologically valuable natural habitats and are often embedded in plantation forests where forest managing practices impact stands composition and structure. It is therefore essential to enhance our understanding of the role of ecological factors involved in biodiversity conservation in these areas of interest.

Using the Ciron riparian forest as a case study, included in the European Natura 2000 Network in the Landes de Gascogne forested massif covered by maritime pine mono-specific plantations (Nouvelle-Aquitaine, Southwestern France), this thesis project aims to study biodiversity responses to the ecological characteristics of forest habitats. Thus, through transects perpendicular to the Ciron river (from the riparian forest to the plateau), field surveys of microclimate, tree-related and soil-related microhabitats and stand three-dimensional structure and composition were performed in order to link these environmental variables with biodiversity metrics stemming from a multi-taxa sampling (birds, plants, lichens, carabid beetles, spiders, wild bees).

This thesis project aims to (i) enhance our knowledge and understanding of the relationships between biodiversity assemblage and distribution and ecological factors at local scale, but also to (ii) highlight the essential role of riparian forests and the need for preserving them, in particular in landscapes under strong management pressure. To meet these objectives, this thesis project has been structured in three chapters.

Chapter 1 highlights tree-related microhabitat (TreMs) profiles - known to play a key role in forest biodiversity conservation - in different forest stand types of the Ciron valley and underlines the essential contribution of riparian forests to TreM supply in a highly managed plantation forest matrix.

Chapter 2 presents a protocol drawn up on existing literature, thus making it possible for us to highlight the relationships between invertebrate communities (carabid beetle and spiders) and forest soil-related microhabitat characteristics. In particular, our results underlined the importance of ground cover, plant diversity and micro-structure. Invertebrate samplings revealed the presence of endangered and near-threatened species at national level but also the presence of key species in the ZNIEEF inventory in Nouvelle-Aquitaine.

Finally, the last chapter presents the relationships between microclimate, forest stands three-dimensional structure and composition and biodiversity, in particular plants, arboreal lichens and wild bees. Our results underlined the cooling effect of riparian forests

compared to plantation stands but they also highlighted the significant effect of microclimatic and forest structure variables on the diversity of lichen and plant communities.

Altogether, our results have highlighted the essential riparian forest contribution to biodiversity conservation in the Landes de Gascogne forest. They also underlined the need for developing conservation measures (through appropriate and effective management schemes) at local level, both for riparian forests and plantation stands, by raising the awareness of local stakeholders, such as forest managers and owners and local populations.

Keywords : Microhabitats, Microclimate, Forest structure, Riparian forest, Plantation forest, Ciron Valley

Unité de recherche

UMR 1202 - BIOGECO - BIODiversité, GENes et COmmunautés

INRAE - Institut National de la Recherche Agronomique
Campus de recherche et Innovation Forêt-Bois
69 route d'Arcachon
33610 CESTAS, FRANCE

Université de Bordeaux
Bâtiment B2 - RdC Est et 1er étage Ouest
Allée Geoffroy St-Hilaire
CS 50023 - 33615 PESSAC, FRANCE

Remerciements



Ces trois ans de thèse auront été une belle aventure professionnelle et humaine dont je ressors enrichie malgré les embûches dont était parsemé ce petit bout de chemin finalement bien trop court. Entre les difficultés que représentent LA thèse en elle-même et les coups de massues dans la vie personnelle (vol de vélo, accident de voiture, frais vétérinaires, frais automobiles et j'en passe...), je trouve quand même qu'on en ressort en pas trop mauvais état ! Et à tous ceux qui se posent la question, oui, si c'était à refaire je le referais, peut être (très certainement) différemment, mais sans hésiter.

Si cette thèse est mon petit bébé, l'aboutissement de 3 intenses années de labeur et qu'elle a par moments été une aventure très solitaire, elle n'aurait pas été possible sans la présence de nombreuses personnes que je me dois de remercier ici... Pardon d'avance à ceux que j'oublie, j'espère que vous ne m'en voudrez pas trop !

Je tiens tout d'abord à adresser mes remerciements à mon directeur de thèse, Frédéric Revers sans qui cette aventure n'aurait pas pu avoir lieu, merci de m'avoir fait confiance dès le début en me sélectionnant et en m'envoyant au concours de l'ED, merci de m'avoir ouvert les portes de BIOGECO. Merci également aux membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail.

Merci aux membres de mon comité de thèse, Jérôme Ogée, Christophe Bouget, Arndt Hampe et Frédéric Barraquand. Merci pour les discussions enrichissantes et bienveillantes et pour les mains tendues lorsqu'elles étaient nécessaires. Merci Christophe pour les conseils et retours sur mon premier article, sur la mise en place de protocoles et merci d'avoir accepté d'être mon référent dans mes candidatures. Merci Jérôme pour les échanges sur le volet microclimat qui m'ont permis d'avancer quand j'avais enclenché le frein à main (ou la marche arrière...). Merci à toi Fred B. pour toutes les discussions informelles, les échanges et les réponses aux nombreuses questions que j'ai pu te poser (plus ou moins urgentes, et dans un état de détresse plus ou moins marqué...), merci d'avoir été une oreille attentive quand j'avais besoin d'une épaule pour me soutenir.

Merci David Genoud de m'avoir fait découvrir l'univers fantastique des abeilles sauvages et d'avoir éveillé en moi une nouvelle passion. Merci Laurent Larrieu et Nicolas

Goux pour ces deux superbes journées de terrain en forêt de Grésigne à la recherche de dendro-microhabitats mais aussi pour votre présence, votre aide et votre implication dans la suite de ce volet de ma thèse. Merci de m'avoir accompagné dans la rédaction de mon premier papier et d'en avoir été co-auteurs, ce fut un réel plaisir de travailler et d'échanger avec vous. Mercés héra !

Merci à tous les étudiants qui ont contribué à ce projet. Merci Anna, Louise, Mathis et Jason pour votre implication et votre efficacité au labo en 2022. Merci Pauline, Enzo et Barthélémy pour ces longues journées sur le terrain à chercher des trous dans les arbres et des branches mortes mais aussi pour votre contribution indispensable pour le tri de nos petits invertébrés en 2021. Un grand merci à toi Mandy pour ces quelques semaines de stage que tu as réalisé avec moi, merci pour ta motivation et ta rigueur et pour ces journées de terrain sans fin qui commençaient bien trop tôt et finissaient bien trop tard.

Merci à Jean Paul Méric et sa femme pour l'accueil chaleureux dans leur gîte (réservation ici : Gîte Moulin de l'Auvergne à Bernos Beaulac), et pour la cheminée allumée au retour du terrain lorsque la météo ne nous épargnait pas.

Merci à l'ensemble des membres de l'unité qui m'ont accompagné sur le terrain ou aidé de près ou de loin : Catherine Bodénès, Alexis Ducouso, Xavier Capdevielle, Olivier Bonnard, Inge Van Halder, Yannick Mellerin, Séverin Jouveau,... Et merci à l'équipe ECOGERE de m'avoir accueilli et intégré comme vous l'avez si bien fait.

Merci Soizig de m'avoir laissé t'embêter pendant les derniers mois de ma thèse, d'avoir relu mes brouillons de mails, de CV et de lettre de motivation, merci d'avoir répondu à mes multiples questions et enfin merci de m'avoir écouté râler quand j'avais un trop plein à extérioriser. Merci à toi également Marie-Lise pour ta présence et pour ton soutien. Merci à vous deux d'avoir parfaitement joué votre rôle de cheffes d'équipe et d'avoir été là pour moi, surtout durant ces derniers mois de rédaction.

Un immense merci à Jennifer et Elsa d'avoir été les meilleures collines que l'on pouvait avoir, merci pour votre soutien, votre présence, votre aide et contribution indispensables à ce projet, et surtout merci pour tous ces moments où je vous ai empêché de travailler parce que franchement papoter c'est bien plus intéressant et bien plus croustillant ;)

Merci également aux autres (ex ou futur ex) doctorants de BIOGECO et notamment Domitille, Guillaume, Alex et même toi Julia, ça aura été de courte durée mais tu resteras la meilleure des co-bureaux. Bon courage aux doctorants restants à BIOGECO pour la suite de leur thèse et tout particulièrement à toi Shaan dans cette nouvelle aventure au sein de l'équipe ECOGERE, qui j'espère sera au moins aussi enrichissante que la mienne.

Merci à l'équipe FAUNA, Paul, Nathan, Luc, Johanna, pour ces discussions aux pauses de midi et tout particulièrement à toi Pauline pour toutes ces vidéos de chat qui m'ont fait, la plupart du temps, pleurer de rire. Merci pour tous ces petits échanges, pour nos discussions, merci d'avoir été là. J'en ressors enrichie d'une amie.

Merci également à la team doctorants ISPA (Klara, Clémence, Thomas, Pablo...) pour les week-end ski et randonnée à la montagne. J'en garderai en mémoire qu'un bâton ce n'est pas uniquement fait pour skier mais principalement pour montrer le chemin et que quand une "piste" (noire) est indiquée "fermée" c'est qu'il y a une bonne raison... Merci pour ces quelques petits moments partagés qui nous ont permis de décompresser.

Merci aux badistes que j'ai rencontré au club de Talence d'avoir animé ma thèse d'une touche sportive qui m'a, de nombreuses fois, permis de me défouler. Merci Carla et Camille d'avoir été de si bonnes entraîneuses, merci à l'équipe d'interclub, Paul, David, Liam, Amélie, Noémi, Léna et Sameer, merci également à Alexandre et toutes les personnes avec qui j'ai eu l'occasion de jouer. Merci à toi Arnaud d'avoir été mon partenaire de mixte et de m'avoir fait découvrir les terrains de compétition. Merci également aux personnes que j'ai rencontré au Domaine de Largila lorsque Cooper est venu me rejoindre pour quelques mois, et tout particulièrement merci à toi Justine, merci d'être entrée dans ma vie et pour ces quelques balades qui m'ont permis de prendre de l'air.

Merci infiniment à Cécile et Peb (alias ma famille adoptive) d'être toujours là, et à mes ami.e.s, qui ont vécu de près ou de loin cette expérience, de m'avoir écouté me plaindre, râler et grommeler et surtout de m'avoir soutenue, aidé et d'avoir cru en moi comme vous l'avez fait. Merci de m'avoir permis de souffler, de déconnecter et de relativiser lorsque c'était nécessaire. Merci également à Rémi et Nadine d'avoir pris le temps et pour l'aide et le soutien apportés dans la dernière ligne droite.

Merci Tom de faire partie de ma vie et de mon quotidien, merci de me supporter et d'avoir partagé cette expérience avec moi, même si cette dernière année de thèse aura été chargée d'imprévis et bien trop compliquée aussi bien pour toi que pour moi...

Enfin, pour finir par le plus important à mes yeux, je souhaite remercier de tout coeur ma famille. Je remercie mon chat Roméo (oui oui il est de la famille et finalement sûrement celui qui m'a le plus supporté, et sans avoir le choix...), mon papa et mon frère et tout particulièrement ma maman, merci à vous d'avoir pris soin de moi et d'être toujours là quelques soient les circonstances. Merci pour votre soutien infailible au cours de ces (trop nombreuses) années d'études, merci d'avoir toujours cru en moi et surtout merci d'avoir rendu tout ça possible.

Merci simplement à toutes les personnes qui m'ont soutenu et encouragé durant ces 3 années de thèse, qui ont partagé un petit bout de chemin à mes côtés, et bon courage à ceux qui le feront encore après !

Merci infiniment du plus profond de mon coeur.

Table des matières

Introduction Générale	1
1 Déclin de la biodiversité et changements globaux	1
2 Gestion et conservation de la biodiversité	3
3 Le cas des écosystèmes forestiers	5
4 Le massif des Landes de Gascogne et la vallée du Ciron	8
5 Objectifs et structure de la thèse	11
Chapitre 1 Les dendromicrohabitats et les facteurs régissant leur diversité et leurs assemblages	15
Préambule	16
Les profils de dendromicrohabitats et la contribution des ripisylves dans la diversité et la conservation de ces microhabitats (article scientifique)	19
Introduction	20
Material and Methods	22
Results	25
Discussion	31
Conclusions	36
Supplementary data	37
Acknowledgments	37
Chapitre 2 Microhabitats du sol et entomofaune associée	38
1 Introduction	39
2 Matériel et Méthodes	41
2.1 Échantillonnage de la biodiversité	41
2.2 La mise en place d'un protocole de relevés pour les microhabitats	42
2.3 Analyse des données	45
3 Résultats	47
3.1 Les communautés d'invertébrés échantillonnées dans la vallée du Ciron	47
3.2 Les relevés associés aux microhabitats	49
3.3 Les relations entre caractéristiques des microhabitats et communautés d'invertébrés	52
4 Discussion	57
4.1 La structuration des communautés d'invertébrés en lien avec les microhabitats du sol	57
4.2 Les plantations forestières, l'effet indirect de la gestion sur les microhabitats et les communautés d'invertébrés du sol	58

4.3	Les forêts de ripisylves, contribution à la biodiversité régionale au coeur des plantations monospécifiques	60
Chapitre 3 Les relations microclimat - structure tridimensionnelle des peuplements forestiers et biodiversité		62
1	Introduction	63
2	Matériel et Méthodes	65
2.1	Mesures microclimatiques et variables associées	65
2.2	Composition et structure tridimensionnelle des peuplements	67
2.3	Échantillonnage de la biodiversité et métriques associées	69
2.4	Analyse des données	70
3	Résultats	72
3.1	Le gradient P1-P2-P3 : un gradient de structure et de composition forestières	72
3.2	Comparaison des variables microclimatiques le long du gradient P1-P2-P3	73
3.3	Les résultats des ACP et nouvelles variables généralisées	74
3.4	La relation microclimat - structure tridimensionnelle sur la ripisylve	76
3.5	Les réponses de la biodiversité face à ces facteurs locaux	78
4	Discussion	81
4.1	Les ripisylves, des refuges microclimatiques au coeur des forêts de plantation	81
4.2	La diversité des lichens dans les ripisylves : influence du microclimat et de la structure du peuplement forestier	82
4.3	La flore de la strate herbacée, reflet des gradients structurels et microclimatiques, de la ripisylve aux plantations monospécifiques de pin maritime	83
4.4	Les abeilles sauvages en forêt	84
Discussion Générale		85
1	Les facteurs écologiques locaux, des facteurs essentiels à prendre en compte pour comprendre la biodiversité et sa dynamique en milieu forestier	86
2	Les ripisylves : des habitats d'importance capitale dans la conservation de la biodiversité au coeur des forêts de plantation	87
3	Les forêts de plantation, des déserts biologiques?	88
4	Enrichissement des connaissances liées à la biodiversité de la vallée du Ciron et enjeux de conservation	89
5	Perspectives et applications pratiques	90
6	Conclusion	92
Bibliographie		93
Annexes		120

Introduction Générale



1 Déclin de la biodiversité et changements globaux

"The loss of biodiversity is a silent killer"
Cristiana Pasca Palmer (*The Guardian*, 2018)

Le terme de biodiversité, abréviation de diversité biologique, est apparu dans les années 1980, période durant laquelle ont également émergé les enjeux liés à sa préservation. En 1992, lors du Sommet de la Terre à Rio, la biodiversité est définie dans l'article 2 de la Convention sur la Diversité Biologique comme la *"variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes"* (Hermitte, 1992). La biodiversité se définit alors comme la variété du vivant sur Terre à tous les niveaux, des gènes aux écosystèmes, ainsi que les processus écologiques et évolutifs associés (Gaston, 1996).

De nombreuses études ayant pour objet le lien entre biodiversité et fonctionnement écosystémique ont fait émerger le consensus selon lequel une grande diversité biologique influence positivement les différents processus écologiques (Hooper et al., 2005; Cardinale et al., 2012; Hector and Bagchi, 2007; Soliveres et al., 2016). Par conséquent, le déclin que subit la biodiversité depuis plusieurs décennies est à l'origine d'une altération du fonctionnement des écosystèmes et d'une diminution des services écosystémiques associés (Cardinale et al., 2012; Tittensor et al., 2014; Hooper et al., 2012; Corvalán et al., 2005).

L'indice Planète Vivante (IPV ou LPI pour Living Planet Index en anglais) de 2022 montre une diminution moyenne de 69% de l'abondance relative de la faune vertébrée sauvage suivie dans le monde entre 1970 et 2018 (WWF, 2022). D'après le dernier rapport de la Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES) en 2019, 25% des espèces animales et végétales sont menacées d'extinction, la biomasse globale des mammifères sauvages aurait dimi-

nué de 82% depuis la Préhistoire, et le groupe le plus menacé serait les Cycadophytes, plantes vasculaires apparues au Permien, avec un pourcentage d'espèces menacées supérieur à 60%. Plusieurs études récentes ont alerté sur l'important déclin des populations d'insectes terrestres (déclin d'environ 75% d'après Hallmann et al. 2017 ; déclin de l'abondance d'environ 9% par décennie d'après van Klink et al. 2020). Ces quelques chiffres soulignent bien le fait que la biodiversité fait indéniablement face à un déclin sans précédent (Butchart et al., 2010) avec un taux d'extinction mondial pouvant être 10 à 100 fois supérieur au taux moyen des 10 derniers millions d'années (IPBES, 2019).

Les facteurs de ce déclin global de la biodiversité et du changement drastique de la composition, distribution, abondance et diversité des organismes vivants dans de nombreux écosystèmes sont multiples, liés aux activités humaines, et communément appelés changements globaux (Dirzo and Raven, 2003). Parmi ces facteurs, se trouvent le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, les différents types de pollution (chimique, sonore, lumineuse), la surexploitation des ressources et enfin, la modification des habitats intégrant à la fois les changements d'usage des terres mais également la fragmentation, dégradation et perte des milieux (Figure 1, WWF 2020). La modification de l'habitat constitue un facteur majeur dans le déclin de la biodiversité et il est estimé que 75% des milieux terrestres sont sévèrement altérés par les activités humaines (Venter et al., 2016).

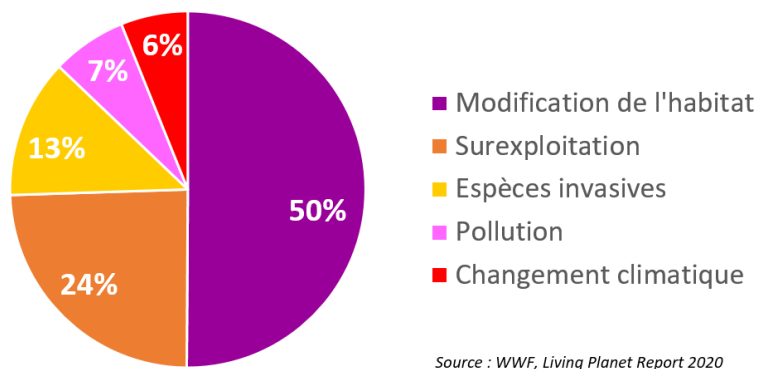


FIGURE 1 – Les menaces pour la biodiversité : moyenne des proportions affectées à chaque catégorie impliquée dans le déclin du LPI (Living Planet Index) pour les cinq régions géographiques délimitées par l'IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) que sont l'Amérique du Nord, l'Europe et l'Asie centrale, l'Amérique latine et les Caraïbes, l'Afrique et enfin l'Asie-Pacifique (WWF, 2020)

2 Gestion et conservation de la biodiversité

"It is that range of biodiversity that we must care for - the whole thing - rather than just one or two stars."

David Attenborough

Pour faire face à la crise de la biodiversité, des objectifs mondiaux ont été fixés afin d'orienter et de coordonner les efforts de conservation (Tittensor et al., 2014). En 2002, l'objectif 2010 pour la biodiversité est adopté dans le cadre de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) afin de *"parvenir à une réduction significative du taux de perte de biodiversité d'ici à 2010"*. Suite à la non-atteinte de cet objectif en 2010, les dirigeants mondiaux ont approuvé le Plan Stratégique pour la Biodiversité 2011-2020 et les 20 Objectifs d'Aichi, dont la mission était de *"prendre des mesures efficaces et urgentes en vue de mettre un terme à l'appauvrissement de la diversité biologique, afin de s'assurer que, d'ici à 2020, les écosystèmes soient résilients et continuent de fournir des services essentiels, préservant ainsi la diversité de la vie sur Terre, et contribuant au bien-être humain et à l'élimination de la pauvreté"*. Néanmoins, en 2020, malgré les efforts continus, aucun objectif n'a été complètement atteint (Xu et al., 2021; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020).

En décembre 2022, les Parties à la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique se sont réunies afin de définir le Cadre mondial pour la biodiversité pour l'après 2020 (COP15 biodiversité). Ce dernier est basé sur la théorie du changement, selon laquelle *"une action stratégique urgente aux niveaux mondial, régional et national est nécessaire pour transformer les modèles économiques, sociaux et financiers, de manière à stabiliser les tendances responsables de l'aggravation de la perte de biodiversité au cours des dix prochaines années (d'ici à 2030), et à permettre la reconstitution des écosystèmes naturels au cours des vingt années suivantes, avec des améliorations nettes d'ici à 2050"*.

Au delà de la Convention sur la Diversité Biologique, les instruments juridiques mondiaux incluent également les activités de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, fondée en 1948), avec notamment la publication des Listes Rouges et de la Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et de Flore Sauvages (CITES, 1973). A l'échelle régionale européenne, les traités fondamentaux sont deux directives : la Directive Oiseaux de 1979 et la Directive Habitats-Faune-Flore de 1992 exigeant la mise en place d'un réseau écologique européen de zones spéciales de conservation (ZSC), dénommé Natura 2000. Ces ZSC sont des sites naturels ou semi-naturels désignés par les États membres de l'Union Européenne et qui présentent un fort intérêt écologique de par le patrimoine naturel exceptionnel qu'ils hébergent.

De nombreux auteurs ont souligné l'importance de la qualité de l'habitat dans la

conservation de la biodiversité (e.g., Collinge et al. 2003; Wettstein and Schmid 1999; Magris et al. 2016; Denoël and Lehmann 2006). Un outil clé, basé sur la conservation des milieux, a été développé : la mise en place d'aires protégées (UNDP et al., 2021). Le réseau d'aires protégées s'est développé de manière considérable au cours des dernières décennies, couvrant aujourd'hui environ 17% de la surface terrestre continentale et 8% de la surface marine (UNEP-WCMC and IUCN, 2021). Le réseau européen Natura 2000 est également un outil fondamental permettant la protection d'un certain nombre d'habitats et d'espèces, dont la liste est annexée aux directives européennes Oiseaux et Habitats-Faune-Flore. Le maintien de la biodiversité en terme de diversité des espèces, nécessite le maintien de la diversité des écosystèmes. Pour mettre en place des mesures et des stratégies de conservation efficaces, il apparaît donc nécessaire d'améliorer notre connaissance et compréhension de la niche écologique des espèces (voir Encadré 1), autrement dit de leurs habitats, des caractéristiques environnementales favorables à leur développement, survie et reproduction (facteurs abiotiques) ainsi que des interactions avec les autres espèces présentes dans le même habitat (facteurs biotiques).

Encadré n° 1: Le concept de niche écologique

Depuis son apparition au début du 20^{ème} siècle, le concept de niche écologique a fait l'objet de nombreux débats et définitions. En 1917, Joseph Grinnell définit pour la première fois le concept de niche écologique. La niche d'une espèce est alors déterminée par l'habitat dans lequel elle vit, et par les comportements qui permettent à cette espèce de persister et d'avoir des descendants. En 1927, Charles Sutherland Elton définit la niche écologique d'un organisme comme "sa place dans sa communauté, ses relations aux ressources alimentaires et aux ennemis et, dans une certaine mesure, à d'autres facteurs également" (Elton, 1927). Quelques décennies plus tard, en 1957, cette définition évolue et se popularise avec G. Evelyn Hutchinson (Hutchinson, 1957). La niche écologique définie par Hutchinson se décrit alors comme un "hypervolume à n dimensions" où les dimensions représentent les conditions environnementales et les ressources nécessaires à une espèce pour que sa population persiste dans un habitat donné. A cette notion, Hutchinson ajoute les notions de niche fondamentale et de niche réalisée. La niche fondamentale d'une espèce est la portion de niche dans laquelle sa population persiste en l'absence d'autres espèces. Dans le cas contraire, en présence d'espèces compétitives pour les ressources, la niche réalisée d'une espèce est alors définie comme la portion de niche fondamentale qui ne recoupe pas la niche fondamentale des autres espèces présentes (Levin et al., 2009). Plus récemment, Jonathan Chase et Mathew Leibold (2003) ont étendu la définition de la niche d'Hutchinson en y intégrant les effets de l'espèce sur les variables environnementales définissant sa niche.

Les termes d'habitat et de niche écologique étant parfois confondus, nous rappellerons ici qu'un habitat, au sens strict, est un lieu / espace de vie. De manière simpliste, Dajoz (1971) définit la niche écologique comme le "rôle" et la "profession" d'une espèce dans son milieu, tandis que l'habitat correspondrait plutôt à son "adresse". Plusieurs niches écologiques peuvent donc se trouver dans un même habitat.

3 Le cas des écosystèmes forestiers

"The forest is not a resource for us, it is life itself."

Evaristo Nugkuag

Les forêts sont perçues, définies et évaluées de différentes manières, notamment en fonction des objectifs de gestion (Chazdon et al., 2016; Savilaakso et al., 2021). Les multiples définitions adoptées par les organisations forestières internationales (voir Box 1 dans Chazdon et al. 2016) se basent majoritairement sur des attributs statiques pour définir une forêt (e.g., hauteur des arbres, surface occupée, couverture de la canopée). Si ces définitions ont pour vocation d'être standard et homogène afin d'intégrer les différents types de forêt (e.g., forêt plantée, forêt naturelle, forêt ancienne), une forêt n'en reste pas moins un système fonctionnel, complexe et dynamique, intégrant des processus écologiques et des caractéristiques qui lui sont propres, d'où l'utilisation du terme associé, écosystème forestier (Glatthorn et al., 2021).

Les écosystèmes forestiers couvrent environ un tiers des surfaces émergées à l'échelle mondiale (FAO, 2020; CPF, 2008), contiennent une grande diversité de niches écologiques, abritent environ 75% de la biodiversité terrestre (CPF, 2008) et sont connus pour être à l'origine de nombreux services écosystémiques (Thompson et al., 2011). En effet, au delà des nombreux bénéfices écologiques (régulation du changement climatique, pollinisation, ressources, habitats, etc.) qu'elles procurent, les forêts sont à la fois un pilier économique (scierie, papeterie, menuiserie, etc.) mais ont également une importance sociale, culturelle et sanitaire (e.g., Agnoletti and Santoro 2015; McFarlane and Hunt 2006; Fuwape and Onyekwelu 2011). Les changements globaux et les activités anthropiques représentent alors une menace, non seulement pour tous ces services fournis à l'Homme, mais également pour l'intégrité et la stabilité des forêts.

La conservation de la biodiversité forestière étant un enjeu majeur, elle a fait, au fil du temps, l'objet d'une attention croissante dans la gestion des écosystèmes forestiers. A l'heure actuelle, 54% des forêts mondiales sont soumises à des plans de gestion à long terme dont 96% des forêts européennes (FAO, 2020). Dans le cadre du rapport de l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 (noté FRA2020 pour Forest Resources Assessment 2020, FAO 2020), six grands objectifs principaux de gestion ont été définis pour les forêts : la production, la protection des sols et de l'eau, la conservation de la biodiversité, les services sociaux (tourisme, éducation, etc.) et enfin les usages multiples (combinaison de deux ou plusieurs objectifs précédents) (Figure 2). L'objectif principal derrière ces objectifs de gestion forestière est la mise en place d'une gestion durable et viable de ces écosystèmes forestiers, afin de promouvoir la pérennité des fonctions et services qu'ils procurent.

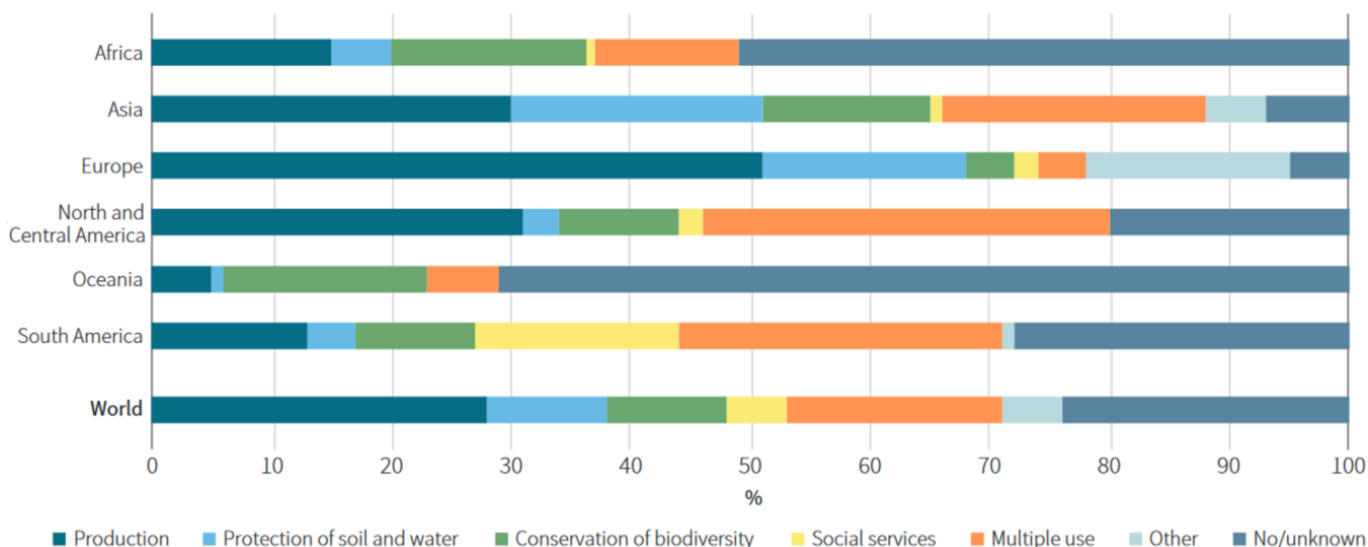


FIGURE 2 – Proportion des surfaces forestières désignées pour les six grands objectifs de gestion définis dans le FRA2020 pour chacune des six grandes régions (Afrique, Asie, Europe, Amérique du Nord et Centrale, Océanie et Amérique du Sud) et mondialement (Figure issue du FRA2020, FAO 2020)

En Europe, bien que 24% (environ 50 millions d’hectares) des forêts européennes soient protégées (Forest Europe, 2020), la plupart d’entre elles ne sont pas principalement désignées pour la conservation de la biodiversité et peuvent également être gérées pour la production de bois. En effet, seuls 4% des forêts européennes ont pour objectif principal de gestion la conservation de la biodiversité tandis que 53% ont pour objectif principal la production (FAO, 2020). L’une des approches principales pour la conservation de la biodiversité dans la gestion forestière est une approche dite intégrative, qui consiste à prendre en compte les composés économiques, sociaux et écologiques pour une gestion forestière durable (Boncina, 2011; Aggestam et al., 2020) et qui se rapproche donc de l’objectif "usages multiples" évoqués précédemment.

En France, la forêt couvre 31% du territoire métropolitain, soit 16.8 millions d’hectares, représente la quatrième plus grande forêt d’Europe, et est composée de 67% de feuillus et 33% de résineux (source : ONF). Les trois quarts appartiennent à des propriétaires privés, le dernier quart appartenant aux collectivités ou au domaine public (source : ONF). Plusieurs outils et programmes nationaux ont été mis en place afin d’évaluer la gestion des forêts. La France évalue, depuis 1995, la gestion de ses forêts aux travers d’un ensemble d’indicateurs, regroupés en six critères de gestion forestière durable, nommés "critères d’Helsinki" et définis lors de la Conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe (MCPFE) qui s’est déroulée à Helsinki en 1993. Les six critères en question sont les ressources forestières en bois et carbone, la santé et vitalité des forêts,

les fonctions de production, les fonctions de protection, les fonctions socio-écosystémiques et enfin la diversité biologique des forêts. Concernant ce dernier critère, la synthèse 2020 des indicateurs de gestion durable à l'échelle nationale (Piton et al., 2021) affirme que *"l'état et l'évolution de la biodiversité forestière dans son ensemble restent mal connus"*, tout en soulignant le manque de données et de mesures sur plusieurs groupes taxonomiques forestiers tels que les insectes, les champignons, bryophytes et lichens mais également la micro- et la méso-faune du sol.

Dans le cadre de la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAAF) de 2014, un plan national Forêt-Bois (PNFB) a été approuvé afin de fixer les orientations de la politique forestière, en forêt publique et privée, pour une période de 10 ans, de 2016 à 2026. La LAAF a également prévu l'élaboration de programmes régionaux (PRFB) dont les objectifs doivent être en interaction avec les objectifs nationaux, mais également en accord avec les autres politiques territoriales. En effet, au vu des différences en termes de conditions écologiques, bio-géographiques, sociales et économiques des forêts, les actions et plans de gestion ne peuvent être uniformes sur l'ensemble des massifs et peuplements, et doivent donc être déclinés à différentes échelles spatiales (Aggestam et al., 2020). Il était alors attendu que, dans les deux ans suivant la mise en place du PNFB, chaque PRFB définisse les besoins et objectifs propres à chacun de ses massifs forestiers, ainsi que les enjeux écologiques et sociaux associés. Afin de permettre à tous les acteurs et parties prenantes de la filière forêt-bois de valoriser et pérenniser le patrimoine forestier de leurs territoires, les Assises de la Forêt et du Bois ont été lancées en 2021 par les ministères de l'Agriculture, de la Transition écologique et de l'Industrie. En réunissant l'ensemble des acteurs (élus, propriétaires forestiers, chercheurs, etc.), ces Assises ont permis la définition d'une vision forestière bâtie sur quatre piliers déclinés en différentes actions à mettre en place, dont l'une, intitulée Plan National d'Action "Vieux Bois et Forêts Subnaturelles", a pour objectif principal la préservation de la biodiversité forestière (Fiche action 2.2 des Assises de la Forêt et du Bois). A l'échelle régionale, en Nouvelle-Aquitaine par exemple, l'élaboration du PRFB a entraîné la mise en place de 40 fiches actions pour la filière forêt-bois présentées à la Commission régionale de la forêt et du bois (CRFB) en 2021. En se basant sur ces actions mises en place, la CRFB doit également contribuer aux quatre piliers définis lors des Assises de la Forêt et du Bois et donc à la préservation de la biodiversité dans les massifs forestiers de Nouvelle-Aquitaine.

4 Le massif des Landes de Gascogne et la vallée du Ciron

"Le Ciron synonyme aujourd'hui d'une immense richesse en terme de biodiversité."

Gaël Arcuset (*Le Républicain*, Octobre 2019)

Les forêts de plantation européennes sont principalement des monocultures de conifères, et abritent généralement une biodiversité forestière limitée en raison de l'homogénéité de l'habitat et, dans certains cas, d'une composition d'espèces d'arbres non indigènes (Carnus et al., 2006). Le massif des Landes de Gascogne, situé dans le Sud-Ouest de la France en Nouvelle-Aquitaine, est le plus vaste massif forestier artificiel européen. A cheval sur trois départements, les Landes, la Gironde et le Lot-et-Garonne, il s'étend sur plus d'un million d'hectares, et se compose de monocultures de pin maritime (*Pinus pinaster*).

Historiquement, cette zone était une vaste zone humide marécageuse avec quelques îlots boisés en forêt mixte naturelle. L'organisation socio-économique des populations locales reposait essentiellement sur un système agro-pastoral. Au 19^{ème} siècle, dans une volonté de fixation des dunes et d'assainissement des terres, la plantation de pin maritime (*P. pinaster*), espèce endémique présente naturellement dans le secteur, commence, après de lourds travaux de drainage et d'assèchement. Aujourd'hui, le massif des Landes de Gascogne est composé à 90% de pin maritime, soit presque 900 000 ha de forêt intensivement gérée, contre environ 200 000 ha de terre boisée avant implantation.

L'exploitation du pin maritime est ancienne. Traditionnellement, le pin était exploité pour sa résine, aussi dénommée gemme. Cette activité de gemmage s'est accompagnée, dans les années 1860, d'une activité de transformation, par des procédés de distillation, pour la production de produits dérivés tels que l'essence de térébenthine et colophane. A la fin du 20^{ème} siècle, le gemmage disparaît face à la concurrence des produits pétroliers étrangers. L'économie résinière est alors remplacée par une économie forestière industrielle qui se combine au développement des activités touristiques, notamment sur la zone littorale.

A l'heure actuelle, la forêt des Landes de Gascogne est privée à 92% (source : FIBOIS Landes de Gascogne), et joue un rôle économique phare, à l'échelle régionale, en fournissant de nombreux emplois (34 000 emplois directs d'après FIBOIS Landes de Gascogne) et, par le biais de la filière forêt-bois-papier, aux niveaux national et européen. Cette forêt artificielle est gérée de manière intensive et les pratiques sylvicoles actuelles se caractérisent par des cycles de rotation à court ou moyen terme (25-50 ans) avec des coupes rases, de la fertilisation, des éclaircies fréquentes et des opérations mécaniques. Néanmoins, au coeur de cette matrice homogène de plantations, il subsiste localement des forêts vestiges du boisement post-glaciaire, notamment sur les bords de cours d'eau, dont

les plus notables sont la Leyre et le Ciron.

Le Ciron est un affluent de la Garonne (Figure 4). Long de 97 km, il prend sa source à Lubbon, dans le département des Landes, traverse une petite partie du Lot et Garonne puis la Gironde avant de se jeter dans la Garonne au niveau de Barsac. Le long de sa course, le Ciron traverse trois zones géomorphologiques distinctes : le plateau landais, dominé par les plantations de pin, les gorges calcaires du bazadais, zone abritant une hêtraie relictuelle constituant un refuge glaciaire, et enfin les terrasses alluviales dominées par le vignoble bordelais. Le bassin versant du Ciron est donc un territoire varié, et présente un fort enjeu écologique, de par la présence de la hêtraie mais également de par la présence d'autres types de ripisylve (voir Encadré 2) le long des cours d'eau (source : Syndicat Mixte d'Aménagement du Bassin Versant du Ciron, SMABVC). De par sa riche biodiversité, la vallée du Ciron a été classée en site Natura 2000 en 2006. En effet, plusieurs espèces protégées à l'échelle européenne sont présentes dans la vallée du Ciron telles que le Vison d'Europe, la Cistude d'Europe, la Loutre d'Europe ou encore la Lamproie de Planer par exemple. Ce site Natura 2000 englobe une grande partie des ripisylves du bassin versant, et couvre 3400 ha répartis sur 32 communes de trois départements. L'un des objectifs du SMABVC, créé en 2003, étant de préserver ce patrimoine écologique, un programme de recherche-action a été lancé en 2013 avec le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique et l'INRAE de Bordeaux Nouvelle-Aquitaine (UMR BIOGECO et UMR ISPA). Dans ce cadre, plusieurs études ont été menées dans la vallée du Ciron et ont notamment permis de mettre en avant le caractère exceptionnel de la hêtraie du Ciron : une hêtraie persistant dans la vallée depuis au moins 46 000 ans et exceptionnelle tant par sa génétique que par les facteurs environnementaux qui permettent son maintien dans ce milieu (e.g., de Lafontaine et al. 2014, 2013; Ouayjan 2017; Ouayjan and Hampe 2018; Walbott 2018). Suite à ces premiers travaux du programme recherche-action, d'autres projets de recherche se sont mis en place, notamment avec l'objectif principal de mieux comprendre les réponses de la biodiversité aux facteurs écologiques locaux et aux différentes pressions anthropiques qui s'exercent sur les ripisylves du Ciron. Les résultats découlant de ce programme de recherche-action pourront, à terme, être utilisés comme supports afin de communiquer auprès des propriétaires forestiers, et de les sensibiliser à une gestion plus durable de leurs parcelles forestières.

Encadré n° 2: La notion de ripisylve

Étymologiquement, le terme de ripisylve provient du latin "*ripa*", la rive, et "*silva*", la forêt. La ripisylve décrit alors l'ensemble des formations boisées arborées, arbustives et buissonnantes qui se trouvent sur le bord d'un cours d'eau, d'un lac, d'un fleuve ou d'une rivière. De par leur localisation, les ripisylves constituent des zones d'interface (ou écotones) entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Ces milieux sont façonnés par les conditions géomorphologiques (e.g. pente et érosion) et par la dynamique des cours d'eau associés (Brown et al., 1997). Les conditions particulières de ces milieux et l'interaction cours d'eau - forêt entraînent la présence d'une végétation adaptée et tolérante aux inondations et crues.

Bien que ces espaces ne couvrent que 3% de la surface terrestre (Havrdová et al., 2023), 2% de la surface continentale européenne (Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre) et al., 2011), ils fournissent de nombreux services écologiques et fonctions écosystémiques (e.g. stockage du carbone, purification de l'eau, protection et maintien des berges). Ils constituent d'importants corridors écologiques fournissant des habitats, niches écologiques et ressources diversifiées, essentiels pour de nombreux organismes terrestres et aquatiques (Figure 3) et contribuent, de manière disproportionnée, à la biodiversité régionale (Sabo et al., 2005; Naiman et al., 1993). Les ripisylves sont ainsi considérées comme des habitats précieux à forte importance écologique (Gregory et al., 1991).

Au cours des dernières décennies, les ripisylves ont vu leur surface décroître de plus de 50%, avec un déclin très marqué atteignant jusqu'à 80% en Europe et en Amérique du Nord (Davidson et al., 2018). Les ripisylves ne couvriraient plus que 10% de leur surface originelle (Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre) et al., 2011). Les ripisylves constituent l'un des écosystèmes les plus menacés et figurent sur la Liste Rouge des Habitats dans la catégorie "En danger" (European Commission et al., 2016). Parmi les menaces qui pèsent sur ces milieux, se trouvent le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, la conversion de l'utilisation des terres, avec notamment l'agriculture et les plantations forestières, tant d'éléments expliquant leur statut actuel de conservation défavorable (European Environment Agency, 2019).

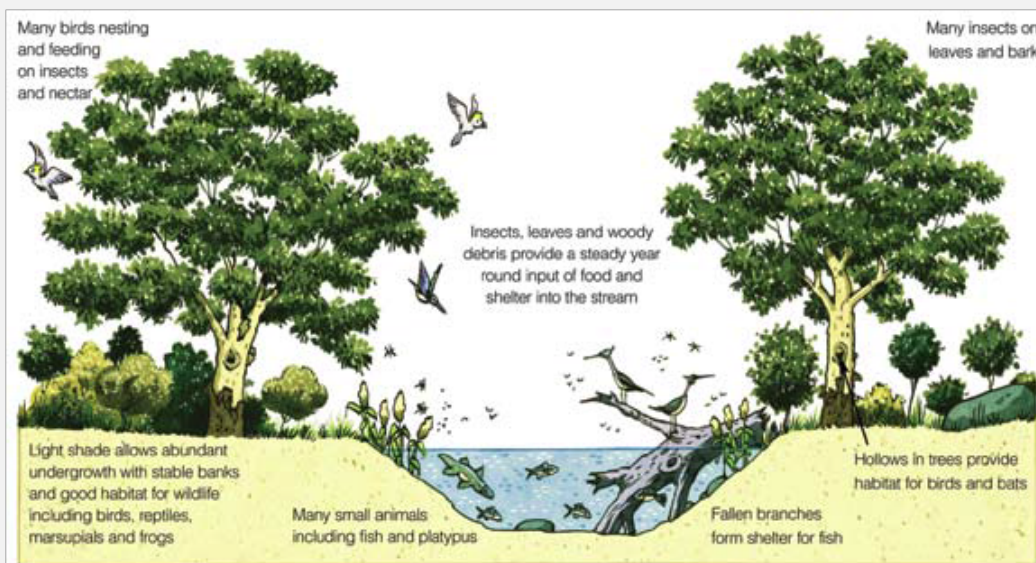


FIGURE 3 – Les bénéfices des forêts de ripisylves pour la biodiversité. Image extraite de Lovett and Price (2007)

5 Objectifs et structure de la thèse

En France, 75% de la surface forestière appartient à des propriétaires privés (source : ONF), sous entendant ainsi des modalités de gestion diversifiées des parcelles, selon le profil sociologique de ces propriétaires. Mettre en relation les motivations et perceptions des propriétaires forestiers au regard de leurs pratiques de gestion et de la préservation de la biodiversité avec les caractéristiques de leurs peuplements forestiers et la biodiversité qu'ils hébergent, permettrait d'apporter un éclairage novateur sur les impacts des facteurs écologiques et socio-écologiques sur la biodiversité. C'est ce à quoi s'attache le projet SEEFOREST ("Study of roles of socio-economic and ecological factors on forest socio-ecosystem functioning : example of the Ciron Valley"). Ce projet de recherche a démarré dans la vallée du Ciron en 2019 avec le soutien financier du Labex COTE (Université de Bordeaux), de la région Nouvelle-Aquitaine et du CNES. Réalisé en partenariat avec le SMABVC et le Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF), ce projet réunit des chercheurs des unités mixtes de recherche BIOGECO (INRAE Bordeaux), ISPA (INRAE Bordeaux) et TETIS (INRAE Montpellier), de l'unité ETTIS (INRAE Bordeaux), de l'ENSEGID (Bordeaux INP) et de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN). Le projet SEEFOREST se décline en trois objectifs principaux : 1 - identifier les motivations et les perceptions des propriétaires forestiers dans leur relation avec la biodiversité et dans la manière de gérer leurs parcelles ; 2 - comprendre l'influence de la gestion forestière sur les caractéristiques structurales de la forêt ; 3 - étudier les relations entre caractéristiques de l'habitat forestier et biodiversité. C'est dans ce dernier objectif que s'inscrit cette thèse.

En milieu forestier, plusieurs études ont souligné l'importance des facteurs locaux dans la structuration et la composition des communautés animales et végétales. Parmi ces facteurs, figurent notamment le microclimat (e.g., Williamson et al. 2020; Zellweger et al. 2020; De Frenne et al. 2013, 2021) ainsi que la structure forestière (e.g., Davies and Asner 2014; Ghadiri Khanaposhtani et al. 2012; Simonson et al. 2014) mais également l'abondance et la diversité des microhabitats (e.g., Ouin et al. 2015; Regnery et al. 2013a; Winter and Möller 2008; Percel 2018). L'objectif principal de cette thèse est donc d'étudier le rôle de ces facteurs écologiques locaux dans la conservation de la biodiversité, dans le cas de la vallée du Ciron. La zone d'étude se situe dans la partie amont du Ciron, zone où la ripisylve intègre un habitat prioritaire, l'habitat 91E0* ("Forêts alluviales à *Alnus glutinosa*"), et est bordée par des plantations de pin maritime. Nous avons alors sélectionné 29 sites le long de la ripisylve (Figure 4) afin d'obtenir un gradient de structure tridimensionnelle et de composition forestière, d'une part au sein de la ripisylve, et d'autre part sur un axe transversal, des forêts de ripisylves en bord de cours d'eau aux forêts plantées sur le plateau, en passant par des peuplements intermédiaires dans la pente

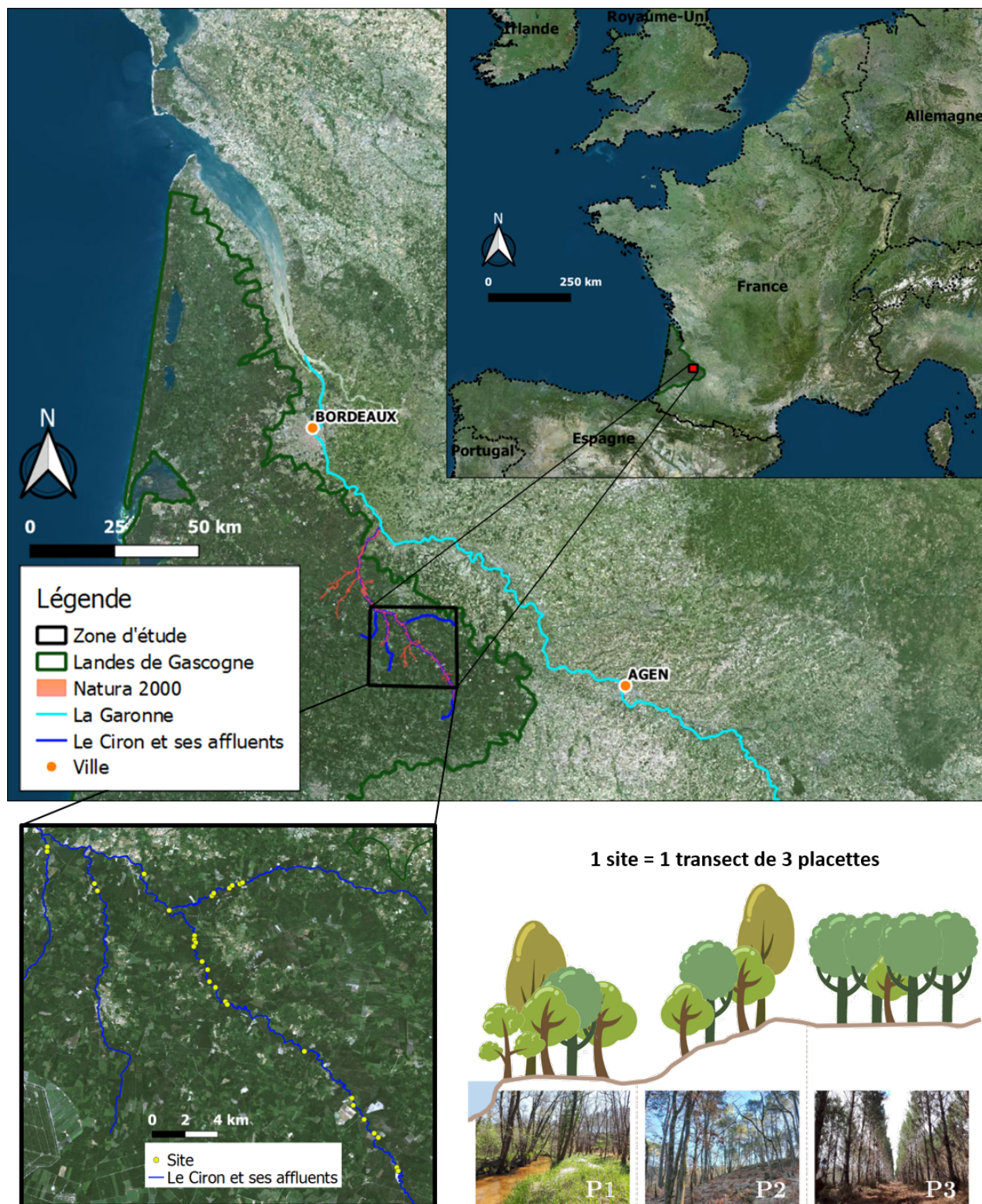


FIGURE 4 – Localisation des sites d'étude le long du Ciron et de ses affluents et schématisation d'un transect de trois placettes (P1 : forêt de ripisylve sur la banquette en bord de cours d'eau, P2 : forêt intermédiaire mixte à résineuse située dans la pente, P3 : forêt de plantation sur le plateau)

séparant ces deux milieux. Ce gradient transversal est alors représenté par un transect de trois placettes (nommées respectivement P1 sur la ripisylve, P2 dans la pente et P3 sur le plateau), sur chacun des 29 sites (Figure 4). Afin d'étudier le rôle des facteurs écologiques dans la conservation de la biodiversité, nous avons fait le choix d'une approche multi-taxons, plusieurs études ayant révélé une congruence inter-taxon limitée selon le type d'habitat, l'échelle d'étude et le contexte paysager (e.g., Ekroos et al. 2013; Westgate et al. 2014). Nous avons fait le choix d'intégrer à cette étude des taxons de différents niveaux trophiques et ayant montré une sensibilité à la gestion forestière et à des variations, à petite échelle, des facteurs écologiques : les plantes vasculaires (e.g., Burton and Eggleton 2016), les lichens (e.g., Will-Wolf et al. 2006), les araignées du sol ou "ground spiders" en anglais (e.g., Ziesche and Roth 2008), les coléoptères carabiques (e.g., Antvogel and Bonn 2001; Karen et al. 2008) ainsi que les abeilles sauvages (e.g., Bennett et al. 2014b; Eckerter et al. 2021).

Nous avons alors structuré cette thèse en trois chapitres afin de répondre à l'objectif posé, chacun des chapitres abordant les relations entre métriques de biodiversité et facteur.s écologique.s. Les deux premiers chapitres portent sur les microhabitats et le troisième sur le microclimat et la structure forestière.

Un microhabitat fait référence à *"un niveau d'organisation inférieur dans la partition hiérarchique de l'habitat. Il se définit comme une entité structurale de petite taille, identifiable par l'homme au travers de ses caractéristiques morphologiques. Il constitue un élément clé permettant d'assurer un rôle fonctionnel essentiel au moins pendant une partie du cycle de vie des espèces qui lui sont associées. Cette unité hiérarchique de l'habitat apparaît pertinente pour les espèces présentant des exigences écologiques fines - i.e. espèces spécialistes"* (Percel, 2018). Les microhabitats peuvent également être définis comme une "portion" de la niche écologique des espèces qui y sont associées (Melo et al., 2013) et, de ce fait, un individu pourra être amené à rencontrer différents microhabitats au cours de son cycle de vie (Morris, 1987). Pouvant également être considérés comme "des éléments de petite taille" ("Small natural features", Hunter et al. 2017), ils constituent malgré cela des éléments d'importance écologique à prendre en compte dans les stratégies de gestion et de conservation de la biodiversité.

Le Chapitre 1 vise à étudier les microhabitats associés aux arbres, les dendromicrohabitats. L'objectif de ce chapitre est (i) d'étudier les profils de microhabitats associés aux différents types de peuplements, le long du gradient P1-P2-P3, en se basant sur la typologie existante de Larrieu et al. (2018), (ii) de souligner l'importance et la contribution des ripisylves pour le maintien de ces structures, mais également (iii) d'étudier les relations entre ces microhabitats et la biodiversité.

Le Chapitre 2 vise, quant à lui, à étudier les microhabitats du sol en lien avec les communautés d'invertébrés. L'objectif est double : (i) caractériser les microhabitats du

sol en mettant en place un protocole standardisé basé sur des éléments de littérature ; (ii) mettre en avant les facteurs essentiels permettant d'expliquer la distribution des organismes et les communautés d'invertébrés associées que sont les coléoptères carabiques et les araignées.

Enfin, le Chapitre 3, traite de la relation entre le microclimat (i.e., le climat à l'intérieur de la forêt, mesuré à petite échelle, sous la canopée), la structure tridimensionnelle et la composition des peuplements forestiers, et la biodiversité. Les avancées technologiques en télédétection telles que le LiDAR (Light Detection And Ranging) ont rendu possible la cartographie des paysages et de la végétation à des niveaux fins de précision et de fidélité, (Zellweger et al., 2019) permettant ainsi de mieux quantifier et caractériser la structure physique des habitats, et de la relier au microclimat. Dans ce dernier chapitre, nous confrontons alors des métriques de structure issues d'acquisitions LiDAR et drone et des métriques microclimatiques avec des métriques de réponse issues d'échantillonnages de la biodiversité.

La réalisation de ce projet de thèse et l'intégralité des relevés et échantillonnages sur le terrain, qui ont eu lieu en 2021 et 2022, n'auraient pas été possibles sans la contribution essentielle de plusieurs collègues de l'UMR BIOGECO, notamment Jennifer Dudit, Elsa Massé, Catherine Bodénès, Alexis Ducouso, Yannick Mellerin, Bérengère Curtit et l'équipe du PCM OEL mais également de nombreux stagiaires de licence : Pauline Richard, Enzo Andel, Barthélémy Dufau-Saphores, Jason Mondésir, Anna San-Millan, Louise Meyre-Baque, Mathis Chavignon ainsi que Mandy Dallier, étudiante en L2 que j'ai encadré en 2022. Les contributions de chacun dans l'acquisition des données seront détaillées à chaque fin de chapitre.

Chapitre 1

Les dendromicrohabitats et les facteurs régissant leur diversité et leurs assemblages



Préambule

Les microhabitats des arbres ou dendromicrohabitats (notés DMH par la suite, ou TreM pour tree-related microhabitat en anglais) sont définis par Larrieu et al. (2018) comme des singularités morphologiques portées par les arbres, vivants ou morts, et utilisées par des espèces, parfois hautement spécialisées, durant au moins une partie de leur cycle de vie. Ils constituent des refuges, des lieux de reproduction, d'hibernation et de nutrition cruciaux pour des milliers d'espèces forestières. Avec cette définition, Larrieu et al. (2018) a également proposé une typologie hiérarchique standardisée de ces DMH initialement composée de sept formes : les cavités, les blessures, le bois mort dans le houppier, les excroissances, les champignons saproxyliques, les structures épiphytiques, épixyliques et parasitiques et enfin les exsudats frais. Se sont rajoutées plus tard deux formes supplémentaires que sont l'accumulation de débris ligneux et les galettes de chablis (Figure 5). En raison de leurs différentes origines, substrats et positions sur les arbres, les DMH représentent un éventail de ressources disponibles pour les différents organismes forestiers et sont d'importance capitale pour la conservation de la biodiversité. Certaines interactions spécifiques entre espèces forestières et DMH sont d'ailleurs bien connues, par exemple, dans le cas des oiseaux et chauve-souris (e.g., Basile et al. 2020; Paillet et al. 2018; Dobkin et al. 1995; Regnery et al. 2013a) mais également des invertébrés (e.g., Basile et al. 2020; Bouget et al. 2013, 2014).

Au sein d'un peuplement forestier, tous les arbres ne sont pas porteurs de DMH. Seule une fraction des arbres est concernée, et ces arbres sont alors appelés "arbres habitats" ("habitat-trees", Bütler et al. 2013) ou encore "arbres porteurs de DMH" ("TreM-bearing trees"). Plusieurs études ont souligné la complémentarité et l'effet positif sur la biodiversité d'une augmentation de la densité de ces arbres porteurs de DMH au sein d'un peuplement forestier (Asbeck et al., 2020; Basile et al., 2020; Bouget et al., 2013; Paillet et al., 2018; Regnery et al., 2013a; Spînu et al., 2022; Larrieu et al., 2019). De ce fait, les DMH ont été suggérés comme indicateurs indirects de la biodiversité, et comme outils d'aide à la gestion (Asbeck et al., 2021a; Larrieu et al., 2014; Martin et al., 2022; Bütler et al., 2013; Michel and Winter, 2009; Winter and Möller, 2008). Ils ont, par exemple, été intégrés dans une méthode d'évaluation rapide utilisée en routine sur le terrain par de nombreux gestionnaires forestiers en France : l'indice de Biodiversité Potentielle, noté IBP (Larrieu and Gonin, 2008). La gestion forestière joue un rôle fondamental dans l'abondance, la diversité et les assemblages de DMH au sein des peuplements (Regnery et al., 2013b; Asbeck et al., 2021b; Larrieu et al., 2012; Winter and Möller, 2008). Paillet et al. (2017) a notamment souligné l'effet négatif des pratiques sylvicoles dans les plantations forestières pouvant mener à l'absence ou au retrait de certains DMH et arbres habitats. Néanmoins, dans ces milieux intensivement gérés, la présence de quelques DMHs peut suffire à augmenter

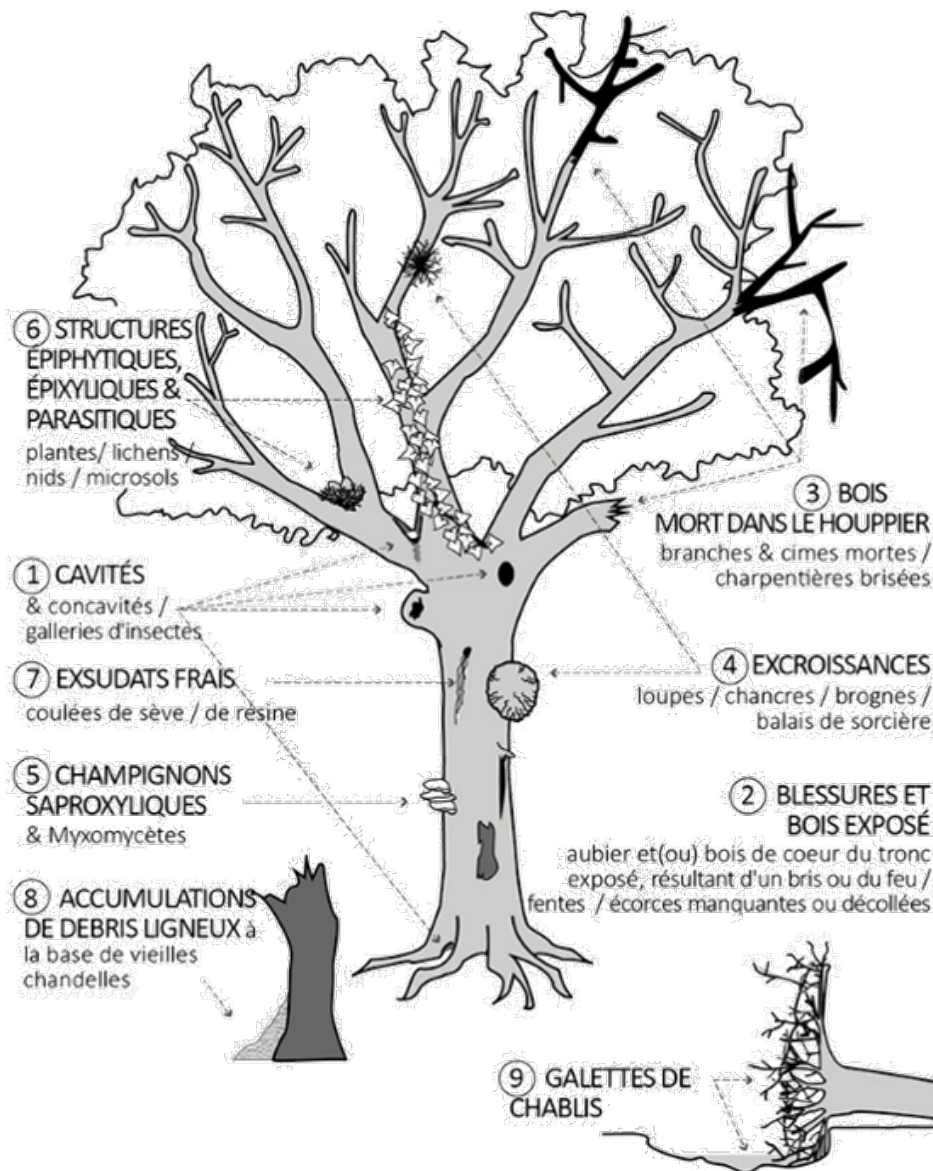


FIGURE 5 – Illustration des neuf formes de dendromicrohabitats, premier niveau de la typologie hiérarchique. © C. Emberger et L. Larrieu

considérablement la biodiversité; c'est notamment ce qu'a montré Bouget et al. (2014) dans les plantations de conifères des Landes de Gascogne (Nouvelle-Aquitaine, France), en soulignant une augmentation de la diversité spécifique des coléoptères saproxyliques dès qu'au moins une cavité était présente dans un rayon de 1 ha. Ainsi, l'occurrence, l'abondance et la diversité des DMHs dans les peuplements forestiers sont régies par différents facteurs, de l'échelle de l'arbre à celle du peuplement (Larrieu et al., 2022). A l'échelle de l'arbre, par exemple, le rôle de l'espèce, du diamètre à hauteur de poitrine, de l'âge et du statut (i.e., mort ou vivant) dans l'abondance et l'occurrence des DMHs a été mis en valeur dans de nombreuses études (e.g., Winter and Möller 2008; Vuidot et al. 2011; Larrieu

and Cabanettes 2012; Paillet et al. 2019; Kozák et al. 2018, 2023; Asbeck et al. 2019). De plus, les assemblages de DMHs diffèrent selon les espèces (e.g., Courbaud et al. 2021), sous-entendant ainsi des profils de DMH (i.e., densité et diversité) différents en fonction de la richesse spécifique et de la composition des peuplements forestiers. De nombreuses études sur les DMH ont été menées dans différents types de peuplement, principalement dominés par du chêne ou du hêtre ou un mélange hêtre-sapin (Martin et al., 2022), et y compris dans des peuplements monospécifiques de conifères (*Picea abies*, Asbeck et al. 2019). Néanmoins, une seule étude a été réalisée sur une forêt dominée par les pins (Bouget et al., 2014), et de la même manière, peu d'études se sont portées sur les forêts de ripisylve (Remm et al., 2006; Westerhuis et al., 2019; Gwaze and Elliott, 2011; Przepióra and Ciach, 2022). Plusieurs études ont souligné la richesse et la diversité biologique de ces dernières (e.g., Tockner and Stanford 2002; Naiman et al. 1993) et leur contribution significative à la biodiversité régionale (e.g., Sabo et al. 2005). Des études sur les profils de DMH associés à ces milieux devraient donc mettre en lumière des assemblages spécifiques de DMH et une grande diversité de ces DMH, en concordance avec la riche biodiversité de ces habitats forestiers. En prenant comme site d'étude la vallée du Ciron, l'objectif de ce chapitre est alors (i) d'étudier les assemblages de DMHs dans les différents types de peuplement de la vallée du Ciron (de la ripisylve aux plantations de pin maritime) ainsi que les facteurs pouvant expliquer ces assemblages, mais également (ii) de souligner l'importance et la contribution des ripisylves pour la conservation de ces structures. Ce chapitre a fait l'objet de l'article scientifique ci-après.

Les profils de dendromicrohabitats et la contribution des ripisylves dans la diversité et la conservation de ces microhabitats (article scientifique)

Amandine Acloque, Laurent Larrieu, Nicolas Goux and Frédéric Revers (2023). **Recording tree-related microhabitats to assess riparian forest contribution to biodiversity in landscapes dominated by conifer plantations.** *Biological Conservation* 286, 110261

Abstract

Riparian forests are considered as complex and biologically rich habitats. They play a crucial role for biodiversity conservation, in particular in landscapes under strong management pressure. Tree-related microhabitats (TreMs) support a wide array of biodiversity and some authors have suggested using them as indirect biodiversity indicators in forest ecosystems. This study investigates TreM profiles of a temperate riparian forest as last natural forest ecosystem in a context of intensively managed landscape along the Ciron river and of surrounding pine plantations of the Landes de Gascogne forest (France) and explores their drivers at tree and plot scales. A total of 28 transects perpendicular to the river, representing 84 0.1 ha-plots, were selected along the Ciron river and three of its tributaries. At tree scale, diameter at breast height (dbh), tree species and tree status (living, standing or lying dead) were significant predictors of TreM diversity. At plot scale, *Alnus glutinosa* was found to significantly contribute to riparian forest TreM profiles by hosting specific TreMs. The same role was highlighted for broadleaved species in pine plantations. At plot scale, the drivers of TreM diversity varied depending on plot location in the transect (riparian forest, plantation forest, intermediate area). We found that the presence of lying dead trees is an important driver of TreM diversity at plot scale, particularly in plantation stand and we thus suggest lying dead trees be include in future studies focusing on TreMs. The rich TreM profile of riparian forests highlights their crucial role in biodiversity conservation.

Keywords : Habitat trees, TreMs, Biodiversity conservation, Floodplain forest, Pine plantation, Forest management

Introduction

Riparian forests cover 2% of continental Europe (Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre) et al., 2011), representing only 10% of their original area Hughes et al. (2008). The depletion and deterioration of riparian forests is mainly due to land change and conversion as a result of human activities related to agriculture, forestry, and industrial and urban development (Hughes et al., 2012; Hughes and Rood, 2003). Riparian forests are one of the most important ecological systems from a natural, societal and ecosystem services point of view (Naiman and Décamps, 1997), but they are one of the most threatened (European Commission et al., 2016; Hughes et al., 2008). Moreover, recent studies indicate that they have an unfavourable conservation status, with a negative trend being reported by most European states (European Environment Agency, 2019). However, they are considered to be one of the most valuable habitats (Gregory et al., 1991) due to their role as ecological corridors at the interface between aquatic and terrestrial environments along rivers, lakes or streams banks (Naiman and Décamps, 1997; Naiman et al., 2010). Riparian forests are shaped by geomorphological conditions (e.g., slope and erosion) and fluvial and flooding dynamics, leading to the creation of a complex and heterogeneous mosaic of habitats promoting a high level of biodiversity (Havrdová et al., 2023; Brown et al., 1997).

Numerous studies have highlighted the great biological richness and diversity of riparian forests and their crucial role in biodiversity conservation (Tockner and Stanford, 2002; Naiman et al., 1993; Sabo et al., 2005). They have shown that riparian forests are essential for several taxa such as birds (e.g., Bennett et al. 2014a; Mitchell et al. 2018; Knutson et al. 1996; de Oliveira Ramos and dos Anjos 2014), plants (e.g., Pollock et al. 1998; Hernández-Dávila et al. 2020; Naiman and Décamps 1997), butterflies (e.g., Oliveira et al. 2021; Montejo-Kovacevich et al. 2022; Galiano et al. 1985) and other invertebrates (e.g., Marx et al. 2012; Otto and Floren 2010; Rykken et al. 2007), especially saproxylic species like beetles, which are considered to be at higher risk of extinction than species in other types of forests (Seibold et al., 2015). Riparian forests are assumed to disproportionately contribute to regional biodiversity by hosting different species pools or a higher number of species than other adjacent habitats within the same geographic area (Sabo et al., 2005; Naiman et al., 1993). In plantation forests, the presence of riparian forests embedded within the landscape matrix are essential for the maintenance of ecosystem services and for biological conservation (Fischer et al., 2006; Lindenmayer and Hobbs, 2004).

Since the direct assessment of forest biodiversity is highly challenging due to the large number of species involved (Larsson et al., 2001) and the low levels of congruence between taxa (e.g., Larrieu et al. 2018), emphasis has been put on habitat structural complexity

(Lindenmayer et al., 2000). Deadwood is a key component of structural complexity and a key resource for roughly 30% of forest-dwelling taxa (Stokland et al., 2012). Its spatial distribution in riparian forests is strongly influenced by flood dynamics and forest management (e.g., Oettel et al. 2022). Tree-related microhabitats (hereafter referred to as TreMs) have also been identified as key features for forest-dwelling taxa (Larrieu et al., 2018) associated with a part of biodiversity that is not usually associated with deadwood (Stokland et al., 2012). In addition, since about 60% of TreMs are saproxylic (i.e., they contain decaying wood), recording TreMs is an efficient way of assessing saproxylic taxa. The TreM profiles (i.e., density and diversity) of deadwood are influenced by forest management (e.g. Winter and Möller 2008; Larrieu and Cabanettes 2012).

While many TreMs studies have been carried out in several forest types (mainly beech-, beech-fir- and oak-dominated)(Martin et al., 2022), only a few have been conducted in riparian forests, most of them only dealing with cavities (Remm et al., 2006; Westerhuis et al., 2019; Gwaze and Elliott, 2011). While the other TreMs were hardly or not at all considered in these studies, they showed that riparian forests contribute highly to cavity supply. To our knowledge, only one study (Przepióra and Ciach, 2022) has explored TreM assemblages as a whole; this study was conducted in a willow-poplar riparian forest in Poland and the authors highlighted the importance of these forests in terms of their TreM richness and abundance. However, due to the diverse types of structure and composition of streams and associated riparian forests, the TreM assemblages in these habitats are still poorly understood, despite their key role in forest biodiversity conservation.

In order to assess the role of riparian forests in TreM supply at the landscape scale, we used as a case study alluvial forests with *Alnus glutinosa* (type 91E0*), a priority natural habitat type under the directive Natura 2000 for the protection of European threatened species and habitats in the Landes de Gascogne massif (Nouvelle-Aquitaine, Southwestern France). Little is known about the total length and surface area occupied by riparian forests embedded in this massif, but Van Halder et al. (2015) have highlighted their significant contribution to biodiversity, in particular to forest butterflies. Covering about 1.1 million ha, the Landes de Gascogne massif is Europe's largest artificial forest, of which about 890 000 ha is managed and 90% is native maritime pine (*Pinus pinaster*). Mostly privately owned (92%), this plantation forest plays an important economic role by providing many jobs and delivering wood at national and European levels. The forest is intensively managed and current silvicultural practices comprise short to medium-term rotation cycles (25-50 years) and clear-cutting, fertilisation, frequent thinning and mechanical operations that disturb the soils. Such management is known to negatively affect biodiversity, particularly the saproxylic taxa associated with deadwood and TreMs (Brin et al., 2009; Bouget et al., 2014). To our knowledge, only one TreM study has been carried out on pine-dominated forest (Bouget et al., 2014) : it showed that the density of TreM-

bearing trees was much lower in pine plantations than in other forest stands and that the presence of at least one cavity-bearing tree per hectare was correlated with a significant increase in saproxylic beetle species richness.

In this study, we assessed TreM assemblages on cross-sectional transects from riparian forest to maritime pine plantations. We aimed (i) to specify the role of riparian forest in the TreM supply, and (ii) to identify the key factors that may explain the TreM profiles.

Material and Methods

Study area and sampling design

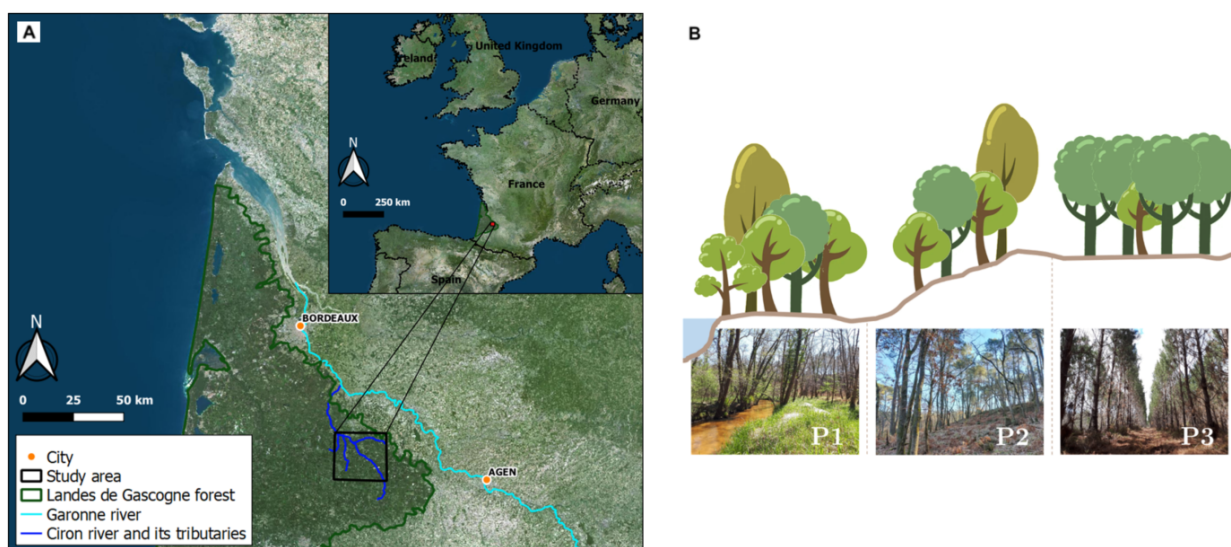


FIGURE 6 – A) Study location in the Landes de Gascogne Forest, Nouvelle-Aquitaine, France and B) cross-sectional transect (P1 : floodplain, P2 : slope, P3 : plateau)

This study was conducted in South-West France in the Landes de Gascogne forest, along the Ciron river, a 97km long tributary of the Garonne river (Figure 6A). The banks of the Ciron river and its tributaries are bordered by a riparian forest (habitat type 91E0*) dominated by alders (*A. glutinosa*) and oaks (*Quercus* sp., of which mostly *Quercus robur*) and form part of the European Natura 2000 Network (FR7200693 "Vallée du Ciron").

Due to both the proximity of the Atlantic Ocean and its latitude (44°N), the Ciron area has a temperate oceanic climate. The whole region has nutrient-poor soils (e.g., podzols and arenosols) due to the humid climate, siliceous sandy surface formations and the presence of acidifying vegetation (both conifers and heathers). However, along the river, the soils are nutrient-rich as a result of the deposition of sediment due to the river regime and associated flooding events.

Twenty-eight forested cross-sectional transects (40 to 200m in length) were selected along the Ciron river and three of its tributaries (namely the Bagéran, Gouaneyre and

Barthos rivers). Each transect was composed of three 1000m²-plots delineated according to the geomorphology of the area : one on the floodplain (named P1), one on the slope (P2) and one on the plateau (P3)(Figure 6B). The forest structure and composition thus varied depending on the plot location : unmanaged deciduous riparian forest on the floodplain (P1), intensively managed maritime pine monospecific plantations on the plateau (P3), and intermediate forest stands on the slope (P2).

Recording TreMs and individual tree characteristics

The fieldwork was carried out in the spring and early summer of 2021 (April to June). In each plot of the 28 transects (i.e., in all 84 plots), every tree with a diameter at breast height (dbh) greater than 10cm for living trees and 7cm for dead ones were examined individually for the presence of TreMs. Each stem of a multi-stemmed tree with a separation height lower than 130cm was considered as an individual tree. The species, dbh and tree status (living, standing dead and lying dead) of each tree were recorded, along with its GPS coordinates (in the case of a multi-stemmed tree, a unique location was recorded). When the tree species was hard to identify, particularly in the case of deadwood items in the final stages of decay, only the genus was recorded. The decay stage of the standing and lying dead trees was recorded (see Bütler et al. 2020 for the description of the five wood decay stages). The survey of TreMs was based on the hierarchical typology established by Larrieu et al. (2018), to which the two forms "snag base coarse woody debris" and "rootplate" were added. In total, the used typology consisted of 9 forms (cavities, tree injuries and exposed wood, crown deadwood, excrescences, fruiting bodies of saproxylic fungi and slime moulds, epiphytic and epixylic structures, fresh exudates, snag base coarse woody debris, and rootplates), 17 groups and 50 types (see appendix for the description of each type). The rootplates were recorded on lying dead or fallen living trees. The number of TreM types to be recorded was reduced for dead trees and more precisely for lying dead trees, as some TreMs are specific to living trees (e.g., crown deadwood) or to standing ones (e.g., trunk-base rot-hole, chimney trunk and crown microsoil). The upper parts of the trunk and crown were examined using binoculars. In order to avoid or limit any observer effect (Paillet et al., 2015), all TreMs surveys were performed by the same previously-trained person (A.A.).

Plot and TreM characteristics

The data recorded at individual tree scale were used to compute plot-descriptive variables of forest composition and structure. In each plot, total basal area (m² ha⁻¹), tree density (i.e., number of trees per hectare), number of tree species, proportions of *P. pinaster* trees, *A. glutinosa* trees and standing and lying dead trees were calculated.

TreM occurrence and diversity was quantified for each plot. TreM diversity at the tree/plot scale (hereafter α -/ γ -diversity) was defined in terms of number of TreM types occurring on an individual tree/within a plot. TreM occurrence was identified at the tree scale for each tree species and status and for each TreM form as a binary response, using the value 1 when the TreM form was present on the tree and 0 when not.

Data analyses

All the data analyses were carried out using the R software (R Core Team, 2022). In all the analyses, unless stated otherwise, the result was considered to be significant when the associated critical p-value was less than 0.05.

Inter-group (tree species, tree status or plot) differences in the studied parameters (dbh, α -diversity, γ -diversity, basal area, tree density, proportion of standing/lying dead trees, number of tree species, proportions of *P. pinaster* and *A. glutinosa*) were tested using the Kruskal-Wallis test (*kruskal.test* function, R package *stats*) and the post-hoc pair-wise Dunn test (*dunnTest* function, package *FSA*, Ogle et al. 2022).

The relationships between α -diversity and individual tree characteristics (dbh, tree species and tree status) of the four dominant tree species (*A. glutinosa*, *P. pinaster*, *Q. robur* and *Q. pyrenaica*) were analysed using generalised linear mixed models (GLMMs) with the *glmmTMB* package (Brooks et al., 2017a). We fitted one "general" model with tree species, tree status and dbh as covariates to explain α -diversity, and one model per dominant tree species with dbh and tree status as explanatory variables. For these five models, transect and plot were considered as random effects according to the crossed data structure. Since α -diversity was count data, we used a Conway-Maxwell Poisson distribution to prevent under- or over-dispersion (Sellers et al., 2012; Sellers and Premeaux, 2021). Dispersion, outliers and zero-inflation were analysed using the *DHARMA* package (Hartig, 2019). Multicollinearity was analysed using the variance inflation factor (VIF ; package *performance*, Lüdtke et al. 2021), and collinearity was considered too high when $VIF > 5$ (James et al., 2021; Zuur et al., 2009).

At plot scale, drivers of γ -diversity were also analysed using GLMMs. One "general" model was fitted for all plots (P1, P2 and P3), and one specific model was fitted for each plot. The transect was included in these four models as a random factor. The predictors used here were : number of tree species in the plot, density of the trees, basal area, proportions of lying and standing dead trees and proportion of *P. pinaster*. As for α -diversity, all the models were based on count data with a Conway-Maxwell Poisson distribution, and over-dispersion, zero-inflation, outliers and multicollinearity were tested using *DHARMA* and *performance* packages. The explanatory variable "proportion of *P. pinaster*" was removed from the P3 model, because of multicollinearity ($VIF = 21.67$).

As *A. glutinosa* was only found in P1, we tested the contribution of this tree species to P1 TreM diversity by performing a non-parametric paired Wilcoxon test (Kassambara, 2019) using the *wilcox.test* function from the R package *stats*. Similarly, we tested the contribution of deciduous tree species to P3 TreM diversity. Finally, we studied TreM diversity and TreM form occurrence of *P. pinaster* living trees in the plot where they were located (P1 on the floodplain containing non-harvested maritime pine trees, P2 as an intermediate position, and P3 on the plateau, where the maritime pines were to be harvested). TreM diversity was tested using a GLMM with a Conway-Maxwell Poisson distribution, and TreM occurrence was tested using a generalised linear model with a binomial error distribution.

Results

Raw data summary

In this study, 6195 trees belonging to 14 species were inventoried (5410 living, 494 standing dead and 291 lying dead) for a total number of 7148 recorded TreMs. Of the original 50 TreM types, 17 groups and 9 forms described in the protocol, 41 types, 16 groups and 8 forms were found in the Ciron valley, the missing form being "snag base coarse woody debris". The three most common TreM types recorded were bryophytes (29.3%), lichens (21.2%) and dead branches (19.7%). At least one TreM was recorded on 69.3% of the trees assessed in this study. TreM-bearing deciduous trees represented 52.4% of assessed trees, but 75.2% of the total number of TreM-bearing trees. Moreover, *P. pinaster* trees represented 39.1% of the total number of assessed trees, but 17.2% of the total number of TreM-bearing trees.

Of the 14 inventoried tree species (*A. glutinosa*, *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, *Crataegus monogyna*, *P. pinaster*, *Populus tremula*, *Pyrus communis*, *Q. pyrenaica*, *Q. robur*, *Rhamnus* sp., *Robinia pseudoacacia*, *Salix* sp., *Sorbus torminalis* and *Ulmus minor*), the four dominant ones were *P. pinaster* (39.1%), *Q. robur* (30.5%), *Q. pyrenaica* (14.2%) and *A. glutinosa* (10.7%). *Q. robur* was the tree species with the highest number of TreM types and proportion of TreM-bearing trees, and *P. pinaster* the lowest (Table 1). The standing dead trees had the highest proportion of TreM-bearing trees, but the highest number of TreM types was found on living trees (Table 1). At plot scale, the highest number of TreM types and proportion of TreM-bearing trees was found in P1 and the lower in P3 (Table 1). Further details on TreM abundance and diversity are provided in the appendix.

There were no significant differences between the plots in terms of basal area and mean number of trees per hectare (Kruskal-Wallis test, p-value > 0.05), but significant differences were found in terms of the other metrics (Table 2, Kruskal-Wallis test, p-value

TABLEAU 1 – Data collection summary. Number of trees, TreM diversity and abundance and dominant TreM types per tree species, plot (P1 : "floodplain", P2 : "slope", P3 : "plateau") and tree status (SDT = standing dead trees, LDT = lying dead trees)

	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	P1	P2	P3	Living trees	SDT	LDT
Number of trees (total)	665	2420	1888	880	2661	1931	1603	5410	494	291
Number of trees in P1	665	271	1288	240	-	-	-	2168	294	199
Number of trees in P2	0	618	587	596	-	-	-	1702	173	56
Number of trees in P3	0	1531	13	44	-	-	-	1540	27	36
Number of TreM types	29	23	35	25	39	31	17	41	19	15
Total TreM abundance	893	1221	3340	1303	4178	2225	745	6183	669	296
Prop. of TreM-bearing trees (%)	82.1	44	88.6	87.6	83.8	71.2	42.9	68.2	79.4	72.5
Dominant TreM type.s	Bryophytes (36.6%) and lichens (28.0%)	Dead branches (67.2%)	Bryophytes (35.1%) and lichens (22.4%)	Bryophytes (33.5%) and lichens (35.9%)	Bryophytes (32.3%) and lichens (23.5%)	Bryophytes (32.0%) and lichens (23.1%)	Dead branches (73.3%) and perennial polyepores ¹ (9.1%)	Bryophytes (29.1%), lichens (23.1%) and dead branches (22.3%)	Bryophytes (28.0%), insect galleries (19.0%), ivy or liana (11.7%) and annual polyepores (11.2%)	Bryophytes (36.1%), insect galleries (32.8%)

1. Perennial polyepores were primarily represented by *Porodaedalea pini* (Brot.) Murrill

< 0.05). Significant differences were found between species, tree status and plot in terms of dbh (Kruskal-Wallis test, p-value < 0.05), with a significantly higher dbh for *P. pinaster* and living trees (Table 2).

TABLEAU 2 – Characteristics of individual trees (with dbh > 10cm for living ones and dbh > 7cm for dead ones) and plots ("P1" : floodplain, "P2" : slope, "P3" : plateau). Values in brackets correspond to the standard deviation. (dbh = diameter at breast height, SDT = standing dead trees, LDT = lying dead trees)

Level	Attribute	P1	P2	P3	Total
Tree	Mean dbh (cm)				
	- all species (living trees)	24.1 (±11.8)	23.6 (±13.3)	25.1 (±10.3)	24.2 (±11.9)
	- living <i>Pinus pinaster</i>	39.4 (±15.3)	35.6 (±14.2)	25.6 (±10.2)	29.5 (±13.0)
	- living <i>Alnus glutinosa</i>	19.9 (±7.4)	-	-	19.9 (±7.4)
	- living <i>Quercus robur</i>	24.9 (±11.1)	19.1 (±8.9)	13.2 (±2.6)	22.9 (±10.8)
	- living <i>Quercus pyrenaica</i>	18.9 (±6.3)	16.0 (±4.8)	13.3 (±3.1)	16.6 (±5.4)
	- SDT	14.8 (±7.9)	11.6 (±4.7)	18.3 (±8.0)	13.9 (±7.2)
	- LDT	20.1 (±11.2)	13.7 (±5.6)	15.4 (±8.8)	18.3 (±10.4)
	α -diversity				
	- all species (living trees)	1.6 (±1.1)	1.1 (±1.0)	0.4 (±0.5)	1.1 (±1.1)
	- living <i>Pinus pinaster</i>	0.6 (±0.8)	0.5 (±0.6)	0.4 (±0.5)	0.5 (±0.6)
	- living <i>Alnus glutinosa</i>	1.4 (±1.0)	-	-	1.4 (±1.0)
	- living <i>Quercus robur</i>	2.0 (±1.1)	1.5 (±1.1)	0.5 (±1.0)	1.8 (±1.1)
	- living <i>Quercus pyrenaica</i>	1.7 (±0.9)	1.5 (±0.9)	1.2 (±0.8)	1.5 (±0.9)
	- SDT	1.4 (±1.1)	1.3 (±1.0)	1.0 (±0.8)	1.3 (±1.1)
	- LDT	1.0 (±0.8)	1.1 (±0.8)	0.9 (±0.8)	1.0 (±0.8)
	Plot	Mean tree specific richness	4.7 (±1.2)	3.1 (±1.2)	1.7 (±0.9)
Mean tree density (N/ha)		623 (±229)	584 (±285)	491 (±230)	567 (±253)
Mean basal area (m ² /ha)		29.4 (±7.9)	30.4 (±14.8)	27.9 (±9.1)	29.3 (±11.0)
Mean % of SDT		9.8 (±6.7)	6.6 (±6.9)	1.9 (±5.2)	6.1 (±7.1)
Mean % of LDT		7.0 (±4.7)	2.4 (±3.1)	2.5 (±3.7)	4.0 (±4.4)
Mean % of <i>P. pinaster</i>		9.4 (±11.8)	40.5 (±35.0)	94.7 (±11.4)	47.6 (±41.7)
Mean % of <i>A. glutinosa</i>		23.5 (±15.1)	-	-	7.9 (±14.2)
γ -diversity		16.4 (±4.0)	10.1 (±5.0)	3.9 (±2.8)	10.2 (±6.5)

Effects of individual tree characteristics on α -diversity

The mean α -diversity was 1.1 ± 1.1 TreM types/tree (Table 2) for all the assessed living trees; this was significantly lower than the α -diversity of standing dead trees (1.3 ± 1.1 TreM types/tree, Table 2; Kruskal-Wallis and Dunn tests, p-value < 0.01), but higher than that of lying dead trees (1.0 ± 0.8 TreM types/tree, Table 2, Kruskal-Wallis and Dunn tests, p-value < 0.01).

α -diversity was found to be affected by tree species, tree status and dbh; these three tree characteristics explained about 38% of the total variance (Model 1, Table 3). For the four dominant species (Models 2, 3.a, 4 and 5, Table 3), dbh was a significant explanatory variable of α -diversity, with a higher TreM diversity in larger trees.

Regarding the four main tree species of this study, α -diversity increased with tree dbh, in both living and dead trees (Figure 7). Lying dead trees had lower α -diversity

than standing and living ones (Kruskal-Wallis and Dunn tests, p -value < 0.01). Nevertheless, regarding *P. pinaster*, all the dead trees had higher α -diversity than the living ones (Kruskal-Wallis test and associated Dunn test, p -value < 0.01), with values approximately twice as high for the same dbh range (Figure 7).

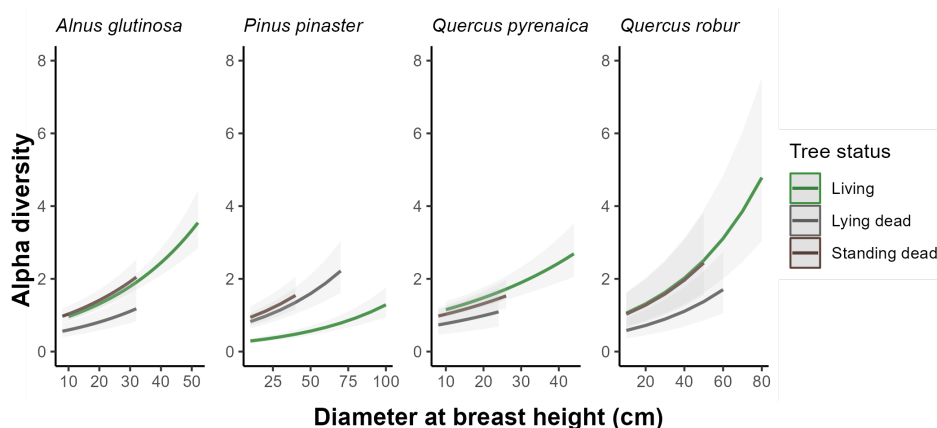


FIGURE 7 – Relationship between α -diversity, diameter at breast height by tree living status for the four main tree species. Coloured lines represent estimates from individual generalised mixed effects models with a Conway-Maxwell Poisson distribution (Table 2, Models 2, 3.a, 4 and 5). Solid lines represent estimates in the data range and dashed lines interpolated ones. Grey ribbons show the 95% confidence intervals.

Effects of plot structure and composition on γ -diversity

The mean γ -diversity was 10.2 ± 6.5 TreM types/plot (Table 2), which, significantly decreased (Kruskal-Wallis and post-hoc Dunn tests, p -value < 0.05) from P1 (16.4 ± 4.0) to P3, where mean γ -diversity was four time lower (3.9 ± 2.8). γ -diversity was generally found to be positively affected by tree species richness, basal area and proportions of standing and lying dead trees, and negatively affected by proportion of *P. pinaster* (Table 4, Model 6); these fixed effects explained 45% of the total variance.

In P1, γ -diversity was positively driven by basal area and proportion of dead standing trees and negatively affected by proportion of *P. pinaster* in the plot (Model 7, Table 4). The drivers of γ -diversity in P2 and P3 differed (Models 8 and 9, Table 4); γ -diversity in P2 was positively related to basal area and negatively related to proportion of *P. pinaster*, while in P3 it was positively related to tree species richness and proportion of lying dead trees.

Although *A. glutinosa* represented only $23.5 \pm 15.1\%$ on average of the total number of assessed trees in P1 (Table 1), it was found to significantly contribute to γ -diversity (Figure 8A, paired Wilcoxon test p -value < 0.001), with a 17.1% increase in γ -diversity. Similarly, the contribution of the broadleaved species to γ -diversity in the P3 plateau was significant (Figure 8B), with an increase of 26.6% of mean γ -diversity.

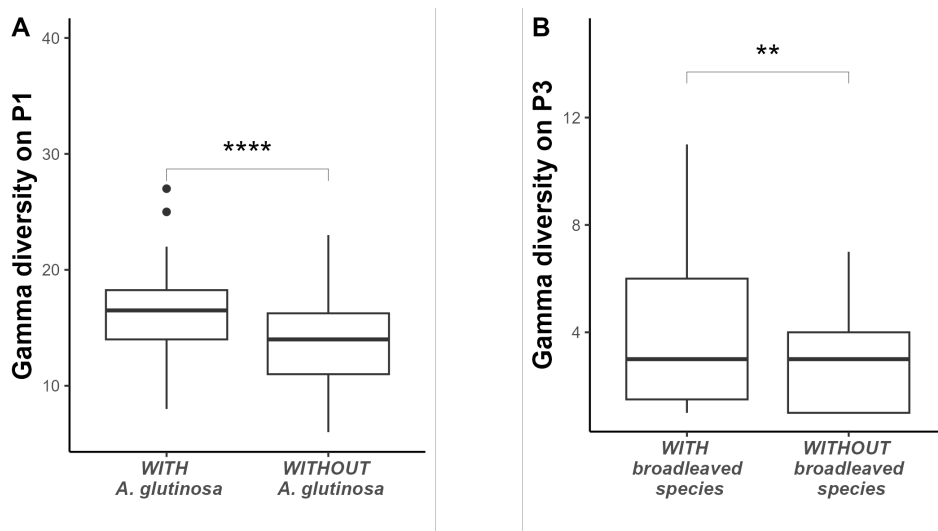


FIGURE 8 – Boxplots of contribution of A) *Alnus glutinosa* to P1 γ -diversity; B) broad-leaved species to P3 γ -diversity. Asterisks indicate significance level of paired Wilcoxon test (* $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$, **** $p \leq 0.0001$)

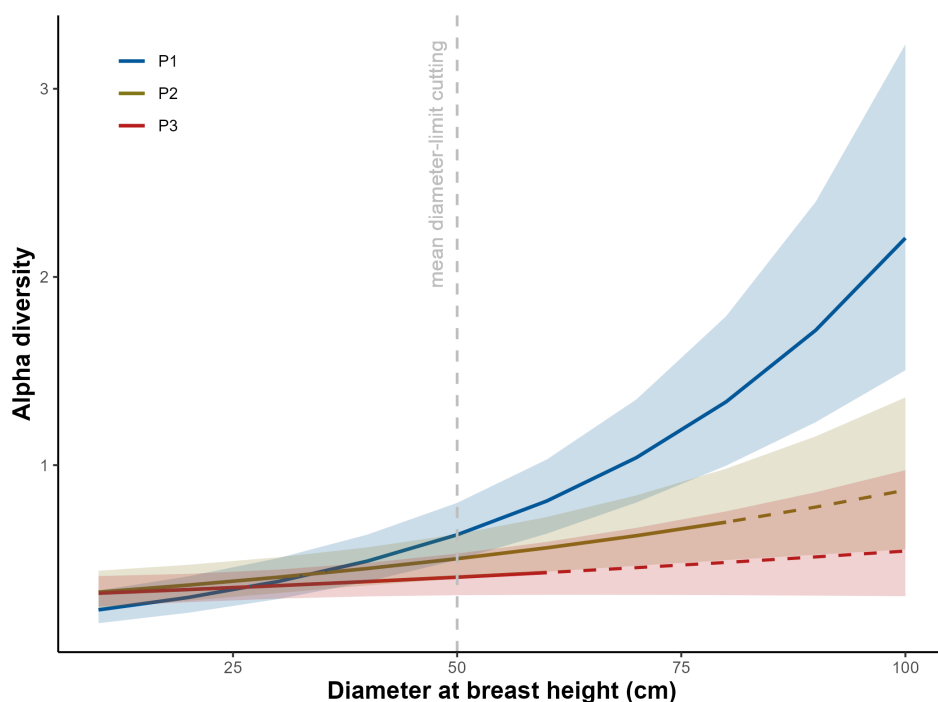


FIGURE 9 – Relationship between α -diversity of living *Pinus pinaster* trees and diameter at breast height by plot (P1 in blue, P2 in green and P3 in red). Coloured lines represent estimates from Model 3.b (Table 2) and ribbons represent 95% confidence intervals. The solid lines represent estimates within the data range and the dashed lines are interpolated ones. The grey vertical dashed line represents maritime pine mean diameter limit-cutting.

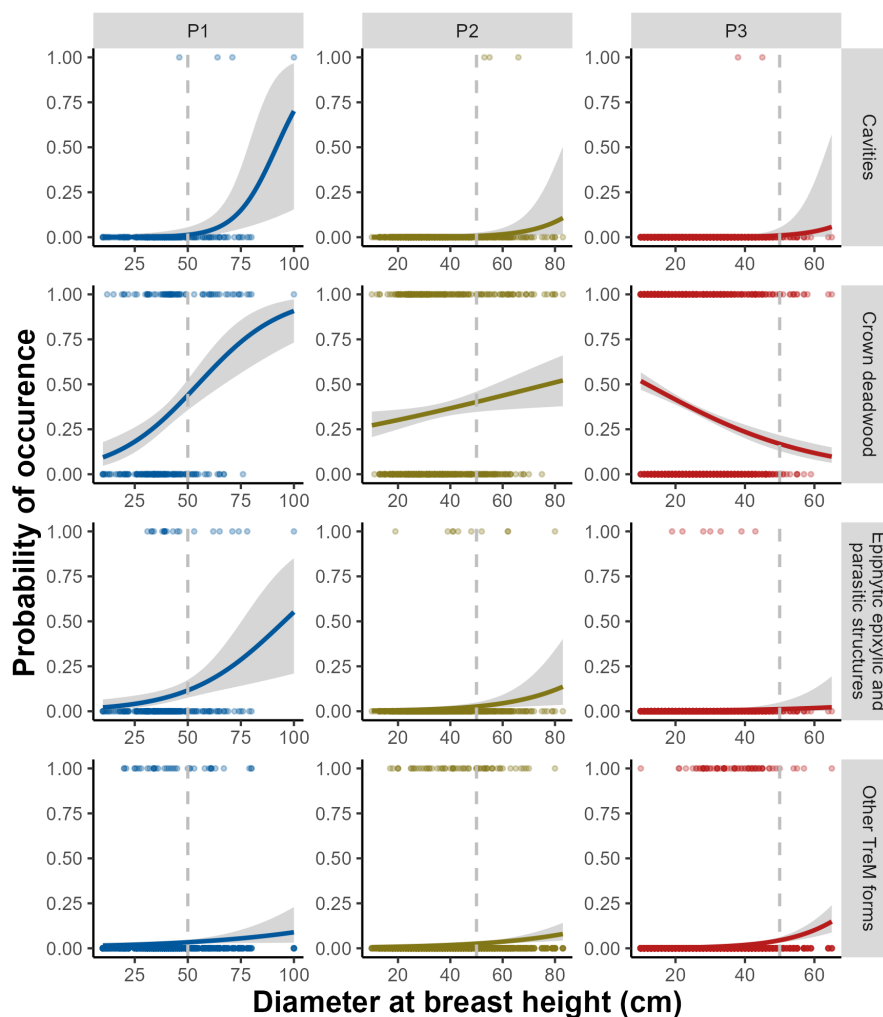


FIGURE 10 – Relationship between TreM occurrence on living *Pinus pinaster* trees and diameter at breast height by TreM form (cavities, crown deadwood, epiphytic epixylic and parasitic structures, and other TreM forms) and by plots (P1 in blue, P2 in green and P3 in red). Lines represent estimates from generalised linear models with a binomial error distribution. Grey ribbons show the 95% confidence intervals. The grey vertical dashed line represents maritime pine mean diameter limit-cutting.

TreM diversity and occurrence on *Pinus pinaster* trees depending on their location

The highest dbhs of living *P. pinaster* trees were found in P1 (Table 2) with a maximum of 100cm (39.4 ± 15.3 on average) and 65cm (25.6 ± 10.2 on average) in P3. The interaction dbh : plot and the dbh were significant explanatory variables of living *P. pinaster* α -diversity (Table 3, Model 3.b). Regardless of the plot, dbh had a significantly positive effect on α -diversity; however, for the same given dbh, α -diversity was variable depending on the plot in which the tree was located (Table 3, Model 3.b; Figure 9).

The probability of the occurrence of a given TreM form on a living *P. pinaster* tree

differed depending on the dbh, regardless of the plot (Figure 5). The probabilities of occurrence of cavities and epiphytic, epixylic and parasitic structures increased when dbh was higher than 60-75cm. Except for crown deadwood, the profiles of the probability curves were very similar from one plot to another for the same dbh range of 0 to 60cm (Figure 10).

TABLEAU 3 – Summary of α -diversity models coefficients estimated through generalised linear mixed models with Conway-Maxwell distribution family. For the first model, the intercept represents *Quercus robur* living trees. For the models 2,3.a, 4 and 5, intercept represents living trees and for the model 3.b it represents trees from the plot P1

Parameter	Estimate	SE	95% CI	p-value
Model 1 : α-diversity \sim Tree species + DBH + tree status + (1 plot) + (1 transect)				
(Intercept)	0.009	0.070	[-0.128 ; 0.145]	0.902
Tree Species - <i>A. glutinosa</i>	-0.236	0.030	[-0.295 ; -0.176]	< 0.001***
Tree Species - <i>P. pinaster</i>	-1.275	0.042	[-1.357 ; -1.193]	< 0.001***
Tree Species - <i>Q. pyrenaica</i>	0.007	0.029	[-0.051 ; 0.065]	0.814
DBH	0.019	0.001	[0.018 ; 0.021]	< 0.001***
tree status - Standing dead	0.025	0.035	[-0.044 ; 0.094]	0.480
tree status - Lying dead	-0.203	0.056	[-0.313 ; -0.092]	< 0.001***
Model 2¹: α-diversity <i>A. glutinosa</i> \sim DBH + tree status + (1 plot) + (1 transect)				
(Intercept)	-0.349	0.088	[-0.521 ; -0.177]	< 0.001***
DBH	0.031	0.003	[0.024 ; 0.038]	< 0.001***
tree status - Standing dead	0.072	0.095	[-0.116 ; 0.259]	0.454
tree status - Lying Dead	-0.481	0.167	[-0.809 ; -0.153]	0.004**
Model 3.a : α-diversity <i>P. pinaster</i> \sim DBH + tree status + (1 plot) + (1 transect)				
(Intercept)	-1.399	0.134	[-1.661 ; -1.137]	< 0.001***
DBH	0.017	0.002	[0.013 ; 0.020]	< 0.001***
tree status - Standing dead	1.173	0.100	[0.977 ; 1.369]	< 0.001***
tree status - Lying Dead	1.040	0.087	[0.870 ; 1.210]	< 0.001***
Model 3.b : α-diversity <i>living-P. pinaster</i> \sim DBH * plot + (1 transect)				
(Intercept)	-1.716	0.213	[-2.134 ; -1.298]	< 0.001***
DBH	0.025	0.003	[0.019 ; 0.032]	< 0.001***
Plot - P2	0.483	0.236	[0.021 ; 0.945]	0.040*
Plot - P3	0.516	0.226	[0.072 ; 0.959]	0.023*
DBH : Plot - P2	-0.014	0.005	[-0.023 ; -0.005]	0.002**
DBH : Plot - P3	-0.019	0.005	[-0.029 ; -0.009]	< 0.001***
Model 4 : α-diversity <i>Q. robur</i> \sim DBH + tree status + (1 plot) + (1 transect)				
(Intercept)	-0.159	0.222	[-0.593 ; 0.275]	0.473
DBH	0.022	0.001	[0.019 ; 0.024]	< 0.001***
tree status - Standing dead	-0.028	0.047	[-0.120 ; 0.064]	0.557
tree status - Lying Dead	-0.602	0.088	[-0.775 ; -0.428]	< 0.001***
Model 5 : α-diversity <i>Q. pyrenaica</i> \sim DBH + tree status + (1 plot) + (1 transect)				
(Intercept)	-0.107	0.107	[-0.316 ; 0.102]	0.317
DBH	0.025	0.004	[0.018 ; 0.032]	< 0.001***
tree status - Standing dead	-0.115	0.075	[-0.261 ; 0.031]	0.122
tree status - Lying Dead	-0.403	0.219	[-0.832 ; 0.026]	0.066

¹ Random factor filled as (1 | plot) + (1 | transect) can be simplified by (1 | transect) as *A. glutinosa* trees were only present in P1

TABLEAU 4 – Summary of γ -diversity models coefficients estimated through generalized linear mixed models with Conway-Maxwell distribution family (Nb. spe = number of species, BA = basal area, SDT = standing dead trees, LDT = lying dead trees)

Parameter	Estimate	SE	95% CI	p-value
Model 6 : γ-diversity \sim Nb. spe + Tree density + BA + Prop. LDT + Prop. SDT + Prop. pines + (1 transect)				
(Intercept)	2.090	0.160	[1.778 ; 2.403]	< 0.001***
Nb. spe	0.062	0.029	[0.006 ; 0.119]	0.031*
Tree density	-0.0003	0.0002	[-0.0006 ; 0.0001]	0.080
BA	0.014	0.003	[0.008 ; 0.020]	< 0.001***
Prop. LDT	0.022	0.007	[0.008 ; 0.036]	0.002**
Prop. SDT	0.011	0.005	[0.0001 ; 0.021]	0.048*
Prop. <i>P. pinaster</i>	-0.013	0.001	[-0.015 ; -0.010]	< 0.001***
Model 7 : γ-diversity$_{P1} \sim$ Nb. spe + Tree density + BA + Prop. LDT + Prop. SDT + Prop. pines + (1 transect)				
(Intercept)	2.305	0.179	[1.953 ; 2.657]	< 0.001***
Nb. spe	-0.022	0.031	[-0.084 ; 0.039]	0.479
Tree density	-0.0002	0.0003	[-0.001 ; 0.0003]	0.480
BA	0.017	0.006	[0.006 ; 0.030]	0.003**
Prop. LDT	0.010	0.008	[-0.005 ; 0.026]	0.179
Prop. SDT	0.015	0.007	[0.001 ; 0.030]	0.036*
Prop. <i>P. pinaster</i>	-0.007	0.003	[-0.013 ; -0.001]	0.015*
Model 8 : γ-diversity$_{P2} \sim$ Nb. spe + Tree density + BA + Prop. LDT + Prop. SDT + Prop. pines + (1 transect)				
(Intercept)	2.199	0.443	[1.332 ; 3.067]	< 0.001***
Nb. spe	0.007	0.105	[-0.199 ; 0.213]	0.947
Tree density	-0.0001	0.0004	[-0.001 ; 0.001]	0.718
BA	0.017	0.005	[0.007 ; 0.029]	0.001**
Prop. LDT	0.039	0.027	[-0.014 ; 0.091]	0.148
Prop. SDT	0.001	0.015	[-0.030 ; 0.031]	0.965
Prop. <i>P. pinaster</i>	-0.016	0.004	[-0.023 ; -0.009]	< 0.001***
Model 9 : γ-diversity$_{P3} \sim$ Nb. spe + Tree density + BA + Prop. LDT + Prop. SDT + (1 transect)				
(Intercept)	0.351	0.453	[-0.537 ; 1.239]	0.438
Nb. spe	0.500	0.115	[0.274 ; 0.725]	< 0.001***
Tree density	-0.001	0.001	[-0.001 ; 0.001]	0.256
BA	-0.001	0.010	[-0.020 ; 0.018]	0.907
Prop. LDT	0.068	0.024	[0.021 ; 0.115]	0.004**
Prop. SDT	0.008	0.017	[-0.026 ; 0.042]	0.643

Discussion

The Landes de Gascogne Forest is an excellent example of highly contrasting forested landscape comprising very dominant intensively managed forest stands of conifer monocultures harvested in short rotations and a tiny network of unharvested riparian forests dominated by broadleaved tree species. The originality of our study lies in the investigation of the contribution of riparian forests to biodiversity in these contrasting landscapes via the study of TreM profiles.

The few studies that have focused on TreMs in riparian forests have only dealt with cavities. They highlighted that riparian forests contribute to cavity supply (e.g., Remm et al. 2006; Gwaze and Elliott 2011; Westerhuis et al. 2019). The only study that assessed the complete TreM profile of a temperate riparian forest (Przepióra and Ciach, 2022) was carried out in willow-poplar riparian forests in Poland, providing a first TreM reference

for temperate riparian forests. It underlined the high TreM richness of this ecosystem and the drivers of the TreM profile, such as tree density, basal area, number of tree species and percentage of willows. In our TreM study, we focused on another type of temperate riparian forest with a different forest composition comprising *A. glutinosa*, a poorly known but promising tree species in terms of TreM supply (Courbaud et al., 2021), and which is considered of major concern in the European conservation strategy, Natura 2000.

Key drivers of TreM profiles in a contrasting forest landscape

Drivers of TreM diversity were assessed at tree and plot scales along a gradient of forest composition (riparian forest, pine plantations and intermediate stands). This study is one of the first to examine the detailed TreM profiles of *A. glutinosa*, *Q. pyrenaica* and *P. pinaster* and include lying dead trees in the TreM assessment. At tree scale, the diameter, tree species and tree status (i.e., living or dead) were found to be strongly correlated with TreM diversity as has been previously found in many studies (Asbeck et al., 2019; Larrieu and Cabanettes, 2012; Larrieu et al., 2014; Michel and Winter, 2009; Paillet et al., 2018; Vuidot et al., 2011; Winter and Möller, 2008).

At plot scale, the proportions of standing and lying dead trees were found to be significantly related to TreM diversity, thus highlighting, in line with Paillet et al. (2017), the significant contribution of deadwood to the supply of TreMs at plot scale, and consequently benefiting TreM-dwelling taxa. Lying deadwood elements were not included in the seminal TreM definition of Larrieu et al. (2018), but were added in this study, as they constitute essential substrates or life sites for many species (Franc, 2007; Preikša et al., 2015; Ulyshen and Hanula, 2009; Bragg and Kershner, 1999) and are known to accumulate in riparian areas (Oettel et al., 2022; Bragg and Kershner, 1999). Indeed, in our study, the proportion of lying dead trees in the riparian forest plots was more than double that of the other plots. TreM diversity at plot scale was found to be positively related to the proportion of lying dead trees, thus highlighting the contribution of this substrate to the TreM profile (Larrieu, 2014) and the importance of taking them into account in TreM assessments. Not surprisingly, lying dead trees bore 86.7% of the observed rootplates, but they also bore other TreMs, such as insect galleries or woodpecker foraging excavation. Thus, beyond providing direct resources for saproxylic organisms (Stokland et al., 2012), lying dead trees are crucial TreMs bearers. However, in conifer plantation stands, lying dead trees are often removed, despite hosting a higher TreM diversity than living trees.

P. pinaster was found to host lower TreM diversity than the deciduous species, which is in line with previous studies showing that TreM diversity was on average higher in broadleaved trees than in conifers (Großmann et al., 2018; Regnery et al., 2013b; Paillet et al., 2019; Larrieu and Cabanettes, 2012). The differences we found between the plots

in terms of probability of occurrence of the different TreM forms on the living *P. pinaster* trees were mainly due to differences in diameter range. These differences in diameter ranges are connected with forest management ; silviculture practices and harvesting result in the absence of large trees and prevent the development of associated TreMs (Lesgourgues et al., 2015; Larrieu and Cabanettes, 2012; Larrieu et al., 2014). These practices could also explain the lower α -diversity in living pine trees compared to dead ones, even though the number of TreM types to be recorded on standing and lying dead trees was lower than that of TreM types to be recorded for living trees. Moreover, our results show higher diversity and occurrence of TreMs in living *P. pinaster* trees with a stem diameter over 50cm, highlighting the importance of favouring and maintaining this habitat tree, even in the context of intensive management. Management also has an effect on tree ontogeny - recently shown to be a powerful predictor of TreM occurrence (Larrieu et al., 2022) - by reducing or preventing the presence of the more advanced ontogenic stages (namely mature and senescent stages) and associated TreMs, such as cavities. Moreover, the reduction in tree age in managed plantation stands reduces the probability of the occurrence of TreMs that depend on old trees (Kozák et al., 2023); this explains the higher diversity and occurrence of TreMs on living *P. pinaster* trees in unharvested riparian forest. Finally, the frequent thinning, mechanisation and composition homogenisation of stands results in a reduction in TreM diversity due to tree selection, removal of defective and dead trees and the dramatic decrease in broadleaved trees. As 60% of TreMs are saproxylic (Larrieu et al., 2018), the removal of defective trees will lead to the removal of them. Martin and Raymond (2019) have shown that TreMs and tree defects are directly linked and they suggest that tree defects be taken into account in sustainable forest management and biodiversity conservation.

The basal area of a forest stand was a relevant indicator for TreM diversity (Table 4, Model 6), as was already underlined by Johann and Schaich (2016). While this was the case for riparian and slope plots (i.e., P1 and P2), when plots were examined separately (Table 4, Models 7,8 and 9), basal area was not an indicator of TreM diversity in plantation stands (i.e., P3). Apart from the proportion of dead trees, TreM diversity in P1 and P2 was positively driven by basal area and negatively driven by proportion of *P. pinaster* ; meanwhile, the only driver of TreM diversity in P3 was number of tree species. Moreover, in the pine plantation stands, the majority of epixylic/epiphytic structures (82.8%) was borne by deciduous trees, highlighting the high contribution of these deciduous trees to TreM diversity at plot scale. We can therefore conclude that the conservation of broadleaved trees is crucial for maintaining TreM diversity and occurrence in plantation forest stands, and thus for the conservation of TreM-dwelling taxa; this is in line with the results of Kikuchi et al. (2013) underlining the importance of broadleaved trees in conifer plantations, particularly for cavity supply.

Contribution of riparian forest to TreM supply in a plantation forest matrix

Riparian forests are important areas for biodiversity, providing a wide array of habitats and food resources for both aquatic and terrestrial organisms (Gregory et al., 1991; Naiman and Décamps, 1997). Some threatened species that depend on deadwood are known to preferentially inhabit riparian forests (e.g. Horák et al. 2010) and can even spread throughout Europe along these corridors (e.g. Thomaes et al. 2020). They also provide numerous TreM-dwelling taxa diverse sources of subsistence (Xiang et al., 2017) and essential complementary resources (Larrieu, 2014). For example, for numerous species of bats, which use certain TreMs as roosting sites (e.g., cavities, cracks and bark), riparian areas are among the most important habitats for foraging and drinking (Kunz and Fenton, 2005).

Temperate riparian forests are mixed broadleaved woodlands that have an abundant and varied understorey and a canopy typically dominated by varied mixtures of alder (*Alnus* spp.), ash (*Fraxinus* spp.), poplar (*Populus* spp.), oak (*Quercus* spp.) and elm (*Ulmus* spp.) (Jannssen et al., 2016). Thus, since tree species can differ in TreM supply and therefore be complementary to each other (Courbaud et al., 2021), such forest composition is favourable for complex TreM profiles.

In our study, the dominant deciduous species was *Q. robur*, which was mostly present in the riparian forest plots. This species has been shown to host numerous TreMs (Ranius et al., 2009; Vuidot et al., 2011), and in our study it was indeed the one with the highest TreM diversity and the highest proportion of TreM-bearing trees, highlighting the role of this species in TreM supply. *A. glutinosa* is a species tolerant of and adapted to flooding that is associated with riparian forests. In a previous study it was shown to be rich in natural cavities (Remm et al., 2006), but it has not, unlike in our study, been studied for other TreMs. We found it to be a preferential tree for certain TreMs, such as burrs, which were nearly always found in the riparian plots. Burrs, which are only found on a few tree species (Courbaud et al., 2021), are an ideal substrate for some larvae of Lepidoptera, such as *Synanthedon* sp. (Schwenke, 1978). They may also be of benefit to other butterfly species, since typical forest butterflies using tree bark crevices for egg-laying have mainly been found in riparian forests in the same landscape (Van Halder et al., 2008, 2015). *A. glutinosa* tree species is also known to host closely-related biodiversity, such as specific saproxylic fungi (Kunttu et al., 2016). Our results thus support the importance of this tree species by highlighting its contribution to TreM diversity at plot scale.

As has been observed in palm oil plantations, riparian forests act as a microclimatic shelter providing specific local environmental conditions (Williamson et al., 2020) that may be conducive to the development of specific TreMs. For example, lichens have been shown to not only respond to different local drivers, such as microclimatic conditions (e.g.,

light availability), but also to TreM drivers, such as tree species and dbh (Nascimbene et al., 2012); this may explain their decreasing presence from the riparian forest to the plateau in our forest context.

Finally, we found that the riparian forest plots contained the largest trees of each tree species and that the occurrence of cavities was positively related to tree diameter (in line with Gwaze and Elliott 2011), thus explaining why 70% of the recorded cavities and 78% of woodpecker breeding cavities were found in riparian forest plots. These results support the findings of Remm et al. (2006) regarding the importance of riparian forests for cavity supply in forested regions. More generally, they highlight the importance of large trees for biodiversity conservation in riparian forest, as previously shown by Pollock and Beechie (2014). They also suggest that riparian forests are crucial centres of TreM supply in landscapes dominated by plantation forests. Thus, although the riparian forest composition and TreM typology differed between the two studies, our study supports the findings of Przepióra and Ciach (2022), who stated that riparian forests are TreM hotspots.

Conclusions

As well as the numerous ecosystem services known to be provided by riparian forests (Gundersen et al., 2010; Naiman and Décamps, 1997), these areas are also TreM hotspots, likely contributing to the high taxonomic biodiversity observed (Sabo et al., 2005; Mitchell et al., 2018; Naiman et al., 1993). The TreM profile associated with these forests appears to be a consequence of the complex forest composition, as well as the presence of dead trees and specific and adapted tree species, such as *A. glutinosa*. The challenge for research lies in obtaining enough information about the key factors related to biodiversity in order to be able to raise the awareness of forest managers and local populations, and thus improve the conservation of riparian forests. TreMs could contribute to this goal, as they are recognised as being useful biodiversity indicators (Asbeck et al., 2021a); they are increasingly used in biodiversity assessment and monitoring by forest managers due to the recent publication of various outreach documents (e.g., Bütler et al. 2020). Therefore, further studies should focus on TreMs in a wide range of riparian forest types. Our results should encourage forest managers to work towards a better integration of TreM conservation measures into stand management plans; for example, the retention of deciduous trees, large trees, of which maritime pines, and standing and lying dead trees.

In the present study, we highlighted strong differences between riparian and plantation forests in terms of TreM profiles; the next stage would be to quantify their effects by carrying out multi-taxa sampling. Despite their crucial importance, the distribution and surface areas of riparian forests are still poorly known and their zonation lacks precision

in Europe (Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre) et al., 2011). Our study demonstrates the pivotal role of these habitats for biodiversity at the landscape scale. Despite their recognition in the European Natura2000 strategy, riparian forests are not protected by binding regulations. There is thus an urgent need for the recognition of riparian forests issues in biodiversity conservation policies at local, regional and larger scales.

Supplementary data

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110261>

Acknowledgments

This study has been carried out with financial support from the French National Research Agency (ANR) in the frame of the Investments for the future Program, within the Cluster of Excellence COTE (ANR-10LABX-45). We wish to thank the owners of the forests for their welcome and the access to their properties. We also thank the students (Pauline Richard, Enzo Andel and Barthelemy Dufau-Saphores) and all colleagues, especially Catherine Bodénès and Alexis Ducouso, for their help in the field. Finally, we thank Christophe Bouget for proofreading, Frédéric Barraquand for his statistical advice and Alex Stemmelen for improving the language in the first version of the manuscript.

Chapitre 2

Microhabitats du sol et entomofaune associée



1 Introduction

Le déclin de la biodiversité est un fait avéré. Parmi les outils mis en place pour y faire face, la Directive Habitat, ainsi que le réseau européen Natura 2000, se focalisent notamment sur les espèces menacées (Council of the European Union, 1992). Or, ces espèces sont souvent marginales voire relictuelles. Il apparaît alors nécessaire d'améliorer la prise en compte de la biodiversité ordinaire (Gaston, 2010) dans les mesures de gestion et de conservation (Brédif and Simon, 2014), mais également d'élargir aux insectes (D'Amen et al., 2013), car ces outils sont généralement orientés sur les oiseaux et les plantes (Hochkirch et al., 2013). Le déclin des insectes, plus généralement des invertébrés terrestres, a en effet été mis en lumière récemment (e.g., Wagner 2020; Wagner et al. 2021; Leather 2018), et justifie de la nécessité de préserver les habitats et leur qualité (Habel et al., 2019). Cela implique alors une meilleure connaissance des différents facteurs environnementaux qui régissent la distribution et la répartition des communautés d'invertébrés.

Les arthropodes du sol jouent un rôle fondamental dans les différents processus écosystémiques (Lavelle et al., 2006), et sont considérés comme des régulateurs clé du fonctionnement des sols et de la productivité primaire (Wall et al., 2012), de par leur contribution aux cycles des nutriments et flux d'énergie. La diversité et l'abondance de ces communautés peuvent donc fournir de nombreuses informations et indications quant à la qualité de l'habitat, et sont de fait souvent utilisées comme des bioindicateurs des conditions environnementales dans lesquelles elles réalisent leur cycle de vie (Gerlach et al., 2013). De nombreux facteurs biotiques et abiotiques influencent la diversité animale, mais sont généralement étudiés à l'échelle des parcelles ou des paysages où l'intensité des gradients environnementaux peut varier en raison de différences climatiques, géologiques ou de végétation sous-jacentes. Les insectes et autres invertébrés interagissent avec leur habitat à des échelles beaucoup plus fines (e.g., Koivula et al. 1999; Burton and Eggleton 2016; Niemelä et al. 1996), nécessitant alors des approches à des échelles plus réduites, telle que celle du microhabitat. Un microhabitat est un élément de petite taille ("Small natural feature" Hunter et al. 2017) constituant une portion de la niche écologique des espèces qui y sont associées (Melo et al., 2013). Plusieurs études ont en effet montré leur rôle majeur sur la composition et la diversité des invertébrés (e.g., Niemelä et al. 1996, Barton et al. 2017).

En milieu forestier, la complexité et l'hétérogénéité spatio-temporelle des peuplements procurent des habitats pour de nombreux arthropodes (Langellotto and Denno, 2004). Cette hétérogénéité de l'habitat forestier favorise une différenciation accrue des niches écologiques et, par conséquent, une répartition hétérogène des espèces (Begon et al., 2006). L'abondance des arthropodes a, par exemple, été évaluée plus élevée dans les peuplements de feuillus que dans les conifères (Kwon et al., 2016). De plus, Staab et al. (2023)

ont notamment montré que le déclin des insectes en forêt était plus marqué dans les peuplements de production et pour les insectes situés sur les maillons les plus élevés de la chaîne trophique, autrement dit pour les prédateurs. Parmi les prédateurs, les araignées (*Araneae*) et les coléoptères carabiques (*Carabidae*) sont souvent utilisés comme bioindicateurs de la qualité des habitats puisque la répartition de ces espèces à petite échelle est déterminée par des exigences écologiques strictes et les propriétés de l'habitat (Pearce and Venier, 2006). De plus, ces prédateurs répondent rapidement et de manière significative à la gestion et aux perturbations de leur environnement et peuvent donc également servir d'indicateurs pour les perturbations d'origine anthropique (Kotze et al., 2011).

Les coléoptères carabiques (*Carabidae*) sont des organismes terrestres de l'ordre des coléoptères (*Coleoptera*), qui regroupent majoritairement des organismes prédateurs, et incluent à la fois des espèces généralistes et des espèces spécialistes en terme d'habitat. Les *Carabidae* ont été utilisés afin d'identifier des zones d'intérêt pour la conservation (Butterfield et al., 1995). Pour ces coléoptères, le type d'habitat est l'un des facteurs clé gouvernant les patrons de diversité spécifique aux échelles régionale et paysagère, tandis que les assemblages d'espèces sont principalement régis par les variations des microhabitats (Antvogel and Bonn, 2001; Brose, 2003; Niemelä et al., 1992). De la même manière, les araignées (*Araneae*) sont des organismes très communs et jouent un rôle fondamental en tant que prédateurs. L'hétérogénéité des microhabitats et leurs dynamiques spatio-temporelles jouent un rôle prépondérant dans la détermination du patron local de distribution des araignées. Les araignées sont notamment connues pour refléter des conditions environnementales distinctes, liées à la structure et à la couverture de la végétation, à la litière mais aussi à l'intensité lumineuse par exemple (Wise, 1995). L'utilisation des microhabitats par les invertébrés est dépendante des besoins de l'espèce et fluctue en fonction de la saisonnalité, de la reproduction ou des cycles de vie (Berg and Bengtsson, 2007). Ainsi, au delà de l'influence de l'hétérogénéité spatiale des microhabitats, les invertébrés sont également sujets à des variations temporelles de leurs communautés suivant la dynamique saisonnière.

De nombreuses études ont ainsi mis en évidence le rôle de diverses caractéristiques de l'habitat et des microhabitats sur les communautés d'invertébrés, mais aucune d'entre elles n'a proposé de protocole standardisé permettant de rendre les études comparables entre elles. L'objectif ici est donc (i) de mettre en place un protocole standard de relevés des microhabitats du sol, basé sur des éléments de littérature et permettant d'expliquer la distribution des communautés d'invertébrés, mais également (ii) d'appliquer ce protocole, sur notre zone d'étude du Ciron, afin d'en déduire les éléments clé permettant de caractériser les communautés de carabes et d'araignées le long d'un gradient de peuplements forestiers, de la ripisylve aux plantations monospécifiques de conifères.

2 Matériel et Méthodes

2.1 Échantillonnage de la biodiversité

L'échantillonnage des carabes (*Carabidae*) et araignées (*Araneae*) a été réalisé en 2021 et en 2022, de mars à septembre, à l'aide de pièges barber (pitfall trap en anglais). Ce type de piège permet d'échantillonner les arthropodes terrestres marcheurs à la surface du sol, et est très efficace pour l'échantillonnage de multiples taxons, notamment les coléoptères (Montgomery et al., 2021). 14 des 29 sites ont été équipés de 4 pièges linéairement espacés de 5m sur chacune de leurs 3 placettes. Au total, 168 pièges ont donc été déployés et activés une fois par mois, sur une période moyenne de 7 jours.

Un piège barber consiste en un pot, ici un pot de confiture (9.5cm de profondeur, 7.5cm de diamètre supérieur), placé dans un trou de manière à ce que le bord supérieur du pot soit au même niveau que le sol et qu'il n'y ait pas d'espace vide entre le bord du pot et le sol. Lorsque les pièges sont dits "actifs", ils sont remplis avec 0.2L de mono-propylène-glycol (MPG) dilué à 25% auxquels s'ajoutent quelques gouttes de liquide vaisselle incolore et inodore afin de réduire la tension superficielle. Pour protéger les pièges de l'afflux d'eau de pluie et des résidus végétaux, des toits sur-élevés (planches de bois carrées de 18.5cm de côté, sur-élevées à l'aide de vis) ont été placés au-dessus de chaque pot (Figure 11).

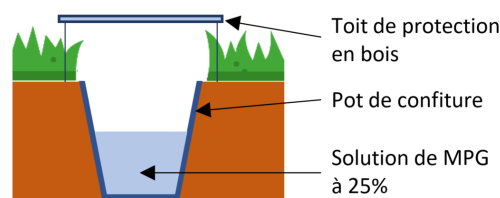


FIGURE 11 – Schéma simplifié d'un piège barber actif

Au moment de la récupération des échantillons, à la fin des 7 jours d'activation, le contenu des 4 pièges d'une même placette est rassemblé et versé dans un pot de collecte (12cm de profondeur, 11cm de diamètre) sur lequel figure les informations relatives à l'échantillon (identifiant site - placette, date de collecte, nombre de jours d'activation). Une fois le contenu récupéré, les pièges sont rincés à l'eau, fermés à l'aide de couvercles plastiques puis remis dans leur trou jusqu'à la prochaine session d'activation.

De retour au laboratoire, le contenu des pots est trié. Pour chaque pot, les arthropodes sont rincés à l'eau, séparés par ordre ou famille sous loupe binoculaire et stockés dans des flacons identifiés (site - placette, date, ordre et/ou famille, numéro du flacon si plusieurs flacons sont nécessaires) contenant du MPG pur. Les spécimens sont ensuite envoyés à des experts naturalistes pour identification. Les *Carabidae* ont été envoyés au Laboratoire Eco-Entomologie à Orléans et les araignées (*Araneae*) à Karim Guerbaa de l'Association Française d'Arachnologie (AsFrA).

2.2 La mise en place d'un protocole de relevés pour les microhabitats

2.2.1 Les recherches bibliographiques

La mise en place d'un protocole simple et standard permettant la caractérisation des microhabitats du sol s'est basée sur la littérature existante ayant étudié l'impact de facteurs environnementaux sur la biodiversité, notamment sur les coléoptères carabiques et les araignées. Pour cela, nous avons utilisé plusieurs mots clé ou phrases de recherche dans les bases telles que Web of Science. Un exemple de phrase utilisée est le suivant : (microhabitat OR "local-scale habitat" OR "small-scale habitat" OR "local habitat" OR "soil characteristics") AND (carabid* OR spider* OR invertebrate* OR arthropod* OR "ground-dwelling") AND forest*.

Parmi les caractéristiques identifiées dans la littérature, plusieurs éléments fondamentaux sont ressortis : les paramètres associés à la végétation (e.g., Ziesche and Roth 2008; Yanahan and Taylor 2014; Uboni et al. 2019; Ross et al. 2017; Philpott et al. 2019; Niemelä and Spence 1994), le recouvrement du sol et la litière (e.g., Ziesche and Roth 2008; Yanahan and Taylor 2014; Paillet et al. 2019; Pearce et al. 2003) ou encore la présence de débris de bois mort (e.g., Boggs et al. 2020; Pearce et al. 2003).

2.2.2 Le protocole mis en place et son application sur le terrain dans le cas du Ciron

D'après les éléments de littérature cités précédemment, nous avons mis en place un protocole basé sur un quadrat de 1m par 1m ayant pour centre un piège barber. Au niveau de ce quadrat, plusieurs éléments sont relevés. Ces éléments se distinguent en trois grands sous-ensembles de caractéristiques des microhabitats :

1. Le recouvrement du sol

- ❖ Pour chaque quadrat, le pourcentage de recouvrement du sol en aiguilles, feuilles, mousses, lichens, végétation, cailloux et sol nu, est relevé en utilisant 4 classes de pourcentage (0 = 0-10%, 1 = 11-25%, 2 = 26-50%, 3 = 51-75%, 4 = 76-100%). Pour éviter tout biais d'observation, l'estimation des recouvrements se faisant à l'oeil nu, elle doit être réalisée par la même personne pour l'intégralité des quadrats.

2. Les éléments de micro-structure

- ❖ La hauteur moyenne et maximale de la végétation ainsi que l'épaisseur moyenne de la litière sont mesurées à l'aide d'un mètre pliable.

- ❖ Le volume de débris de bois mort est estimé en mesurant le couple diamètre-longueur de chacun des éléments de bois mort présents dans le quadrat dont le diamètre est supérieur ou égal à 5cm.
- ❖ La surface d’affleurement rocheuse est mesurée si un ou des rochers sont présents dans le quadrat.
- ❖ L’ouverture de la canopée est mesurée par la réalisation d’une photo hémisphérique au dessus du piège (Figure 12.A). Les photos hémisphériques doivent idéalement être réalisées sur un ciel homogène sans présence du soleil et en absence de pluie (Figure 12.B). Elles sont donc généralement réalisées tôt le matin, tard le soir et/ou lorsque le ciel est uniformément nuageux. Pour chaque photo, l’appareil photo est fixé sur un trépieds réglé à 1m de hauteur au dessus du piège, orienté vers le nord à l’aide d’une boussole et le niveau est vérifié à l’aide d’un niveau à bulle afin de s’assurer que l’appareil est bien à plat. Les photos sont par la suite traitées à l’aide du logiciel CAN_EYE (Baret and Weiss, 2004; Weiss and Baret, 2017).

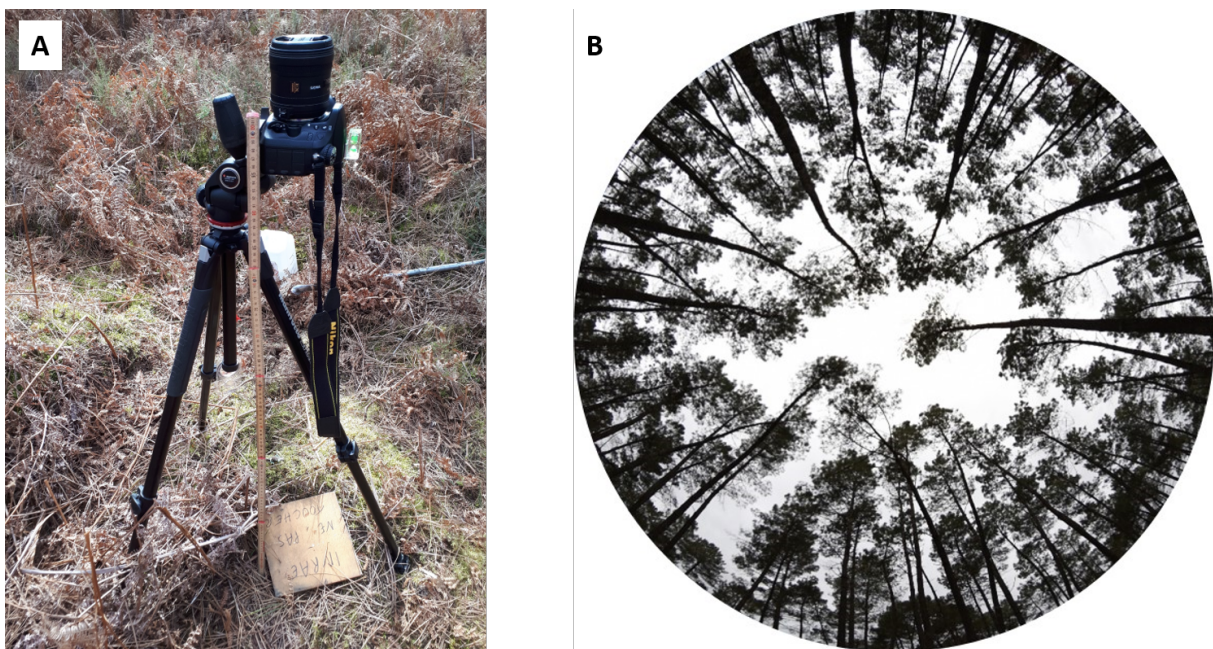


FIGURE 12 – (A) Dispositif de prise de photographie hémisphérique au dessus d’un piège barber et (B) exemple de photo hémisphérique prise sur une placette P3 en automne 2022

3. Les éléments structurants locaux

- ❖ Plusieurs distances à des éléments structurants dans un rayon de 25m sont mesurées à l’aide d’un décamètre : distance à l’arbre vivant le plus proche avec un diamètre supérieur ou égal à 10cm ainsi que son espèce et sa circonférence à hauteur de poitrine (environ 130 cm), distance à la chandelle (i.e., arbre

mort debout) la plus proche, distance à la souche la plus proche, distance à d'autres éléments structurants (exemples : zone humide, palombière, route, buisson, fossé, etc.). Lorsqu'un élément est commun à plusieurs quadrats, cela sera notifié.

- ❖ Un indice de diversité de la végétation de la strate herbacée est calculé à partir d'un relevé botanique.

Ce protocole a été appliqué en 2022 dans la vallée du Ciron, au niveau de chacun des 168 pièges barber mis en place. Ainsi, au niveau de chaque piège, un quadrat (Figure 13) a été réalisé au printemps (début avril), en été (fin juin) et en automne (fin septembre). Ce sont donc $3 \times 168 = 504$ quadrats qui ont été réalisés en 2022 pour caractériser les microhabitats et tenir compte de leur dynamique saisonnière. Concernant la réalisation de relevés botaniques pour le calcul d'un indice de diversité, il aurait été pertinent d'accompagner chaque quadrat d'un relevé botanique, d'une part pour la précision du protocole et du microhabitat mais également pour suivre la saisonnalité de la végétation. Néanmoins, pour éviter la redondance avec le travail effectué en 2021 (et par manque de temps), la composition et la diversité des communautés végétales ont été étudiées à partir des relevés botaniques réalisés en 2021 sur l'intégralité des placettes sur une surface de 400m^2 (voir Chapitre 3, sous-section 2.3 de la partie Matériel et Méthodes pour la description des relevés botaniques). L'objectif, dans ce chapitre de thèse, étant de travailler à l'échelle de la placette, ne pas avoir d'inventaire botanique à l'échelle du quadrat ne constitue pas un problème et les autres données recueillies dans les quadrats seront elles aussi groupées à l'échelle de la placette. Ainsi, à partir des relevés botaniques de 2021, un indice de Shannon pour la végétation de la strate herbacée a été calculé pour chaque placette afin de tenir compte de la composition végétale et de sa diversité.



FIGURE 13 – Photographie d'un quadrat réalisé sur une placette P1 en été 2022. Au centre du quadrat se trouve un piège barber inactif (i.e., fermé à l'aide d'un couvercle plastique)

2.3 Analyse des données

L'intégralité des analyses a été réalisée avec le logiciel R, versions 4.2.2 et 4.3.1 (R Core Team, 2022).

2.3.1 Les métriques de biodiversité, l'étude de leur variabilité saisonnière et le long du gradient P1-P2-P3

Les araignées au stade immature n'étant, pour la majorité (97%), identifiées qu'au niveau de la famille, et présentant une phénologie différente des adultes, elles n'ont pas été prises en compte dans cette étude, bien que présentes en quantité (4987 individus, soit 42.6% des individus échantillonnés).

Une analyse d'espèces indicatrices ("Indicator Species") a été réalisée, par le biais de l'"Indicator Value Index" ou IndVal (package *indicspecies*, De Cáceres and Legendre 2009), pour chaque saison et pour chaque taxon (araignées et coléoptères carabiques), afin de mettre en évidence d'éventuelles associations entre espèces et types de peuplement (P1, P2, P3).

Pour les araignées au stade adulte/mature et les coléoptères carabiques, la première métrique de réponse étudiée est l'activité saisonnière, calculée comme le ratio nombre d'individus capturés / nombre de jours de piégeage. Le choix de prendre en compte l'activité plutôt que l'abondance des organismes s'est fait d'après Topping and Sunderland (1992), indiquant que le piégeage de type piège barber reflétait plus l'activité que l'abondance, notamment dans le cas des araignées. Nous avons également calculé, grâce au package R *vegan* (Dixon, 2003; Oksanen et al., 2008), la richesse spécifique (i.e., nombre d'espèces), l'indice de diversité spécifique de Shannon et l'indice de diversité de Simpson. L'indice de Shannon étant sensible aux espèces rares et l'indice de Simpson aux espèces abondantes, nous avons choisi d'ajouter un indice permettant de faire la synthèse des deux, l'indice ou nombre de Hill (Glowacki, 2011; Jost, 2006; Roswell et al., 2021), afin de mieux cerner la diversité des communautés étudiées et de permettre leur comparaison.

Nous avons ensuite testé, pour chaque saison, l'effet du type de peuplement (i.e., P1, P2 ou P3) sur ces différentes métriques en utilisant des tests de Kruskal-Wallis (package R de base *stats*). Lorsque les résultats de ces tests ont montré un effet significatif, un test post-hoc de Dunn (package R *FSA*, Ogle et al. 2022) a été réalisé afin de comparer les modalités deux à deux. Pour tester l'effet de la saison sur ces métriques, nous avons utilisé des tests non-paramétriques de Wilcoxon (package R de base *stats*). Dans la partie résultats, une différence significative entre les types de peuplement correspond à un test de Kruskal-Wallis avec une p-value < 0.05 accompagné d'un test post-hoc de Dunn affichant également une p-value < 0.05 . Une différence significative entre saisons correspond à un test de Wilcoxon avec une p-value < 0.05 .

2.3.2 Les relevés associés aux microhabitats du sol

Par saison et pour chaque placette, nous avons regroupé les données issues des relevés terrain. Les classes de recouvrement pour chaque item, ainsi que le volume de bois mort, ont été sommés. Les valeurs moyennes, pour la hauteur moyenne de la végétation et pour l'épaisseur de la litière, ont été calculées, ainsi que la valeur maximale pour la hauteur maximale de végétation. Le regroupement, par placette et par saison, des valeurs d'ouverture de la canopée issues des photos hémisphériques, a été réalisé directement au moment du traitement de ces dernières avec le logiciel CAN_EYE. Enfin, concernant les distances aux éléments structurants les plus proches, les distances minimales pour les différents éléments considérés ont été calculées pour chacune des placettes.

Pour chacun des trois composants identifiés (i.e., le recouvrement du sol, la micro-structure et les éléments structurants locaux), et pour chaque saison, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin de visualiser les données, mais également afin de réduire le nombre de variables tout en conservant l'information contenue dans les données (Hasan and Abdulazeez, 2021). Pour chaque ACP réalisée, un nombre d'axes supérieur ou égal à 2 et suffisant pour expliquer au moins 70 % de la variance totale a été conservé. Ces axes constitueront les variables généralisées utilisées dans les analyses suivantes.

2.3.3 Les relations entre caractéristiques associées aux microhabitats et métriques de biodiversité

Nous avons réalisé, pour chaque taxon (coléoptères carabiques et araignées) et pour chaque saison, une analyse canonique des correspondances (CCA). La CCA est une méthode d'analyse multivariée qui permet d'étudier les relations entre un tableau regroupant des variables explicatives, ici les variables généralisées associées aux caractéristiques des microhabitats, et un tableau présentant les variables de réponse, ici les communautés d'invertébrés. Afin d'éviter une influence des espèces très peu abondantes (pouvant être considérées comme "rares"), nous avons pondéré le poids de ces espèces ("downweighting", fonction *downweight* du package *vegan*) avant la réalisation des CCA. De la même manière, en amont des CCA, nous avons calculé le VIF (Variance Inflation Factor) pour l'ensemble des variables généralisées (package *usdm*, fonctions *vif* et *vifstep*, Naimi et al. 2014; Naimi 2015). En cas de forte collinéarité ($VIF > 10$), la variable a été retirée pour la réalisation de la CCA. La significativité statistique des CCA réalisées a été examinée par un test de randomisation basé sur 999 pseudo-répliques (fonction *anova* du package R de base *stats*).

Pour tester l'effet des métriques de microhabitats du sol sur les différentes métriques de biodiversité calculées (i.e., activité, richesses spécifique, indices de Shannon, Simpson

et Hill), nous avons réalisé des modèles mixtes en utilisant les variables généralisées issues des ACP des trois composantes des microhabitats du sol comme co-variables, et la saison en effet aléatoire. Dans le cas de la richesse spécifique, c'est un modèle linéaire généralisé mixte avec une distribution de Poisson qui a été réalisé. Pour les indices de Shannon et de Hill ainsi que pour l'activité, nous avons utilisé des distributions de type log-normale et une distribution Beta pour l'indice de Simpson (packages R *lme4*, Bates et al. 2015, et *glmmTMB*, Brooks et al. 2017b). Tous les modèles ont été vérifiés à l'aide du package R *performance* (Lüdecke et al., 2021).

3 Résultats

3.1 Les communautés d'invertébrés échantillonnées dans la vallée du Ciron

3.1.1 *Carabidae*

Au total, 568 coléoptères carabiques ont été échantillonnés en 2021 et 1340 en 2022, soit un total de 1908 individus. Ces individus appartiennent à 39 espèces (30 observées sur P1, 21 sur P2 et 13 sur P3 ; liste en annexe A.1), dont les cinq majoritaires sont *Pterostichus madidus* (40.78%), *Carabus violaceus* (24.84%), *Carabus nemoralis* (17.45%), *Abax parallelepipedus* (7.34%) et *Platyderus depressus* (3.30%). Un individu de l'espèce *Carabus monilis* a été échantillonné au printemps 2022. Il s'agit d'une espèce figurant sur la liste 2019 des espèces déterminantes ZNIEFF de Nouvelle-Aquitaine, sur laquelle ne figurent actuellement que sept espèces de coléoptères carabiques.

Le pic d'activité des carabes a été observé en été, pour les peuplements de la ripisylve (P1) et de la pente (P2). Aucun effet de la saison n'a été noté sur l'activité des carabes dans les plantations (P3). Au printemps et en été, cette activité est significativement plus faible dans les plantations que dans les deux autres types de peuplement. En automne, on observe un gradient significativement décroissant de l'activité, depuis les ripisylves (P1) jusqu'aux plantations sur le plateau (P3). Au printemps, la richesse spécifique décroît significativement depuis P1 jusqu'à P3. En été et en automne, la richesse spécifique est plus élevée dans les peuplements de la ripisylve (P1) que dans les deux autres, qui eux ne diffèrent pas statistiquement. Quel que soit le type de peuplement, la richesse spécifique est significativement plus faible en automne qu'en été, et est également plus faible en automne qu'au printemps sur P1 et P2. Aucune différence significative n'a été mise en avant entre le printemps et l'été pour cette métrique. Les indices de diversité de Simpson et Hill n'ont montré aucune différence significative entre les peuplements, quelle que soit la saison. En revanche, l'indice de Shannon est significativement plus élevé sur la ripisylve que sur le

plateau, au printemps et à l'automne. L'ensemble des indices de diversité associés aux carabes sur la ripisylve (P1) sont significativement plus faibles en automne qu'au cours des deux autres saisons. Sur le plateau (P3), seul l'indice de Shannon indique une diversité plus faible en automne qu'en été, les indices de Hill et de Simpson ne montrant aucune différence significative en fonction de la saison dans ce type de peuplement. Enfin, pour les peuplements forestiers situés dans la pente (P2), l'indice de Hill n'a montré aucune réponse significative au cours des saisons, et les indices de Shannon et de Simpson indiquent une diversité significativement plus faible en automne qu'au printemps.

3.1.2 *Araneae*

En 2021, 2732 individus matures de l'ordre des *Araneae* ont été échantillonnés et 3999 en 2022, soit un total de 7731 individus adultes, tous identifiés à l'espèce sauf 5 pour lesquels l'identification s'est limitée à la famille. Ces individus adultes appartiennent à 25 familles, 98 genres, 159 espèces (106 observées sur P1, 101 sur P2, 100 sur P3 ; liste en annexe A.2). L'espèce majoritaire est *Pardosa saltans* (32.1%), suivie de *Trochosa terricola* (6.3%), *Zelotes erebeus* (5.3%) et *Tenuiphantes flavipes* (4.6%). Parmi les espèces recensées, plusieurs figurent sur la Liste Rouge nationale établie en mai 2023 : *Dysdera fuscipes* classée "en danger" et *Arctosa figurata* et *Saloca diceros* classées "Quasi menacées". De plus, *Jacksonella falconeri*, *Liocranoeca striata* et *Theridiosoma gemmosum* font partie de la liste 2019 des espèces déterminantes ZNIEFF de Nouvelle Aquitaine. Nous avons également recensé trois individus de *Sintula furcifer* au printemps 2022 sur une placette de plantation (P3), une première donnée pour la France pour cette espèce jusque là recensée uniquement en Espagne, au Portugal, au Maroc et en Algérie. Enfin, parmi les familles d'araignées dont l'échantillonnage a révélé au moins 2 individus, la famille des *Tetragnathidae* est la seule pour laquelle l'intégralité des individus (70) a été échantillonnée sur la ripisylve (P1).

Le pic d'activité associé aux araignées adultes a été observé au printemps pour les trois types de peuplement avant de décroître significativement jusqu'à l'automne, à l'exception des peuplements localisés sur le plateau pour lesquels la différence d'activité été-automne n'était pas significative. De plus, on observe une activité significativement plus élevée sur la ripisylve (P1) que sur le plateau (P3), au printemps et en été et un résultat opposé en automne. La richesse spécifique, quant à elle, est significativement plus faible à l'automne qu'au cours des deux autres saisons et ce, pour les trois types de peuplements. Sur le plateau, on observe également une richesse significativement plus élevée au printemps qu'en été. Nous n'avons pas observé d'effet du type de peuplement sur la richesse au printemps et en été, néanmoins, en automne, elle est significativement plus élevée sur le plateau que sur la pente et la ripisylve. Au printemps et en été, on observe une diversité

significativement plus élevée dans les plantations (sur le plateau, P3) que sur la ripisylve (P1), quelque soit l'indice considéré (Shannon, Simpson et Hill). En automne, ces indices présentent des valeurs plus élevées sur le plateau que dans la pente, mais pas significativement différentes de celles mesurées sur la ripisylve. Pour la ripisylve et la pente, on observe un pic de diversité significatif en été (i.e., plus grande qu'au printemps et qu'en automne). Sur le plateau, la diversité est significativement plus faible en automne qu'au cours des deux autres saisons.

3.1.3 Associations spécifiques entre espèces d'invertébrés et types de peuplements

Notre étude a permis de mettre en avant des associations significatives (p-value associée à l'analyse d'espèces indicatrices < 0.05) au cours des saisons entre plusieurs espèces d'invertébrés et les types de peuplement étudiés (Tableau 5).

TABLEAU 5 – Associations significatives entre espèces (nombre d'individus > 5) et types (ou groupes de types) de peuplement forestier (P1, P1+P2, P2, P2+P3, P3) issues des analyses d'espèces indicatrices ("Indicator species") réalisées sur les matrices de communautés. La saison pour laquelle l'association est significative est indiquée en exposant ("sp" pour le printemps, "su" pour l'été et "au" pour l'automne), lorsque rien n'est renseigné, cette association est significative pour les trois saisons. Les deux groupes d'invertébrés sont présentés (CARA pour les coléoptères carabiques et ARAN pour les araignées)

	P1	P1+P2	P2	P2+P3	P3
ARAN	<i>Diplostyla concolor</i> <i>Panamamops sulcifrons</i> ^{sp} <i>Walckenaeria alticeps</i> ^{sp,su} <i>Microneta viaria</i> ^{sp} <i>Phrurolithus festivus</i> ^{sp,su} <i>Pardosa tenuipes</i> ^{sp}	<i>Drassylus villicus</i> ^{sp} <i>Trichoncus affinis</i> ^{su}	<i>Crustulina guttata</i> ^{su}	<i>Zelotes gallicus</i> ^{sp,au} <i>Scotina celans</i> ^{sp} <i>Zelotes aeneus</i> ^{su,au}	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> ^{sp} <i>Agroeca proxima</i> ^{sp} <i>Aulonia albimana</i> ^{su,au} <i>Euophrys frontalis</i> ^{su} <i>Ozyptila atomaria</i> ^{su}
CARA	<i>Pterostichus madidus</i> ^{su,au} <i>Pterostichus nigrita</i> ^{sp}	<i>Notiophilus rufipes</i> ^{sp}	–	–	–

3.2 Les relevés associés aux microhabitats

3.2.1 Le recouvrement du sol

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les données de recouvrement du sol a permis de mettre en avant des différences de recouvrement entre les différents types de peuplement étudiés mais également une variabilité saisonnière (Figure 14). Quelle que soit la saison, les 3 premiers axes permettent d'expliquer plus de 70% de la variance contenue dans les données. Ce sont donc ces trois premiers axes qui seront conservés et notés PC1.gc, PC2.gc et PC3.gc pour chaque saison.

L'axe 1 de cette ACP (PC1.gc) permet d'expliquer 42% de la variance pour les données du printemps, 34% pour l'été et 35% en automne. Quelle que soit la saison, cet axe représente un gradient de "type de litière" dominante passant des litières dominées par des feuilles (valeurs négatives) aux litières composées d'aiguilles de pin maritime (valeurs positives). L'axe 2 (PC2.gc) permet d'expliquer 22% de la variance au printemps, 23% en été et 19% en automne. Au printemps et en été, cet axe représente un gradient de couverture herbacée, d'un sol nul à un sol avec un grand couvert végétal. En automne, cet axe constitue toujours un gradient de couverture végétale, mais passant d'un sol couvert en mousses (valeurs négatives) à un sol couvert de végétation herbacée (valeurs positives). Enfin l'axe 3 (PC3.gc), expliquant 17, 18 et 16% de la variance au printemps, en été et en automne respectivement, est positivement associé à la présence de lichens au sol. La synthèse de ces axes est présentée dans le Tableau 6 (page 53).

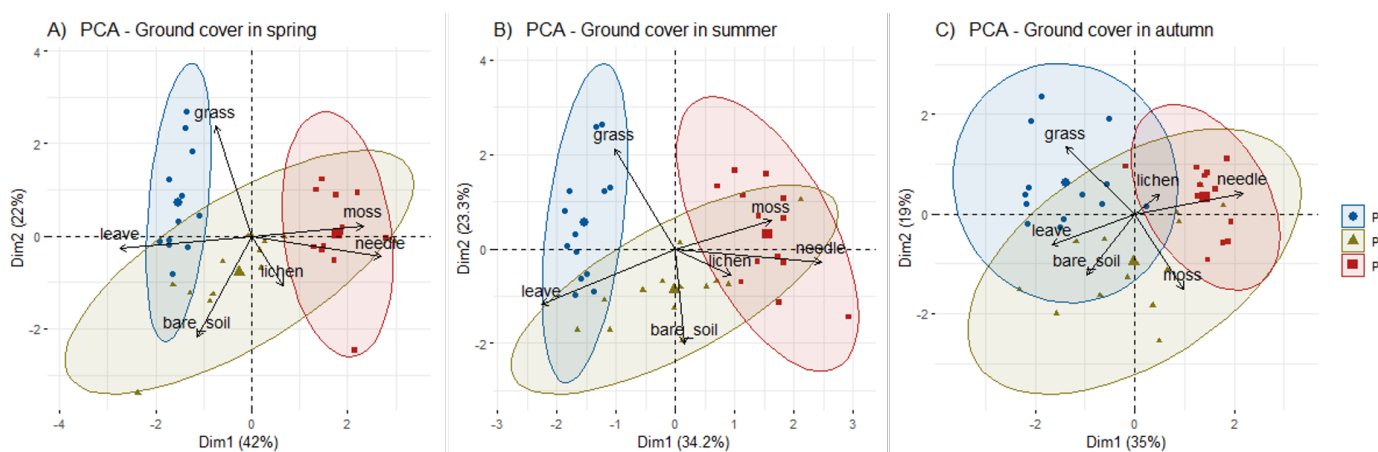


FIGURE 14 – Localisation des placettes étudiées et des variables de recouvrement du sol dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les données A) du printemps, B) de l'été et C) de l'automne. Les ellipses correspondent aux types de peuplement étudiés (intervalle de confiance à 95%) avec en bleu les peuplements de la ripisylve, en vert ceux de la pente et en rouge les plantations.

3.2.2 Les métriques de micro-structure

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les données de micro-structure ne permet pas de différencier de manière flagrante les différents types de peuplement au printemps et en été, mais indique des micro-structures qui se différencient légèrement entre la ripisylve (P1) et les plateaux de plantation (P3) en automne (Figure 15). Quelle que soit la saison, les 3 premiers axes permettent d'expliquer plus de 70% de la variance contenue dans les données. Ce sont donc ces trois premiers axes qui seront conservés et notés PC1.mi, PC2.mi et PC3.mi pour chaque saison.

L'axe 1 explique 34% de la variance au printemps et en automne pour 36% en été. S'il est lié aux hauteurs de végétation au printemps (valeurs faibles pour des valeurs de hauteurs élevées), en été et en automne, cet axe représente un gradient d'ouverture de la canopée et d'épaisseur de la litière. L'axe 2 explique 22, 23 et 19% de la variance, respectivement, au printemps, en été et en automne. Au printemps, cet axe représente un gradient d'ouverture de la canopée et d'épaisseur de la litière (comme l'axe 1 pour l'été et l'automne) et, pour les deux autres saisons, cet axe est lié au volume de bois mort et à la hauteur de végétation. Enfin l'axe 3 de cette ACP, expliquant respectivement 17, 17 et 21% de la variance, est globalement associé aux hauteurs de végétation, et au volume de bois mort pour la saison printanière. La synthèse de ces axes est présentée dans le Tableau 6 (page 53).

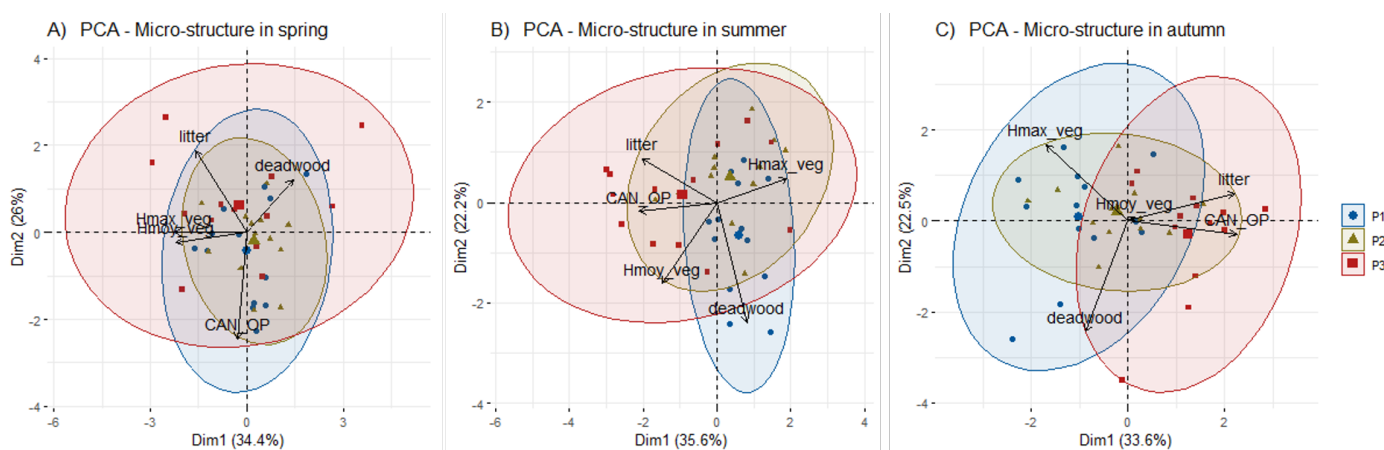


FIGURE 15 – Localisation des placettes étudiées et des variables de micro-structure dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les données A) du printemps, B) de l'été et C) de l'automne. Les ellipses correspondent aux types de peuplement étudiés (intervalle de confiance à 95%) avec en bleu les peuplements de la ripisylve, en vert ceux de la pente et en rouge les plantations.

3.2.3 Les éléments structurants locaux

L'analyse en composantes principales, réalisée sur les données d'éléments structurants locaux, ne permet pas de faire une différence entre les différents types de peuplement (Figure 16). Néanmoins, les placettes situées sur la ripisylve (P1) présentent une diversité végétale plus grande (axe 1 de l'ACP) et des éléments structurants plus divers, avec la présence d'éléments de type de buisson ("bush") à proximité. Les 3 premiers axes permettent d'expliquer plus de 70% de la variance contenue dans les données. Ce sont donc ces trois premiers axes qui seront conservés et notés PC1.ma, PC2.ma et PC3.ma. L'axe 1, expliquant 34% de la variance, est associé à la distance minimale des éléments de type buisson ainsi qu'à la diversité de la végétation de la strate herbacée ("shannon_h").

L'axe 2, expliquant 27% de la variance, est associé aux distances minimales des arbres vivants et des chandelles (i.e., arbre mort debout). Enfin, l'axe 3 est associé à la distance minimale à l'élément structurant de type souche d'arbre. Ensemble, ces 3 axes permettent d'expliquer 79% de la variance. La synthèse de ces axes est présentée dans le Tableau 6.

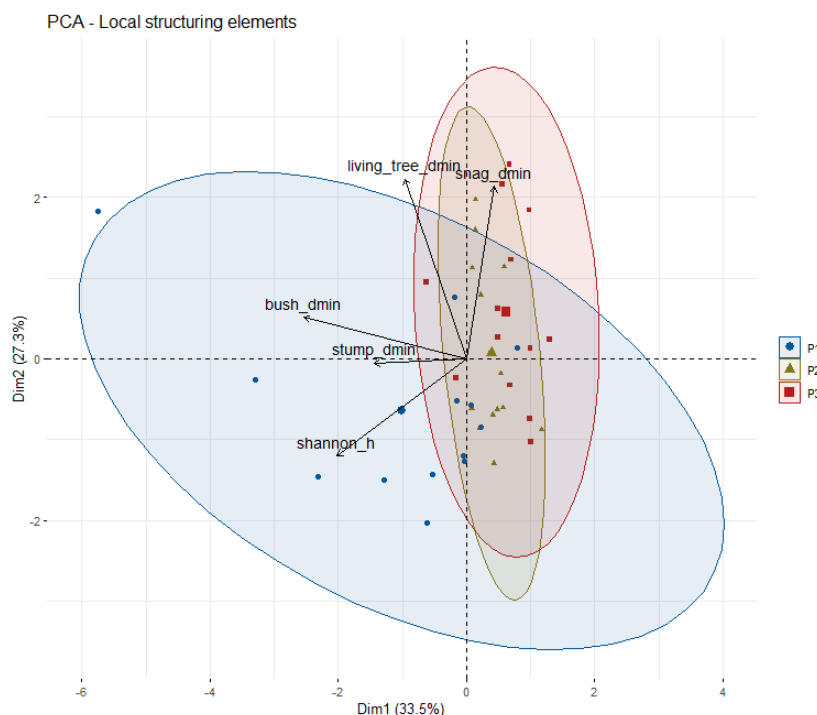


FIGURE 16 – Localisation des placettes étudiées et des variables associées aux éléments structurants locaux dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales (ACP). Les ellipses correspondent aux types de peuplement étudiés (intervalle de confiance à 95%) avec en bleu les peuplements de la ripisylve, en vert ceux de la pente et en rouge les plantations.

3.3 Les relations entre caractéristiques des microhabitats et communautés d'invertébrés

3.3.1 Les assemblages d'espèces : résultats des CCA

Les analyses canoniques des correspondances (CCA), réalisées sur les communautés d'araignées, ont permis de mettre en relation, de manière significative, des variables associées aux microhabitats avec les assemblages des communautés d'araignées pour les trois saisons étudiées et avec les communautés de coléoptères carabiques uniquement pour la période estivale.

Les CCAs ont mis en relation de manière significative les assemblages d'araignées avec PC1.gc et PC2.mi au printemps (Figure 17), avec les trois variables de micro-structure

TABLEAU 6 – Tableau synthétisant les variables généralisées associées aux caractéristiques des microhabitats du sol. Le bloc A correspond au recouvrement du sol, le bloc B aux métriques de micro-structure et le bloc C aux éléments structurants locaux

A	PC1.gc	Type de litière dominante
	PC2.gc	Couvert végétal
	PC3.gc	Recouvrement en lichens
B	PC1.mi	Hauteurs moyennes et maximales de végétation au printemps et ouverture de la canopée et épaisseur de litière pour les deux autres saisons
	PC2.mi	Ouverture de la canopée et épaisseur de litière au printemps et volume de bois mort et hauteur de la végétation pour les deux autres saisons
	PC3.mi	Volume de bois mort et hauteur moyenne de la végétation au printemps et simplement hauteur de la végétation pour les deux autres saisons
C	PC1.ma	Diversité végétale et distance à un élément de type buisson
	PC2.ma	Distance à l'arbre vivant et à la chandelle (i.e., arbre mort debout) les plus proches
	PC3.ma	Distance à la souche d'arbre la plus proche

et PC1.gc et PC2.gc en été (Figure A.6 en annexe), et enfin, avec PC1.mi et PC2.gc en automne (Figure A.7 en annexe). Concernant les communautés de coléoptères carabiques, la CCA réalisée pour l'été a mis en relation de manière significative les assemblages d'espèces avec les variables PC2.mi, PC3.mi et PC2.gc (Figure 18). Aucune des CCAs réalisées n'a mis en avant de relation significative entre les assemblages de communautés d'invertébrés et les métriques associées aux éléments structurants locaux (i.e., PC1.ma, PC2.ma et PC3.ma). Pour les quatre CCAs significatives décrites, les communautés sont significativement distribuées selon l'axe 1 uniquement, à l'exception de la CCA présentant les communautés d'araignées en été pour laquelle les deux axes ont montré un effet significatif sur les assemblages d'espèces.

La réalisation de ces analyses canoniques des correspondances a permis de mettre en lumière un site particulier. Une des placettes P3 (i.e., située sur le plateau dans les plantations de pin maritime) a montré un assemblage très différent d'espèces et une richesse spécifique moyenne plus élevée que les autres placettes du même type (6 espèces pour un moyenne de 3.8 sur les autres placettes du plateau). De plus, le recouvrement du sol sur cette placette présentait une forte couverture de lichens, contrairement aux autres placettes où cet élément était minoritaire. Cette placette a été retirée des CCAs présentées précédemment.

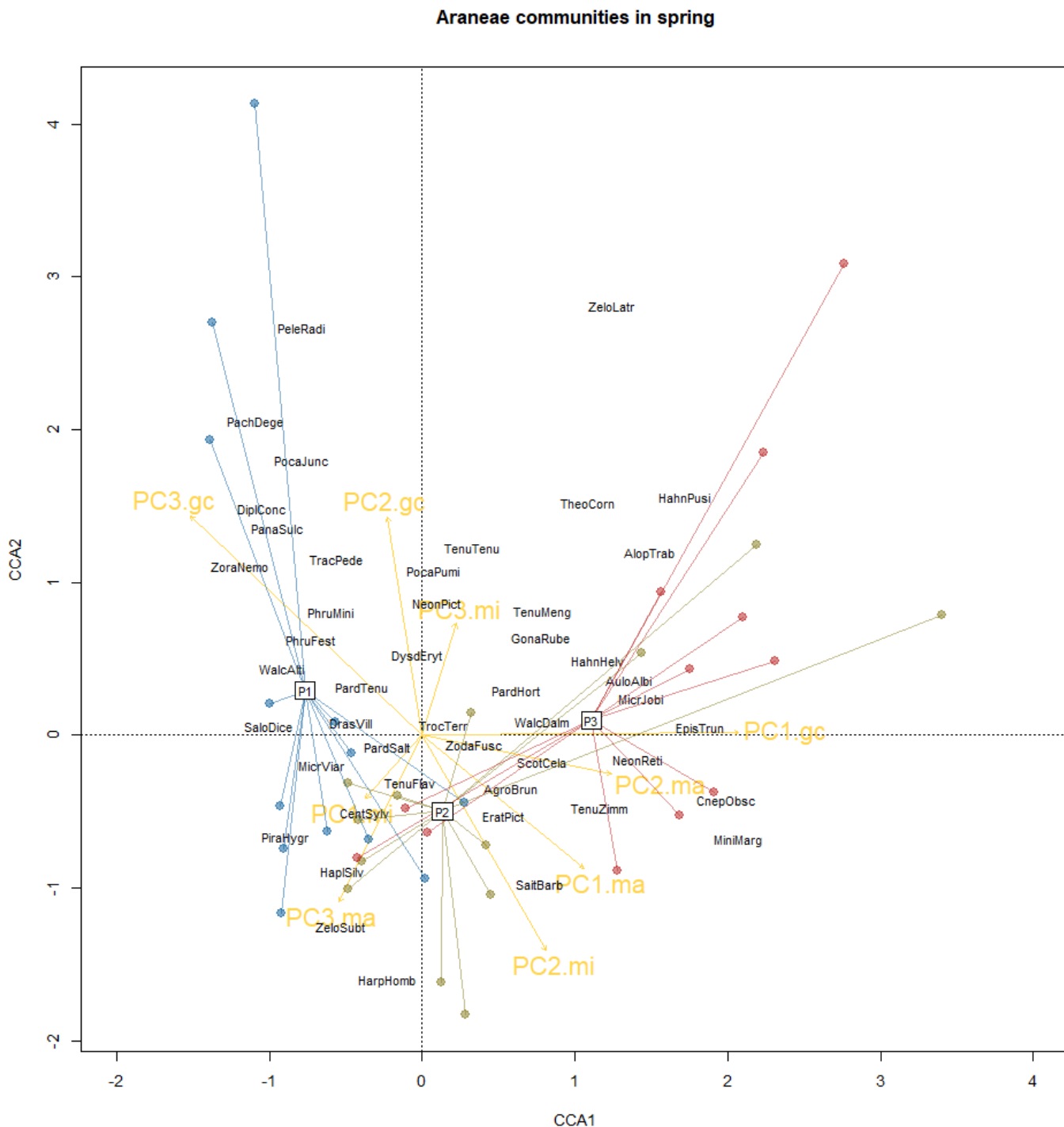


FIGURE 17 – Triplot représentant la relation entre assemblages d'araignées et métriques synthétiques associées aux microhabitats du sol dans les différents placettes étudiées pour la saison printanière. Les noms d'espèces ont été abrégés en prenant les 4 premières lettres du genre et les 4 premières de l'espèce (correspondance avec les noms complets en annexe). La priorité d'affichage pour les espèces s'est faite en fonction de leur abondance. Les variables "PC" sont issues des ACP réalisées sur les différents composants permettant de caractériser les microhabitats du sol. Les variables contenant ".gc" correspondent au recouvrement du sol, celles contenant ".mi" à la micro-structure et celles contenant ".ma" aux éléments structurants locaux (voir Tableau 6)

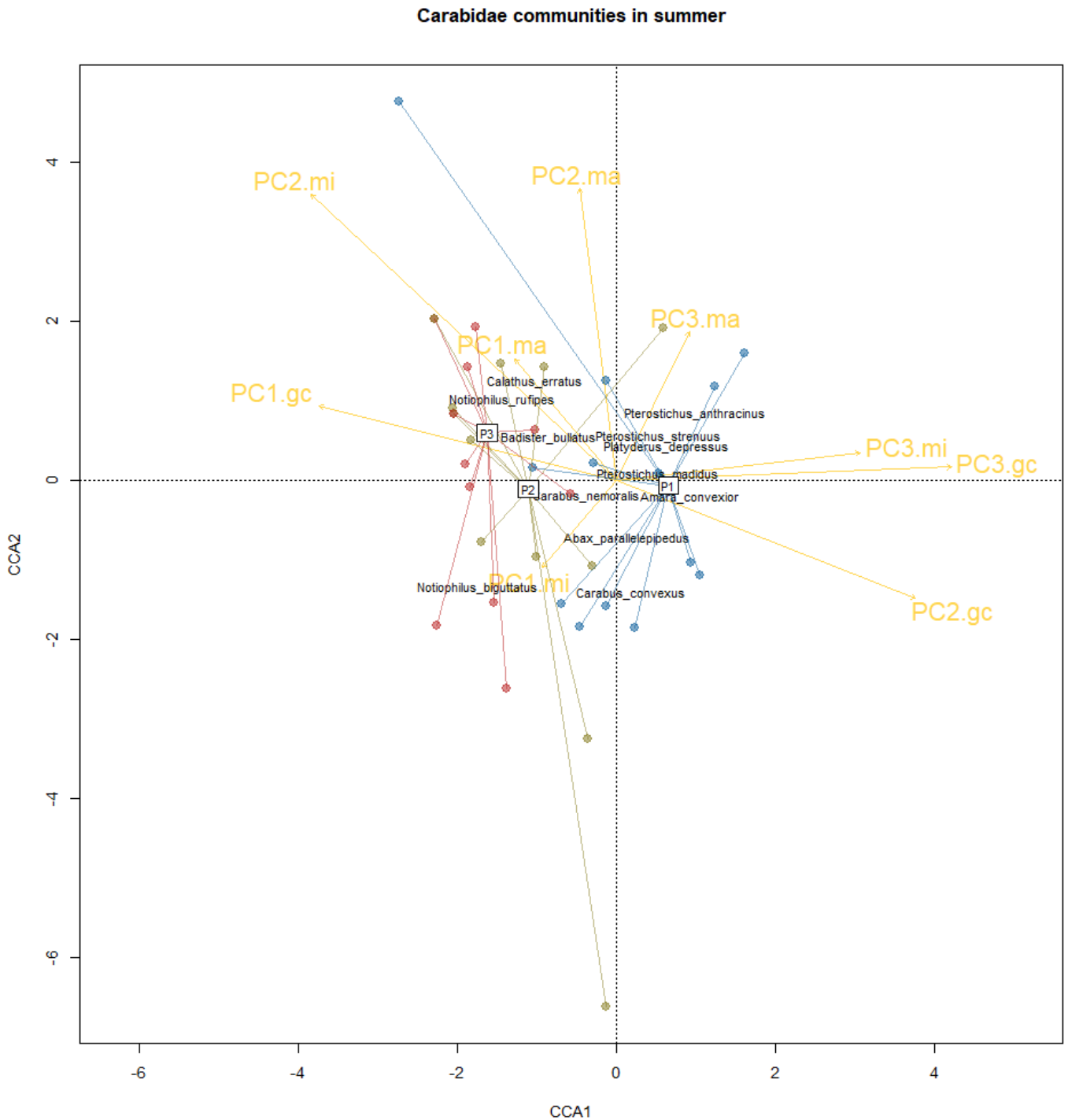


FIGURE 18 – Triplot représentant la relation entre assemblages de coléoptères carabiques et métriques synthétiques associées aux microhabitats du sol dans les différentes placettes étudiées pour la saison printanière. Les variables "PC" sont issues des ACP réalisées sur les différents composants permettant de caractériser les microhabitats du sol. Les variables contenant ".gc" correspondent au recouvrement du sol, celles contenant ".mi" à la micro-structure et celles contenant ".ma" aux éléments structurants locaux (voir Tableau 6)

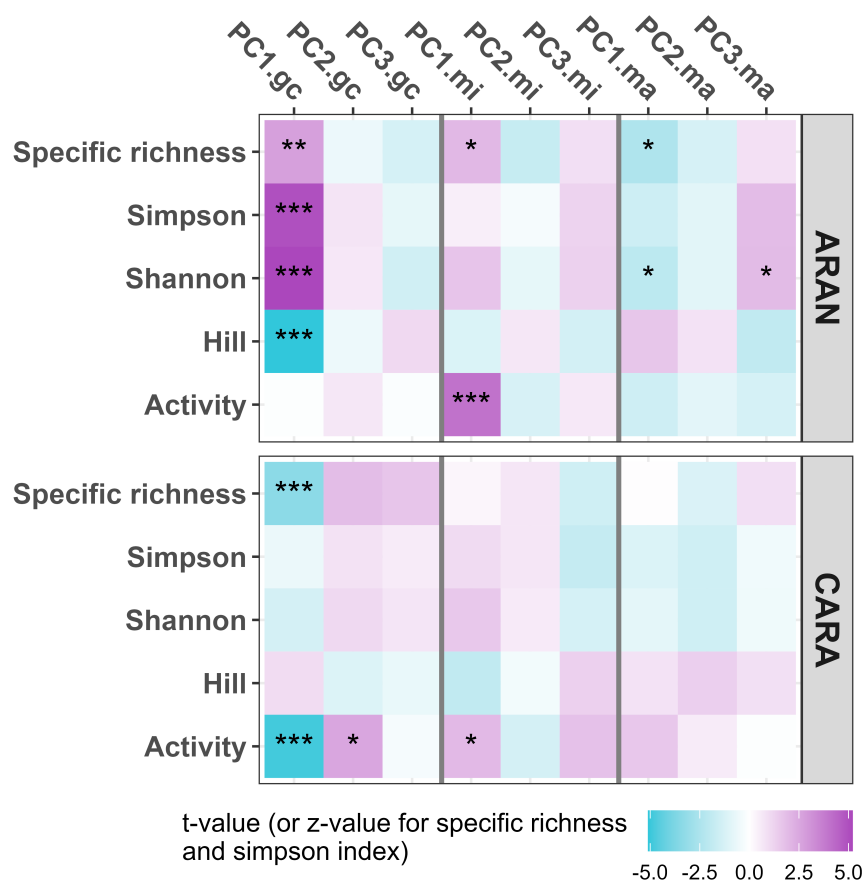


FIGURE 19 – Représentation graphique des effets fixes testés sur les métriques de biodiversité (richesse spécifique, indices de diversité de Simpson, Shannon et Hill, et activité) associées aux coléoptères carabiques (CARA) et aux araignées (ARAN) par le biais de modèles (généralisés) linéaires mixtes. L’intensité de la couleur est proportionnelle à la force de l’effet (les couleurs bleues montrent des valeurs négatives, les couleurs violettes des valeurs positives). Le niveau de significativité est indiqué par les astérisques : * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$. L’absence d’astérisque indique l’absence d’effet significatif de la variable sur la métrique de biodiversité observée.

3.3.2 La structure des communautés, étude des indices de biodiversité

Les modèles mixtes réalisés sur les indices de biodiversité ont permis de mettre en évidence les caractéristiques des microhabitats du sol ayant un impact sur la diversité, la richesse et l’activité des invertébrés (Figure 19). Pour les coléoptères carabiques, les indices de diversité (Hill, Simpson et Shannon) n’ont montré aucune réponse significative aux métriques des microhabitats étudiées. Le type de litière (PC1.gc) a un effet négatif significatif sur la richesse spécifique et l’activité de ces coléoptères. Si ce facteur semble être le seul impactant la richesse, l’activité est, elle, également influencée par la couverture végétale du sol (PC2.gc) et la variable de micro-structure PC1.mi

Concernant les araignées, les trois indices de diversité sont significativement influencés par le type de litière (PC1.gc). L'indice de Shannon, contrairement aux deux autres, est, de plus, également influencé par les deux métriques associées aux éléments structurants locaux, PC1.ma et PC3.ma, respectivement associées à la diversité végétale et distance à un élément de type buisson pour PC1.ma et à la distance à la souche la plus proche pour PC3.ma. L'activité des araignées n'a montré de relation significative qu'avec la variable de micro-structure PC1.mi. Finalement, la richesse spécifique des araignées a montré une relation significative avec chacun des trois composants étudiés, avec PC1.gc pour le recouvrement du sol, PC1.mi pour la micro-structure et PC1.ma pour les éléments structurants locaux.

4 Discussion

Cette étude a permis de caractériser la structure et la composition des communautés de coléoptères carabiques (*Coleoptera, Carabidae*) et d'araignées (*Araneae*) dans les différents types de peuplement de la vallée du Ciron, de la ripisylve feuillue aux plantations de pin maritime. Elle a également permis de souligner la relation entre cette structuration spatiale et saisonnière des communautés d'invertébrés et les caractéristiques des microhabitats du sol.

4.1 La structuration des communautés d'invertébrés en lien avec les microhabitats du sol

Nos résultats ont souligné l'effet significatif des métriques associées au recouvrement du sol et à la micro-structure sur les assemblages d'invertébrés. Le type de litière, son épaisseur, la couverture végétale et l'ouverture de la canopée sont notamment des métriques de microhabitats qui influencent significativement la structuration des communautés à petite échelle, aussi bien pour les communautés de coléoptères carabiques que pour les communautés d'araignées comme montré dans de précédentes études (Koivula et al., 1999; Karen et al., 2008; Schuldt et al., 2008; Ziesche and Roth, 2008). En effet, les araignées utilisent les éléments de micro-structure du sol, notamment le type de litière et son épaisseur, pour la construction de leurs toiles mais également comme refuge contre des conditions environnementales défavorables ou la prédation (Wagner et al., 2003). Nous avons également souligné l'effet de la diversité végétale sur ces communautés d'invertébrés. Couplée aux effets des éléments de micro-structure, la diversité végétale favorise l'hétérogénéité des microhabitats, influence la disponibilité des proies et la diversification des niches écologiques (Greenstone, 1984) et a donc des effets à la fois directs et indirects sur les communautés d'invertébrés prédateurs que sont les araignées et les coléoptères carabiques.

Nos résultats ont montré une richesse spécifique des coléoptères carabiques significativement plus faible dans les plantations que dans les deux autres types de peuplement, en accord avec Pearce et al. (2003) et Burton and Eggleton (2016). Ces derniers ont notamment associé cette pauvreté en espèces d'invertébrés à la sécheresse dans les peuplements de conifères, à une diversité de végétation plus faible et donc à une hétérogénéité des microhabitats réduite dans ces peuplements gérés. Néanmoins, les communautés d'araignées n'ont pas montré de différence significative en terme de richesse spécifique, entre la ripisylve et les peuplements situés sur le plateau, mais ont présenté des assemblages d'espèces très distincts, de la même manière que Pearce et al. (2004) ont mis en évidence des assemblages d'espèces différents entre peuplements de feuillus et d'épicéas. Ces différences de "préférences" d'habitat entre les coléoptères carabiques et les araignées pourraient s'expliquer d'une part par des exigences écologiques strictes et propres à chaque groupe taxonomique, mais également par des différences fonctionnelles (e.g., stratégie d'alimentation).

4.2 Les plantations forestières, l'effet indirect de la gestion sur les microhabitats et les communautés d'invertébrés du sol

Les forêts de plantation sont souvent considérées pauvres en termes de richesse et de diversité d'espèces, jusqu'à être qualifiées de "désert biologique". Néanmoins, plusieurs études ont également montré que les forêts plantées pouvaient être bénéfiques au développement de certaines espèces, y compris des espèces peu communes et/ou menacées, et procuraient des habitats pour de nombreuses espèces forestières (e.g., Brockerhoff et al. 2005, 2008; Carnus et al. 2006). Si nos résultats confirment l'idée première de la pauvreté en espèces des plantations avec les coléoptères carabiques, ils la contredisent également lorsque l'on regarde les communautés d'araignées pour lesquelles les indices de diversité se sont avérés plus élevés dans les plantations que sur la ripisylve ou dans la pente, en fonction de la saison.

Au coeur des forêts de plantation, plusieurs études ont montré l'impact significatif de la gestion forestière (e.g., âge des peuplements, longueur des rotations) sur la richesse et la diversité des communautés (e.g., Jukes et al. 2001; Butterfield et al. 1995; Karen et al. 2008 pour les coléoptères carabiques). En effet, si la gestion forestière impacte l'habitat dans son ensemble, elle affecte également les caractéristiques des microhabitats du sol, telles que l'épaisseur et le type de la litière, l'ombrage ou encore le volume de débris de bois mort (Riffell et al., 2011), et par conséquent, également les communautés d'invertébrés associées. Dans notre étude, les types de litière dominants dans les plantations sont principalement les aiguilles et la mousse et Shavanova (1995) a notamment montré l'effet de différents types de recouvrement du sol (bruyères, lichens, mousses) sur les assemblages d'espèces

d'araignées dans les forêts de pin. En effet, dans notre étude, les espèces d'araignées échantillonnées dans les pinèdes et ayant montré une association significative à ces types de peuplement, présentent des exigences écologiques associées notamment à des milieux forestiers secs et/ou à un recouvrement du sol composé, pour la plupart, de mousses (e.g., *Euophrys frontalis*, *Agroeca proxima*). Nos résultats montrent donc que le recouvrement du sol en forêt constitue un facteur essentiel dans l'assemblage des communautés d'araignées. Néanmoins il s'agit d'un facteur fortement influencé par les pratiques de gestion sylvicole et leur intensité (Andersson and Gradstein, 2005; Košuthová et al., 2013), notamment par exemple, par les opérations mécaniques et le passage des engins dans le contexte des Landes de Gascogne.

Si les placettes P3 situées sur la partie plateau sont en nombre limité et insuffisamment diversifiées pour former un gradient de gestion forestière (les sites ayant été choisis sur la base d'un gradient de complexité de structure forestière au niveau de la ripisylve), nous avons tout de même mis en lumière la présence d'une placette "exceptionnelle" parmi celles étudiées. Cette placette est constituée d'un peuplement de pins en futaie régulière d'environ 40-60 ans, en régénération naturelle, relativement éclaircie et présentant une ouverture estivale de la canopée plus grande que les autres pinèdes échantillonnées. Il s'agit également de la seule placette pour laquelle le recouvrement de lichen au sol était élevé. Cette placette présente un assemblage d'araignées spécifique. Elle présente, en effet, des espèces d'araignées souvent associées à des habitats forestiers ouverts (e.g., *Haplodrassus signifer*, *Drassodes lapidosus*), et/ou à un sous-bois plutôt clair (e.g., *Alopecosa albofasciata*), et/ou à des landes sèches à bruyères (e.g., *Ero aphana*). Sur cette placette, ont également été échantillonnés trois individus de l'espèce *Arctosa figurata*, une espèce quasi-menacée (NT) associée à des milieux secs et sableux et aux forêts de conifères. De plus, un individu d'*Erigone autumnalis* a également été échantillonné sur cette placette. Originaire d'Amérique, cette espèce exotique semble s'établir sur la partie Sud du territoire métropolitain depuis plusieurs années (Déjean and Danflous, 2017) avec peu de données sur le territoire de Nouvelle-Aquitaine (quelques observations en Lot-et-Garonne, source : FAUNA, anciennement Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, OAFS). C'est également dans cette même plantation, que l'espèce *Sintula furcifer*, nouvelle pour la France, a été échantillonnée. Enfin, si cette placette a montré des assemblages d'araignées différents des autres placettes situées sur le plateau, elle possède également une richesse spécifique en coléoptères carabiques plus élevée (6 espèces vs. 3.8 pour la moyenne des autres plantations dans la vallée du Ciron). Bien qu'une étude plus approfondie basée sur l'étude de plusieurs placettes équivalentes à cette placette particulière soit nécessaire pour valider l'impact des caractéristiques de ce type de pinède sur la biodiversité, ces observations semblent souligner l'importance de conserver des peuplements de plantation plus âgés, en régénération naturelle, avec des cycles de rotation plus longs. Jukes et al. (2001) ont,

par exemple, souligné l'influence positive de l'allongement de la durée de rotation sur la structure des microhabitats associés aux sols et sur les communautés de coléoptères carabiques associées. De la même manière, Oxbrough et al. (2005) ont mis en avant l'effet positif du maintien de peuplements âgés et d'une strate herbacée, à toutes les étapes des cycles forestiers, afin d'accroître la diversité des communautés d'araignées.

4.3 Les forêts de ripisylves, contribution à la biodiversité régionale au coeur des plantations monospécifiques

L'étude le long des transects transversaux a permis de mettre en avant des microhabitats et assemblages de communautés d'invertébrés significativement différents entre les placettes P1 (ripisylve) et les placettes P2 et P3. Dans cette étude, une vingtaine d'espèces d'araignées parmi les 159 identifiées n'ont été capturées que sur les placettes P1. Parmi celles-ci, se trouvent notamment *Saloca diceros*, une espèce figurant sur la Liste Rouge nationale avec le statut quasi-menacé (NT) et *Jacksonella falconeri*, une espèce déterminante ZNIEFF de Nouvelle-Aquitaine. De la même manière, 14 des 39 espèces de coléoptères carabiques n'ont été observées que sur les placettes P1. La richesse spécifique des coléoptères carabiques est positivement corrélée au type de litière feuillue (effet négatif de PC1.gc) et, au cours du pic d'activité de ces invertébrés (en été), la présence d'un couvert herbacé et les métriques de micro-structure (e.g., épaisseur de la litière, hauteur de la végétation, ouverture de la canopée) ont également montré un effet significatif sur les assemblages d'espèces de coléoptères carabiques. Ces résultats confirment donc les résultats de l'étude menée par Antvogel and Bonn (2001). En effet, ces derniers ont souligné la grande richesse de la faune carabique dans les forêts alluviales mais ont également montré l'influence de la couverture en litière feuillue, du couvert herbacé et de l'ouverture de la canopée ("light intensity") sur la composition de ces communautés. Cette grande richesse spécifique des coléoptères carabiques dans les milieux alluviaux peut être attribuée à l'hétérogénéité spatiale de ces milieux (Niemelä et al., 1996). De plus, la relation entre la distribution spatiale à petite échelle des coléoptères carabiques et des araignées et les caractéristiques des microhabitats avait également été soulignée par Andersen (1983) et Bonn and Kleinwachter (1999) en milieu alluvial.

Ainsi, nos résultats permettent également de confirmer le fait que les ripisylves contribuent à la biodiversité régionale en abritant des pools d'espèces différents des milieux voisins (Sabo et al., 2005; Ramey and Richardson, 2017), dans notre cas différents des deux autres types de peuplement forestier étudiés, incluant les peuplements de pin maritime. De la même manière, Sewlal and Hailey (2016) ont souligné l'importance de la structure de la végétation (ici micro-structure) dans la structuration des communautés d'araignées. Ils ont également souligné que les différences d'assemblages d'espèces obser-

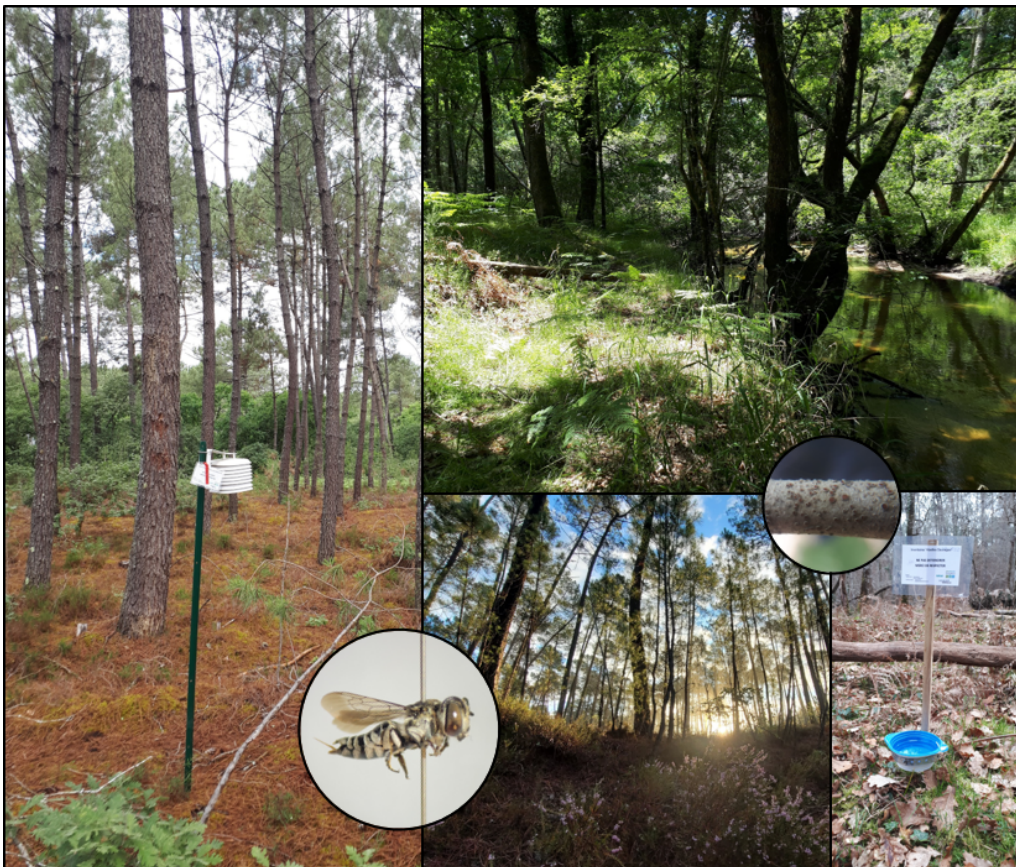
vées entre les habitats constituaient une composante essentielle de la biodiversité régionale. Parmi les diverses espèces d'araignées uniquement échantillonnées sur la ripisylve, celles appartenant à la famille des *Tetragnathidae* se sont avérées être associées uniquement aux ripisylves. Au delà de la nécessité d'une structure développée de la végétation pour la mise en place de sa toile, cette famille est fortement associée aux milieux humides, à proximité des cours d'eau et aux flux d'insectes aquatiques associés, desquels elle se nourrit (Kato et al., 2003), et qui sont eux mêmes influencés par la couverture végétale (Nessimian et al., 2008). Ainsi, dans ces milieux de ripisylves, au delà des microhabitats fournis par cet habitat particulier, des ressources alimentaires spécialisées sont également disponibles et permettent d'expliquer, partiellement, ces assemblages distincts et la distribution spatiale des espèces, notamment dans le cas des araignées (Kato et al., 2003; Ramey and Richardson, 2017).

Contributions

L'échantillonnage sur le terrain des invertébrés et le tri des échantillons au laboratoire ont été réalisés par Bérengère Curtit, Elsa Massé et Amandine Acloque, appuyées par plusieurs étudiants en licence (Enzo Andel, Pauline Richard et Barthelemy Dufau-Saphores en 2021, Jason Mondésir, Anna San Millan, Louise Meyre-Baque et Mathis Chavignon en 2022). Les relevés terrain des microhabitats du sol ont été réalisés par Amandine Acloque accompagnée de Jason Mondésir au printemps, Mandy Dallier en été et Elsa Massé en automne. Les relevés botaniques ont été réalisés par Alexis Ducouso et Jennifer Dudit.

Chapitre 3

Les relations microclimat - structure tridimensionnelle des peuplements forestiers et biodiversité



1 Introduction

Le microclimat désigne le climat d'un site ou d'une station sur une échelle spatiale de petite taille pouvant varier du millimètre à la centaine de mètres (Geiger et al., 1995; Parcevaux and Huber, 2007). Il est caractérisé par une combinaison de variables telles que le rayonnement, la température, le vent ou encore les précipitations, et résulte de la variation du climat local, ou macroclimat, sous l'effet de la topographie, du sol et de la couverture végétale (Geiger et al., 1995).

La topographie façonne le microclimat, non seulement par le biais de processus adiabatiques relatifs à l'altitude, mais également par le biais de différentes variables modifiant l'exposition au vent et au rayonnement solaire telles que la pente, l'aspect et la courbure du terrain. La couverture végétale, ou structure tridimensionnelle forestière (i.e., l'ensemble des composantes horizontales et verticales définies par la végétation, Turner and Gardner 2015), influence, quant à elle, les conditions microclimatiques, en créant de l'ombre et en modifiant les flux d'air et la transpiration des feuilles, selon ses attributs structurels tels que la hauteur des différentes strates végétales et la densité de peuplement par exemple. La structure tridimensionnelle forestière est donc en étroite relation avec le microclimat (De Frenne et al., 2019; Gaudio et al., 2017; von Arx et al., 2012).

En effet, sous le couvert forestier en sous-bois, l'ensoleillement direct (ou rayonnement solaire) et la vitesse du vent sont fortement réduits, entraînant ainsi une atténuation des variations de température et d'humidité (Pesson and Pardé, 1974; Chen et al., 1999). Plusieurs études ont ainsi montré l'effet tampon des forêts sur les extrêmes climatiques, avec notamment des températures maximales plus fraîches, et minimales plus chaudes, qu'en milieu ouvert (De Frenne et al., 2019; von Arx et al., 2013). Les organismes forestiers sont alors soumis à des conditions climatiques très différentes des conditions à l'extérieur des forêts (Chen et al., 1999; De Frenne et al., 2019). Cet effet tampon des forêts joue ainsi un rôle essentiel dans la dynamique de régénération des forêts et leur résilience face aux changements globaux mais également dans le maintien des activités socio-économiques, touristiques et récréatives qui en dépendent (Figure 20).

Les conditions microclimatiques en forêt jouent un rôle fondamental dans la diversité, la composition, et la distribution spatio-temporelle des organismes, mais également sur leur performance, croissance, reproduction et mortalité (Zellweger et al., 2019). De ce fait, des variations de la structure et de la composition forestière ainsi que de la topographie sont à l'origine d'une hétérogénéité microclimatique à différentes échelles spatiales et temporelles ayant des conséquences sur les communautés animales et végétales, et sur le fonctionnement des écosystèmes (Bazzaz and Wayne, 1994; De Frenne et al., 2021). Par conséquent, l'identification des attributs des peuplements forestiers à l'origine d'un microclimat particulier peut contribuer à maintenir les fonctions des écosystèmes forestiers

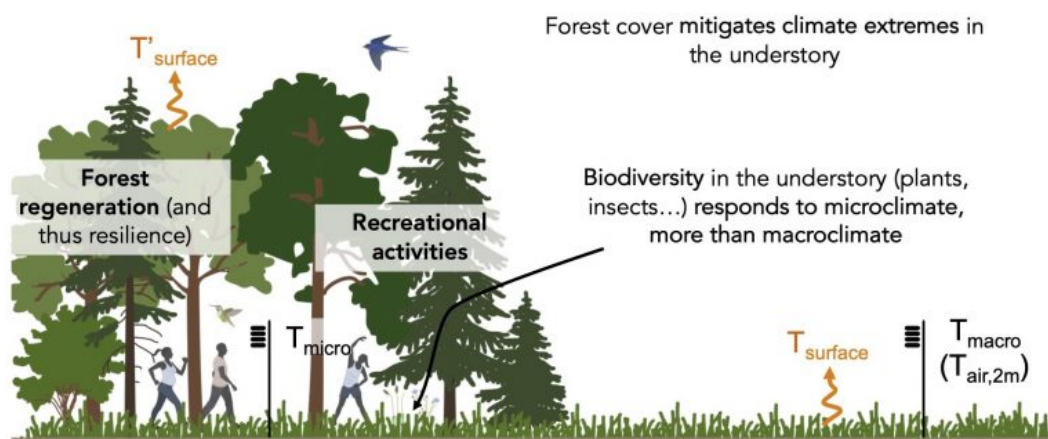


FIGURE 20 – Le microclimat, un facteur écologique fondamental en milieu forestier (source : Projet ANR MaCCMic, porté par Jérôme Ogée)

et à améliorer les pratiques de conservation et de gestion qui préservent la biodiversité. De plus, au delà d'un effet indirect sur la biodiversité via le microclimat, plusieurs études ont démontré un effet direct de la structure tridimensionnelle forestière sur la distribution, l'abondance et le comportement des organismes (Davies and Asner, 2014; Zellweger et al., 2016; Heidrich et al., 2020).

La gestion forestière altère les conditions microclimatiques en modifiant la structure des peuplements (Ehbrecht et al., 2019). Les perturbations liées à l'exploitation du bois modifient les conditions locales de luminosité, d'ensoleillement, d'interception de la pluie, d'effet tampon de la température, de transpiration et d'évapotranspiration impactant les bilans hydriques et les températures du sol et de l'air (Chen et al., 1999). Ces perturbations ont alors un impact sur les organismes forestiers en modifiant leurs niches écologiques. Les politiques et directives de gestion sylvicole incitent de plus en plus à la conversion des peuplements monospécifiques d'âge uniforme en peuplements mixtes, d'âge inégal afin de promouvoir l'hétérogénéité structurelle des peuplements (Bauhus et al., 2009; Storch et al., 2020; Achim et al., 2022; Aggestam et al., 2020). Les approches de gestion associées évitent généralement les coupes rases afin de maintenir une couverture forestière continue (Pommerening, 2004). Ce n'est pas le cas en France, dans le massif des Landes de Gascogne (Nouvelle-Aquitaine, sud-ouest de la France). Ce massif forestier est une vaste forêt artificielle constituée de plantations monospécifiques de pin maritime (*P. pinaster*) gérées de manière intensive pour la production de bois notamment (voir Introduction Générale, section 4 pour la présentation du massif). Néanmoins, à l'échelle du paysage, des forêts résiduelles de feuillus et ripisylves présentant une grande valeur en terme de diversité biologique sont intégrées dans cette matrice paysagère homogène de plantations (Barbaro et al., 2005; Van Halder et al., 2008, 2015).

Les ripisylves, connues pour fournir de nombreux services écosystémiques, possèdent des communautés végétales uniques différentes des habitats avoisinants (Tabacchi, 1992; Schnitzler-Lenoble, 2007; Dufour et al., 2019; Lozanovska et al., 2018). La diversité dans la composition végétale de ces milieux procure des caractéristiques structurelles essentielles pour la survie et la reproduction de nombreux organismes terrestres et aquatiques (e.g., Tabacchi 1992). En plus de l'effet tampon de la rivière (ou cours d'eau), ces caractéristiques structurelles jouent donc un rôle fondamental sur le microclimat, qui est un microclimat propre à ces milieux d'interface, et influencent les habitats des organismes (Moore et al., 2005). Les ripisylves constituent, de plus, d'importants corridors écologiques qui servent de refuge ou micro-refuge climatique à de nombreuses espèces, notamment dans un contexte de changement climatique (Zhang et al., 2023b), mais également dans les mosaïques d'habitats dégradés ou fortement modifiés (Meave et al., 1991). L'efficacité de ces forêts de ripisylves pour la conservation de la biodiversité et le maintien de la connectivité écologique dépend non seulement de la surface de ces zones, de la qualité de l'habitat mais également du niveau de contraste avec la matrice paysagère environnante (Lees and Peres, 2007). Bien que quelques études aient mis en avant le rôle de la largeur de la zone tampon sur différents taxons (e.g., oiseaux : Lees and Peres 2007; Mitchell et al. 2018), les facteurs écologiques associés aux forêts de ripisylve qui soutiennent la biodiversité terrestre restent tout de même mal compris. Il apparaît donc important d'améliorer nos connaissances et notre compréhension des relations entre microclimat et structure et composition forestières ainsi que de leur impact sur la dynamique de la biodiversité afin d'orienter les politiques de conservation dans les milieux sensibles que sont les ripisylves. En prenant comme système d'étude la vallée du Ciron, l'objectif est donc ici d'étudier (i) les différences en terme de microclimat le long d'un gradient de composition et structure forestières (forêt de ripisylve - forêt intermédiaire - forêt de plantation monospécifique), (ii) les variations de microclimat en fonction des variations de la structure forestière des ripisylves mais également (iii) l'effet de ces métriques microclimatiques et structurelles sur la distribution, la répartition et la diversité des organismes.

2 Matériel et Méthodes

2.1 Mesures microclimatiques et variables associées

Fin mars - début avril 2021, 44 sondes climatiques (HOBO[®] U23 Pro V2) ont été installées, après une phase d'inter-calibration, sur 26 des 29 sites du dispositif expérimental dans la vallée du Ciron. Chaque placette banquette localisée sur la ripisylve (P1) a été équipée d'une sonde ainsi que 9 placettes pente (P2) et plateau (P3) afin d'obtenir 9 transects complets banquette-pente-plateau (Figure 21). Ces capteurs, placés à une hau-

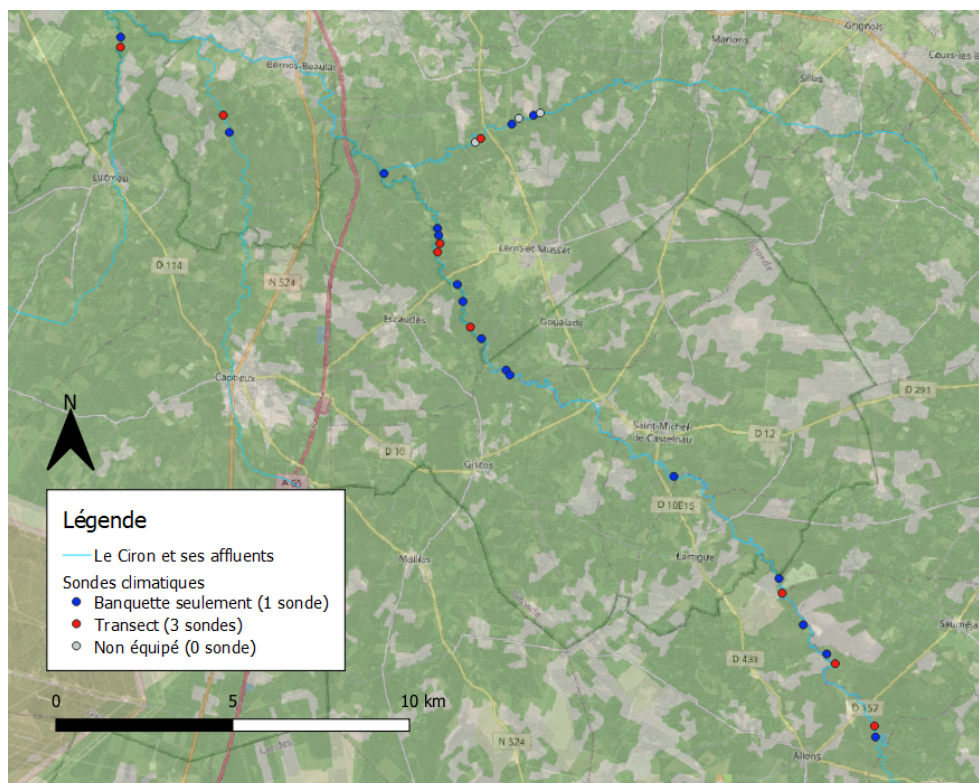


FIGURE 21 – Localisation des sondes climatiques (HOBOS) sur la zone d'étude



FIGURE 22 – Sonde climatique HOBOS® U23 Pro V2 dans son abris

teur de 1.30m et protégés par des abris météorologiques à ailettes (Figure 22), enregistrent une mesure de température ($^{\circ}\text{C}$) et d'humidité relative de l'air (%) toutes les 30 minutes. A partir de ces données, plusieurs variables microclimatiques journalières, puis annuelles et saisonnières, peuvent être déterminées (Tableau 7). Pour les variables $T_{\text{max}95}$ et $T_{\text{min}5}$, les jours correspondant aux 5% les plus chauds / froids annuels et saisonniers, ont été déterminés sur la base des températures moyennes journalières de la station météorologique de référence située à Bernos-Beaulac, en milieu ouvert (voir annexe A.11 pour plus d'informations sur la station). L'amplitude thermique journalière, ou amplitude diurne (DTR, "Diurnal Temperature Range"), est calculée comme la différence entre la température journalière maximum et la température journalière minimum.

Lorsque des problèmes d'enregistrement des données, liés notamment à des défauts de fonctionnement des sondes microclimatiques, ont eu lieu, des "trous" ont été générés dans les données. Ces données manquantes ont été comblées par "gap filling". Le "gap filling" a été réalisé par type de placette et par saison par le

biais de régressions linéaires simples (Claridge and Chen, 2006). Les données gap fillées ne seront donc pas utilisées pour les comparaisons intra-placettes (e.g., comparaison des P1 entre elles) mais serviront lors des comparaisons inter-placettes (i.e., le long du transect P1-P2-P3).

TABLEAU 7 – Variables microclimatiques. Chaque métrique étant calculée quotidiennement, annuellement et par saison, i correspond soit à SP pour le printemps, SU pour l’été, AU pour l’automne ou WI pour l’hiver. Lorsque i n’est pas renseigné, il s’agit d’une métrique journalière ou annuelle.

Métrique (unité)	Id	Définition
Température moyenne (°C)	Tmean_ i	Température journalière moyenne (moyenne des températures journalières moyennes pour les métriques annuelles et saisonnières)
Amplitude diurne (°C)	DTR_ i	Amplitude thermique journalière (moyenne des amplitudes journalières pour les métriques annuelles et saisonnières)
Température maximale (°C)	Tmax_ i	Température journalière maximale
	Tmax95_ i	Température maximale exprimée par le 95ème percentile des températures journalières maximum (saisonnier ou annuel)
Température minimale (°C)	Tmin_ i	Température journalière minimale
	Tmin5_ i	Température minimale exprimée par le 5ème percentile des températures journalières minimum (saisonnier ou annuel)

2.2 Composition et structure tridimensionnelle des peuplements

Dans le cadre du projet SEEFORST et du projet associé FRISBEE, deux campagnes d’acquisition LiDAR par ULM (automne 2019 et hiver 2021) ont été coordonnées par l’UMR Tétis et l’ENSEGID sur les 29 sites du dispositif. Des acquisitions complémentaires ont été réalisées sur chacun des sites avec un drone sur un zonage de 200 X 200m centré sur la rivière et par LiDAR terrestre. Les données issues de ces acquisitions ont été traitées par l’UMR Tétis afin de dégager des métriques topographiques et géomorphologiques, mais également par l’ENSEGID de Bordeaux, en partenariat avec l’UMR LASTIG (IGN), pour faire émerger différentes métriques de structure tridimensionnelle des peuplements forestiers. De plus, l’étude des dendromicrohabitats (Chapitre 1) a également permis d’estimer certaines métriques de structure et de composition des peuplements. Les variables de structure et de composition des peuplements utilisées dans ce chapitre sont présentées en Tableau 8.

TABLEAU 8 – Métriques de structure tridimensionnelle et de composition forestières. Les acquisitions LiDAR ayant été effectuées en deux sessions, i correspond à s pour la session estivale ou à w pour la session hivernale. Lorsque i n'est pas renseigné, la métrique n'est pas saisonnière.

	Métrique (unité)	Id	Définition
Structure et topographie	Pente	Slope	-
	Élévation relative (m)	REL	Altitude par rapport au cours d'eau
	Hauteur strate 1 (m)	H1_i	Hauteur moyenne de la strate herbacée
	Hauteur strate 2 (m)	H2	Hauteur moyenne de la strate arbustive
	Hauteur strate 3 (m)	H3	Hauteur moyenne de la strate arborée
	Épaisseur canopée (m)	Can_i	Épaisseur moyenne de la canopée calculée par la différence entre la hauteur haute et la hauteur basse de la strate arborée
	Hauteur maximum (m)	Hmax	Hauteur maximum de la canopée
	Recouvrement strate 1 (%)	Cov1_i	Recouvrement de la strate herbacée
	Recouvrement strate 2 (%)	Cov2_i	Recouvrement de la strate arbustive
	Recouvrement strate 3 (%)	Cov3_i	Recouvrement de la strate arborée
	Trouées	GapF_i	
	Rumple index	RI_i	Rapport entre la surface extérieure de la canopée et la surface au sol (peut éventuellement se traduire par le "plissement" ou la "rugosité" de la canopée)
	Vertical complexity index	VCI_i	
Composition	Largeur du lit majeur (m)	BedWidth	Largeur moyenne du lit majeur de la rivière
	Prop. lit majeur (%)	BedProp	Proportion de la placette incluse dans le lit majeur de la rivière
	Prop. conifères (%)	PropCon	Proportion de conifères (pin maritime) dans la placette
	Surface terrière du peuplement (m ² ha ⁻¹)	BA	
	Densité de peuplement (Nha ⁻¹)	D	Nombre d'arbres par hectare dont le diamètre est supérieur à 10cm pour les arbres vivants, 7cm pour les arbres morts
	Nombre d'espèces arborées	RS	-
	Prop. arbres morts (%)	PropDead	Proportion d'arbres morts dans la placette dont le diamètre est supérieur à 7cm
	Prop. arbres morts au sol (%)	PropLying	Proportion d'arbres morts au sol (parmi le nombre total d'arbres morts)

2.3 Échantillonnage de la biodiversité et métriques associées

2.3.1 Les abeilles sauvages

En 2021 et 2022, de mars à septembre, un dispositif de piégeage coloré ("pan trap" en anglais, Westphal et al. 2008), permettant de cibler les insectes pollinisateurs, a été mis en place sur les 3 placettes de 14 des 29 sites d'étude. Il s'agit de trois coupelles colorées (une bleue, une jaune, une blanche) dont la hauteur de pose coïncide avec la hauteur de végétation (Figure 23). Ces coupelles sont remplies aux 2/3 d'eau avec quelques gouttes de liquide vaisselle incolore et inodore afin de réduire la tension de surface. Ces pièges sont activés toutes les 3 à 5 semaines, sur une fenêtre de 48h de beau temps. A l'issue des 48h de pose, le contenu de chacune des coupelles est récupéré, filtré et conservé dans de l'alcool, dans un pot de collecte (40mL) sur lequel figurent la date de relevé, le numéro de site, l'identifiant de la placette (P1, P2 ou P3) ainsi que la couleur de la coupelle. Au laboratoire, les échantillons sont triés et les abeilles sauvages identifiées au genre puis étalées. La détermination à l'espèce a ensuite été réalisée par un taxonomiste expert, David Genoud.



FIGURE 23 – Piégeage des abeilles sauvages par le biais de trois coupelles colorées (jaune, bleue, blanche). Photographie d'un dispositif sur une placette P3 (plantation de pin sur le plateau)

Pour chaque placette, plusieurs métriques de biodiversité ont été établies, annuellement et par saison : la richesse spécifique (Bee.S) et l'indice de diversité de Shannon (Bee.H) accompagné de l'indice d'équitabilité de Pielou (Bee.R). De plus, le nombre d'individus collectés par site-placette et par saison, divisé par le nombre de jours de piégeage, peut être utilisé comme un proxy de l'activité saisonnière de ces invertébrés (notée Bee.a_season).

2.3.2 Les relevés botaniques

Les relevés de la flore de la strate herbacée ont été réalisés en 2021 sur une surface de 400m² sur chacune des placettes des 29 sites. Un coefficient d'abondance-dominance (coefficient de Braun-Blanquet) a été affecté à chacune des espèces relevées. Ce coefficient permet d'estimer, pour chaque espèce, une classe d'abondance, une classe de recouvrement et un recouvrement moyen (voir Tableau 9).

TABLEAU 9 – Coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet

Coefficient	Abondance	Recouvrement	Recouvrement moyen
r	Très rare	< 1%, un individu	0.1%
+	Rare	< 1%, quelques individus	0.5%
1	Faible à moyenne	1 - 5%	3%
2	Élevée	5 - 25%	15%
3	Quelconque	25 - 50%	37.5%
4	Quelconque	50 - 75%	62.5%
5	Quelconque, prédominant	> 75%	87.5%

L'inventaire des lichens a été réalisé en 2021 sur l'intégralité des sites, sans distinction des placettes, par Jean-Louis Farou, lichénologue membre de l'Association Française de Lichénologie. Seuls les lichens des arbres, les lichens épiphytes, ont été relevés.

Plusieurs indices de diversité ont alors été établis : la richesse spécifique pour chaque site pour les lichens (Lichen.S), et la richesse spécifique et l'indice de Shannon pour chaque placette pour la flore herbacée (Bota.S et Bota.H).

2.4 Analyse des données

Les analyses ont été réalisées avec le logiciel R, versions 4.2.2 et 4.3.1 (R Core Team, 2022).

Afin de comparer les différences le long du gradient P1-P2-P3, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé pour chacune des métriques de structure tridimensionnelle et de composition (à l'exception de la variable "Largeur du lit majeur", commune pour les trois placettes d'un même transect), mais également pour les variables microclimatiques. Lorsque le résultat du test de Kruskal-Wallis était significatif (i.e., p-value < 0.05), il a été complété par un test post-hoc de Dunn afin de comparer les types de placettes deux à deux (i.e., P1 vs. P2, P1 vs. P3, P2 vs. P3).

Pour tester l'effet tampon des ripisylves par rapport aux plantations de pin maritime et le long du gradient P1-P2-P3, les températures moyennes journalières des transects ont

été comparées par le biais de modèles linéaires simples, pour la période estivale et pour la période hivernale. La période estivale correspond aux mois de juin, juillet et août des années 2021 et 2022, et la période hivernale aux mois de décembre 2021, janvier 2022 et février 2022. Pour la période estivale 2022, seuls 8 transects seront utilisés dans le modèle linéaire, les données d'un des 9 transects ayant été gap fillées pour cette période pour les trois placettes.

Des analyses de corrélation ont été réalisées afin d'explorer les relations entre les différentes variables microclimatiques, et entre les différentes variables structurelles. Elles ont été complétées par une analyse en composantes principales (ACP) sur les variables microclimatiques (resp. de structure et composition forestière) afin de visualiser les variables ayant le plus d'importance. De plus, ces variables étant nombreuses et fortement corrélées (coefficient de corrélation r de Pearson > 0.6), les ACP sont également un moyen de réduire le nombre de variables, sans perdre trop d'information. Nous conserverons donc un nombre d'axes supérieur ou égal à 2 et suffisant pour expliquer au moins 70% de la variance totale des jeux de données associés à ces variables. Ces axes seront alors considérés comme les "nouvelles variables généralisées".

Afin de comparer les différences microclimatiques entre les différentes placettes de ripisylve (P1), nous avons calculé, pour chaque jour, l'écart maximal observé entre deux placettes pour chacune des variables microclimatiques journalières. L'étude de la relation entre microclimat et structure tridimensionnelle de la ripisylve a ensuite été réalisée à partir de modèles linéaires simples (LM) par saison, pour l'année 2022. Ainsi, pour chaque variable de réponse journalière (Tmean, Tmax, Tmin, DTR) et pour chaque saison, un modèle linéaire multiple a été créé, en prenant comme variables explicatives les axes de l'ACP réalisée sur les variables de structure.

Afin de représenter les relations entre les communautés d'abeilles des différentes placettes, et d'observer une éventuelle similarité entre les placettes, une NMDS (non-metric multidimensional scaling ou positionnement multidimensionnel non-métrique) a été réalisée. Il est estimé que la représentation est bonne lorsque la valeur de "stress" associée est inférieure à 0.2. Nous avons ensuite réalisé, pour chaque année d'échantillonnage (2021 et 2022), des modèles mixtes afin d'étudier les relations entre les variables de réponse des abeilles sauvages (indice de Shannon, indice de Pielou, richesse spécifique et activité saisonnière) et les variables généralisées microclimatiques et de structure. L'activité automnale des abeilles n'a pas fait l'objet d'un modèle, la faible quantité de données à cette saison générant énormément de 0. Pour chacun de ces modèles, l'identifiant du site a été ajouté en effet aléatoire. Un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM), avec une distribution de Poisson, a été réalisé pour la richesse spécifique. Pour les autres métriques, les modèles mixtes réalisés sont des modèles linéaires multiples (LMM) avec une distribution gaussienne. De la même manière, un modèle GLMM (resp. LMM) a été réalisé pour tes-

ter l'effet des variables structurelles et microclimatiques sur la richesse spécifique (resp. l'indice de Shannon) des relevés de la flore de la strate herbacée.

Pour étudier le rôle du microclimat et de la structure du peuplement au niveau des placettes situées sur les ripisylves, nous avons réalisé un modèle linéaire généralisé (GLM) prenant en variables explicatives les axes des deux ACP, vues précédemment, et en variable de réponse, la richesse spécifique des lichens. La distribution utilisée est une distribution de Poisson. De la même manière, nous avons testé la réponse de la végétation de la strate herbacée à ces variables microclimatiques et structurelles par le biais de modèles linéaires multiples.

Les hypothèses et postulats (exemple : normalité des résidus, dispersion) associés aux différents modèles utilisés dans cette étude ont été vérifiés et validés à l'aide des packages *performance* (Lüdecke et al., 2021) et *DHARma* (Hartig, 2019). Les autres packages R, utilisés dans le cadre de ce chapitre, sont notamment le package de base *stats* (e.g., test de Kruskal-Wallis, ACP, modèles linéaires *lm* et *glm*), le package *FSA* pour les test post-hoc de Dunn, le package *vegan* très utilisé en écologie des communautés (Dixon, 2003), le package *lme4* (Bates et al., 2015) pour les modèles mixtes, le package *lubridate* pour la gestion des dates, le méta-package *tidyverse* (incluant notamment le package *dplyr*) pour la mise en forme et gestion des données et principalement le package *ggplot2* pour les différents graphiques et leur mise en forme.

3 Résultats

3.1 Le gradient P1-P2-P3 : un gradient de structure et de composition forestières

Les tests de Kruskal-Wallis, réalisés sur les variables de structure et de composition, montrent une différence significative (p -value < 0.05) entre les placettes pour les différentes variables étudiées sauf pour la surface terrière (BA) et la densité de peuplement (D), le recouvrement hivernal de la strate herbacée (Cov1_w) et la hauteur moyenne hivernale de cette même strate (H1_w), la hauteur moyenne de la strate arborée (H3) et la hauteur maximum de la canopée (Hmax). Pour la variable pente (Slope), la différence significative entre les placettes se traduit par des valeurs plus élevées sur P2 que sur P1 et P3. On observe un gradient croissant de la ripisylve vers les plantations pour les trouées (GapF), la proportion de pin maritime (PropCon), l'élévation relative (REL) et le rumple index (RI). Pour les autres variables dont le résultat du test de Kruskal-Wallis est significatif, on observe un gradient décroissant de la ripisylve vers le plateau. Pour les gradients, les différences ne sont pas nécessairement significatives entre P1 et P2 ou P2 et P3 mais

le sont systématiquement entre P1 et P3 (test post-hoc de Dunn, p -value < 0.05). Les résultats sont présentés en annexe en Figure A.8.

3.2 Comparaison des variables microclimatiques le long du gradient P1-P2-P3

Les tests de Kruskal-Wallis réalisés sur les variables microclimatiques pour les transects P1-P2-P3 montrent une différence significative (p -value < 0.05) pour toutes les variables Tmean sauf Tmean_WI et toutes les variables Tmax95 sauf Tmax95_WI. Les résultats associés sont présentés en annexe Figure A.9.

L'amplitude diurne journalière semble, de manière générale, plus élevée sur P3 que sur P1, sauf pour le printemps et l'hiver. Mais cette différence n'est significative (test de Kruskal-Wallis, p -value < 0.05) pour aucune des quatre saisons. Les températures maximales (Tmax95) sont, de manière générale, plus faibles sur la ripisylve (P1) que sur les autres placettes. Aucune différence n'a été observée quant à la variable de température minimale Tmin5.

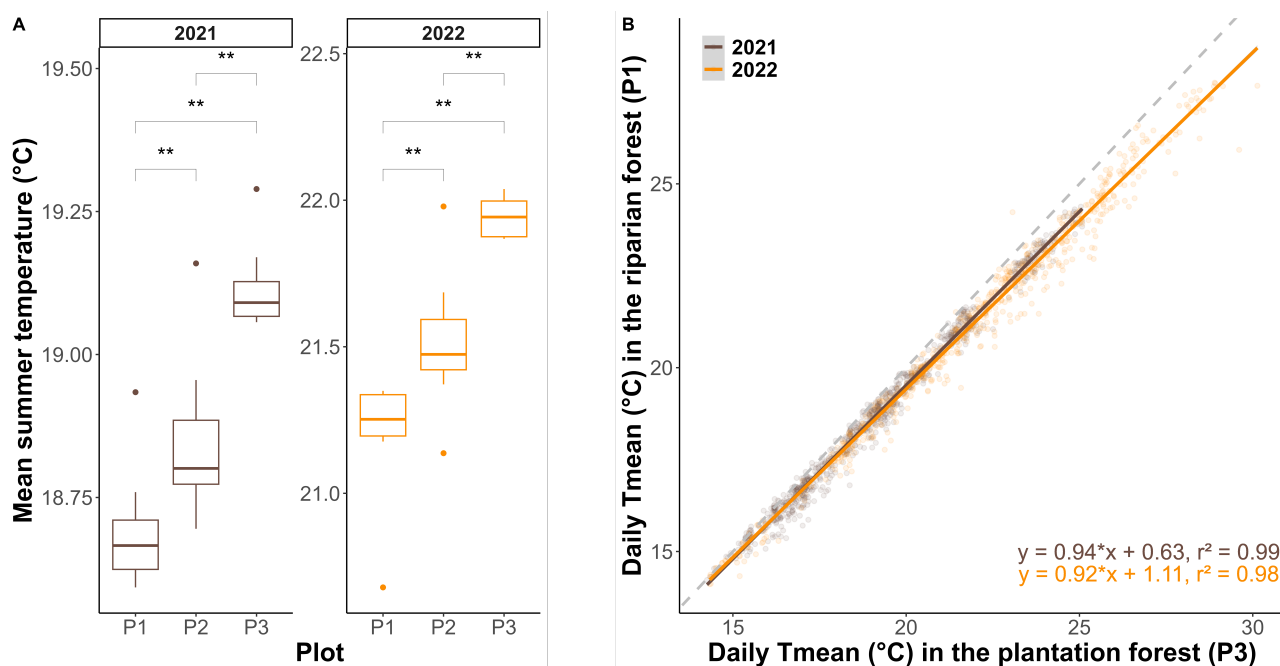


FIGURE 24 – (A) Température moyenne estivale en 2021 et 2022 le long du transect banquette - pente - plateau. Les astérisques correspondent au niveau de significativité du test post-hoc de Dunn : * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$. (B) Relation linéaire (et intervalle de confiance à 95%) entre les températures moyennes journalières sur la ripisylve P1 et sur les plateaux de plantation P3 sur les périodes estivales en 2021 (9 transects) et en 2022 (8 transects). Les droites grises en pointillés sont les droites de pente 1 pour lesquelles la température sur P1 est égale à la température sur P3.

De manière générale, on observe un gradient croissant avec des différences significatives

de P1 à P3 pour la température moyenne. Au printemps, seule la différence de température moyenne entre P1 et P3 est significative. En hiver, la température moyenne ne montre pas de différence significative entre les différentes placettes P1-P2-P3. La température moyenne estivale augmente significativement le long du gradient P1-P2-P3 (Figure 24.A), avec des températures journalières moyennes plus élevées sur le plateau que sur la banquette et une différence qui s’amplifie avec l’augmentation de la température (Figure 24.B).

Durant l’été 2022, la température moyenne journalière la plus élevée a été enregistrée le 18 juillet. A cette date, au niveau des plateaux, la moyenne des températures moyennes journalières était de 28.9°C pour 27.3°C au niveau de la ripisylve. L’écart moyen observé entre P1 et P3 à cette date est donc de 1.6°C avec un écart maximum enregistré le long d’un transect de 3.7°C (site 22) et un écart minimum de 1.2°C (site 9).

3.3 Les résultats des ACP et nouvelles variables généralisées

3.3.1 Réduction des variables de structure et de composition

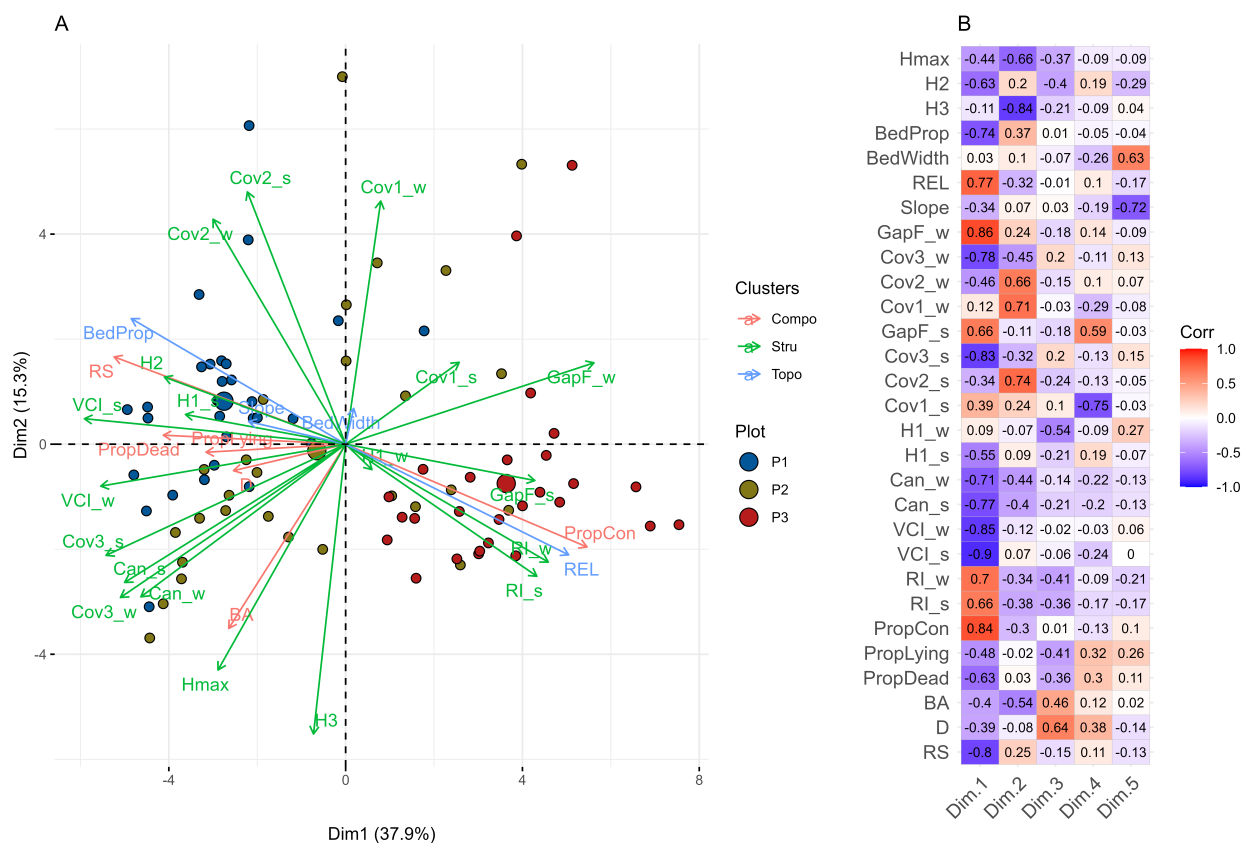


FIGURE 25 – Distribution des différents sites d’étude sur les deux premiers axes de l’ACP réalisée sur les variables de structure tridimensionnelle et de composition forestière

L'ACP réalisée sur les variables de structure et de composition permet de visualiser la répartition des placettes sur les deux premiers axes principaux (Figure 25.A). On observe un gradient P1-P2-P3, notamment le long de l'axe 1. La matrice de corrélation associée (Figure 25.B) permet d'identifier les variables associées à cet axe. L'axe 1, noté pour la suite Stru.PC1, expliquant 37.9% de la variance totale, est positivement corrélé aux variables GapF, REL et PropCon et négativement aux variables VCI, Can, Cov3 et RS.

L'axe 2, Stru.PC2, de l'ACP explique 15.3% de la variance et est négativement corrélé à la variable H3 et positivement à Cov2_s et Cov1_w. L'axe 3, Stru.PC3, explique 7.7% de la variance totale et est positivement associé à la densité (D) de peuplement. L'axe 4, Stru.PC4, expliquant 6.4% de la variance, est négativement corrélé à la couverture estivale de la strate herbacée (Cov1_s). Enfin, l'axe 5, Stru.PC5, explique 4.9% de la variance et est associé à deux variables topographiques en étant positivement corrélé à la largeur du lit majeur (BedWidth) et négativement à la pente (Slope). La proportion cumulée de la variance totale expliquée pour ces 5 axes est de 72.2%. Les variables de structure et de composition seront donc réduites à ces 5 variables, Stru.PC1 à Stru.PC5 pour la suite des analyses.

3.3.2 Réduction des variables microclimatiques

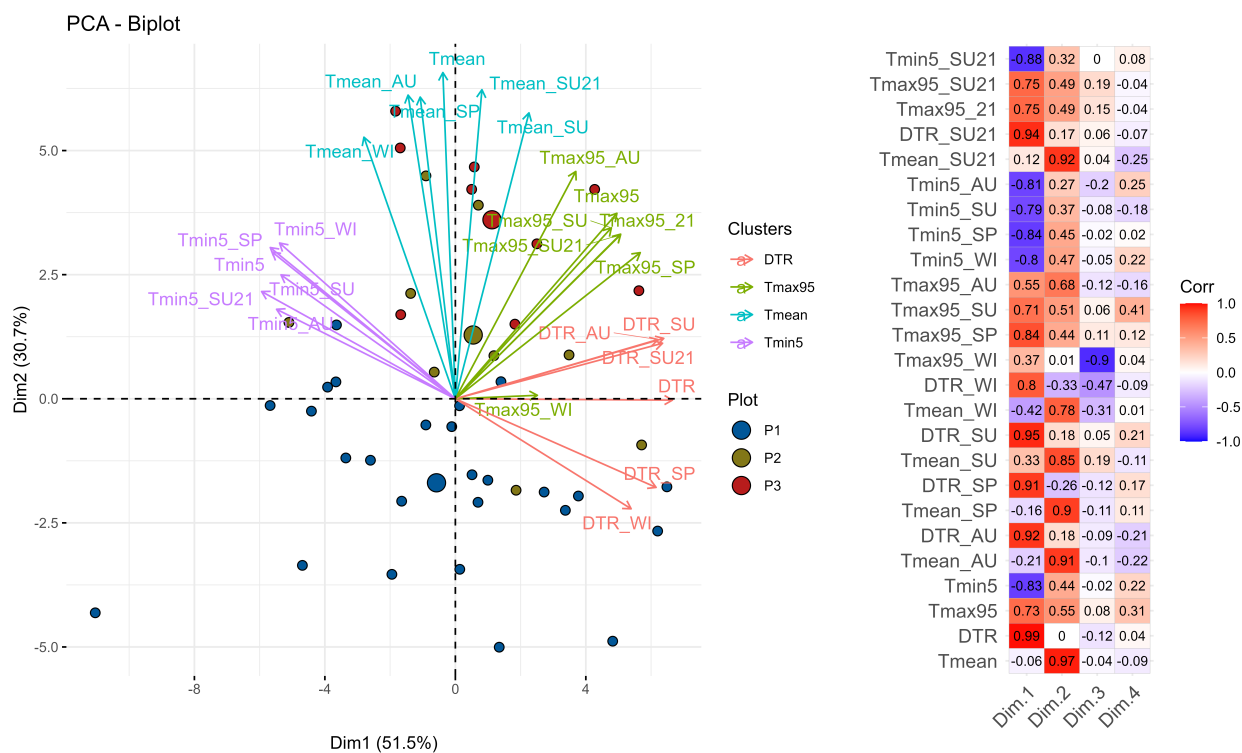


FIGURE 26 – Distribution des différents sites d'étude sur les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur les variables microclimatiques

L'ACP réalisée sur les variables microclimatiques permet de visualiser la répartition des placettes sur les deux premiers axes principaux (Figure 26.A). On observe un gradient P1-P2-P3 notamment le long de l'axe 2. Les deux premiers axes de l'ACP suffisent à expliquer plus de 70% de la variance totale. La matrice de corrélation associée (Figure 26.B) permet d'identifier les variables associées à ces deux axes. L'axe 1, noté par la suite Clim.PC1, expliquant 51.5% de la variance totale, est positivement corrélé aux variables associées à l'amplitude diurne (DTR) et négativement aux variables associées à la température minimum (Tmin5). L'axe 2, Clim.PC2, quant à lui, explique 30.7% de la variance et est positivement corrélé aux variables associées à la température moyenne (Tmean). Les variables microclimatiques seront donc réduites à ces 2 variables, Clim.PC1 et Clim.PC2 pour la suite des analyses.

3.4 La relation microclimat - structure tridimensionnelle sur la ripisylve

Pour comparer les différentes placettes de la ripisylve, seules les placettes pour lesquelles le jeu de données microclimatiques était complet (i.e., sans gap filling) ont été conservées, soit 15 sites.

L'étude de l'écart maximal entre deux placettes, pour chacune des variables microclimatiques journalières, souligne des différences importantes entre les sites pour une même journée (voir annexe Figure A.10). En moyenne, l'écart maximal de température moyenne journalière entre deux sondes est de 0.88°C. L'écart maximal de température maximum sur une même journée peut dépasser 5°C entre deux placettes, notamment sur les périodes estivales et hivernales. De la même manière, l'écart maximal d'amplitude thermique entre deux placettes P1 pour une même journée peut dépasser 6°C. En moyenne, cet écart maximal d'amplitude thermique est de 4°C en été et est plus élevé qu'au cours des autres saisons.

Les modèles linéaires simples réalisés par saison, sur l'année 2022 sur chacune des variables microclimatiques, permettent d'étudier l'effet des 5 variables généralisées de structure. La variable Stru.PC1 influence significativement les différentes métriques microclimatiques (Figure 27) et plus particulièrement, la température minimum (Tmin) et l'amplitude diurne (DTR). La température minimum journalière (Tmin) est d'autant plus élevée que les valeurs de Stru.PC1 sont faibles. Autrement dit, sur la ripisylve (P1), la température minimum est d'autant plus élevée que le peuplement possède une complexité verticale élevée, un grand recouvrement de la strate arborée et une grande diversité d'espèces associées à cette strate. Cette température minimum est d'autant plus basse que la proportion de pins et l'ouverture de la canopée sont grandes. L'amplitude thermique (DTR) évolue en fonction de cette même variable Stru.PC1, mais dans le sens inverse de

Tmin. De plus, l'amplitude thermique estivale est également positivement influencée par la variable Stru.PC2, et est donc d'autant plus grande que la hauteur de la strate arborée H3 est faible, et que la couverture estivale de la strate arbustive et la couverture hivernale de strate herbacée sont grandes.

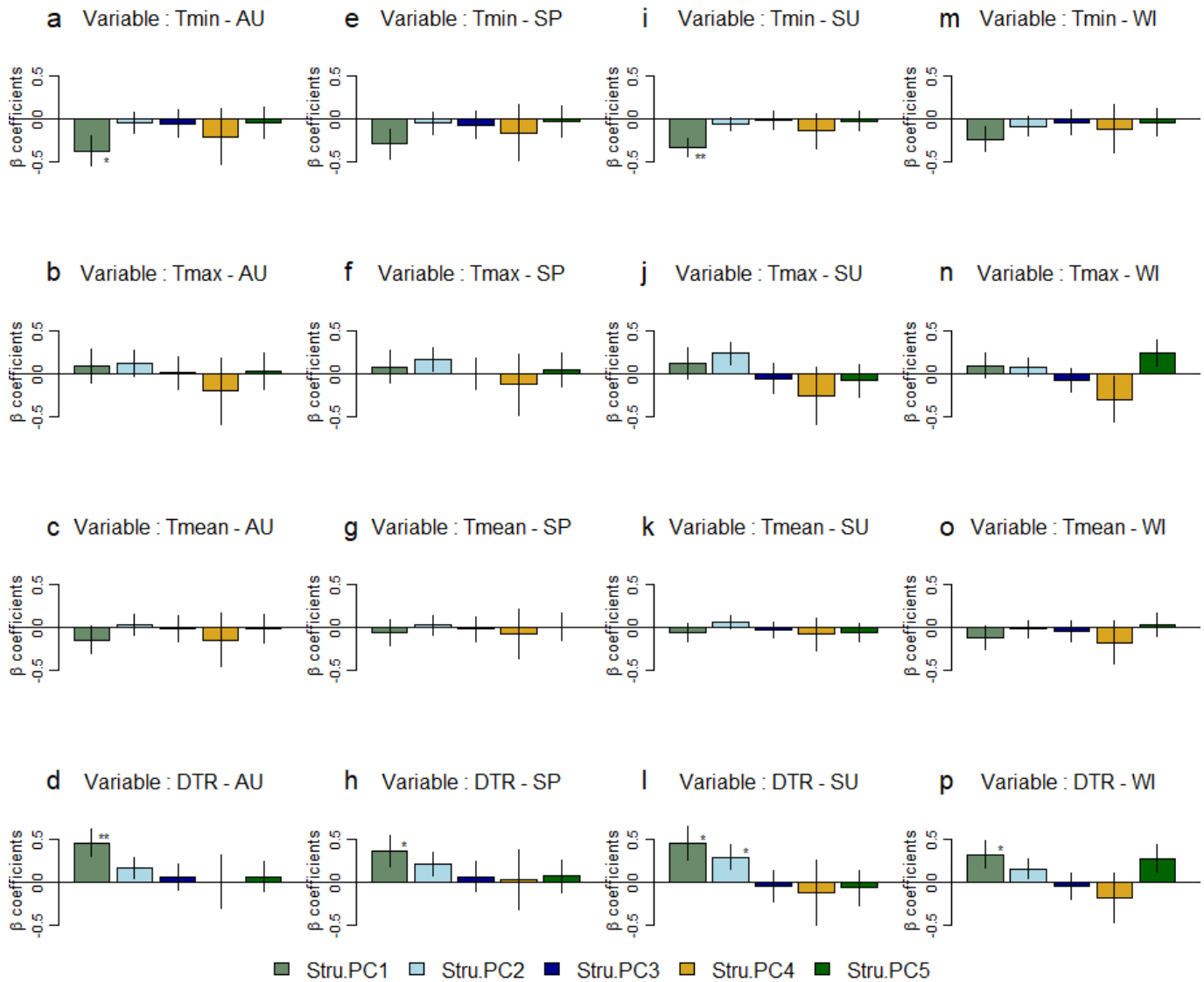


FIGURE 27 – Résultat des modèles linéaires multiples réalisés par saison sur les variables microclimatiques journalières issues des données 2022 (la période hivernale WI correspond à la période de décembre 2021 à février 2022) pour les placettes situées sur la ripisylve (P1). Les variables Stru.PC_i sont les variables généralisées issues de l'ACP sur les métriques de structure initiales (voir Figure 25). Les astérisques correspondent au niveau de significativité du coefficient β (* pour $p \leq 0.05$, ** pour $p \leq 0.01$ et *** pour $p \leq 0.001$)

3.5 Les réponses de la biodiversité face à ces facteurs locaux

En 2021, 750 abeilles sauvages ont été collectées, en 7 sessions, entre mars et septembre, et 765 abeilles en 8 sessions, en 2022, soit un total de 1515 individus. Ces individus appartiennent à 92 espèces différentes (Liste en annexe A.3) et sont fortement dominés par le genre *Lasioglossum* (famille *Halictidae*) représentant plus de 68% des individus et 27 espèces (soit environ un tiers du nombre total d'espèces).

Au cours des relevés de la flore de la strate herbacée réalisés en 2021, ce sont 171 espèces végétales qui ont été identifiées (Liste en annexe A.5) sur l'intégralité des placettes. Les deux espèces majoritaires en terme de recouvrement sont *Pteridium aquilium*, la fougère aigle (ou grande fougère) et *Calluna vulgaris*, la bruyère ou callune. En terme d'occurrence (i.e., nombre de placettes où l'espèce a été échantillonnée), les espèces dominantes sont *P. aquilium* (71 placettes sur un total de 87), *Quercus robur* (62/87), *Lonicera periclymenum* (58/87), *Hedera helix* (58/87), *Frangula alnus* (53/87) et *Quercus pyrenaica* (51/87).

L'inventaire des lichens, réalisé sur les différents sites en 2021, a mis en lumière la présence de 133 espèces (incluant 9 espèces de champignons lichénicoles ; Liste en annexe A.4), dont plusieurs espèces sont peu communes, rares voire très rares, faisant partie du patrimoine d'intérêt National ou International, et une espèce *a priori* nouvelle pour la France, *Bacidia suburgidula* (Nyl.) Zahlbr.

3.5.1 Les variations de biodiversité le long du gradient P1-P2-P3

Abeilles sauvages Sur les deux années d'échantillonnage (2021 et 2022), les communautés d'abeilles sauvages ne semblent pas se différencier le long du gradient P1-P2-P3 (Figure 28, 2D-stress > 0.2). Ce résultat est également observé lorsque les deux années sont traitées séparément. De plus, globalement et par année, les métriques de biodiversité associées aux abeilles sauvages (richesse spécifique, indice de Shannon, indice de Piélu et activité saisonnière) ne diffèrent pas en fonction de la variable catégorielle "Plot" (test de Kruskal-Wallis, p-value > 0.05).

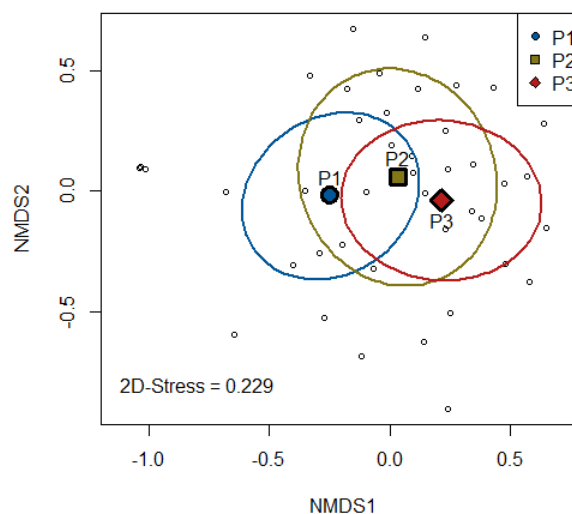


FIGURE 28 – NMDS globale sur les données abeilles 2021 et 2022

Les modèles mixtes réalisés mettent en avant, pour l'année 2022, un effet significatif et négatif de la variable Stru.PC3 sur l'indice de Shannon et l'indice de Piélu, et, pour l'année 2021, un effet positif de Stru.PC4 sur les indices de Shannon et Piélu (Figure

30). En d'autres termes, en 2022, la diversité des abeilles sauvages était d'autant plus élevée que la densité de peuplement était faible. Et, en 2021, la diversité des abeilles sauvages était d'autant plus élevée que la couverture estivale de la strate herbacée était faible. Aucune des variables testées n'a montré d'effet sur l'activité saisonnière des abeilles sauvages.

Relevés botaniques Les résultats associés aux modèles mixtes mettent en avant l'effet négatif de la variable Clim.PC2 sur la richesse spécifique et l'indice de Shannon de la flore de la strate herbacée (Figure 30). Le modèle associé à la richesse spécifique met également en avant un effet négatif de la variable de structure Stru.PC1, et un effet positif de Stru.PC5 (Figure 30). La diversité et la richesse de la flore sur la strate herbacée sont donc d'autant plus élevées que la température journalière moyenne est faible (Clim.PC2), et que le peuplement présente une grande richesse spécifique arborée, une faible proportion en conifères, une faible ouverture de la canopée et une grande complexité verticale (Figure 30). Dans notre zone d'étude, la richesse de la strate herbacée est également d'autant plus grande que la largeur du lit majeur est grande et que la pente est faible. On observe donc un gradient de la richesse et de la diversité de la strate herbacée le long du gradient microclimatique et de structure et composition des peuplements suivant le gradient P1-P2-P3. Les résultats des tests de Kruskal-Wallis et tests post-hoc associés permettent de valider l'effet de la variable "Plot" (P1, P2 ou P3) sur la richesse et la diversité de la flore de la strate herbacée, en soulignant le gradient décroissant de richesse et de diversité des ripisylves aux plantations (Figure 29).

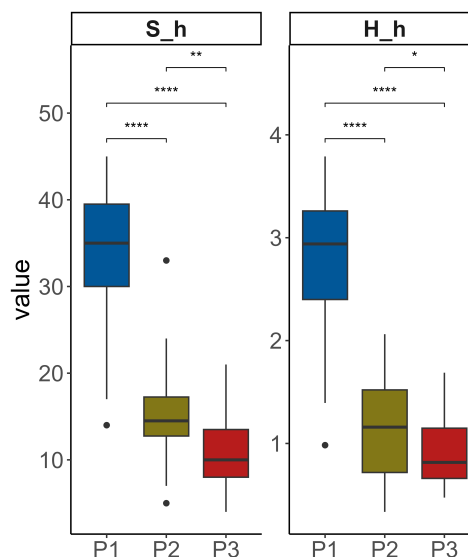


FIGURE 29 – Effet de la placette sur la richesse spécifique (S_h) et l'indice de Shannon (H_h) de la strate herbacée. Les astérisques correspondent au niveau de significativité des tests post-hoc de Dunn (* pour $p \leq 0.05$, ** pour $p \leq 0.01$, *** pour $p \leq 0.001$, et **** pour $p \leq 0.0001$)

3.5.2 Les variations de biodiversité sur la ripisylve (P1)

Les modèles réalisés sur la flore de la strate herbacée n'ont mis en valeur aucun effet des variables testées (Figure 30). La richesse spécifique des lichens est négativement influencée par les variables microclimatiques Clim.PC1 et Clim.PC2, par Stru.PC4, et positivement influencée par la variable Stru.PC2 (Figure 30). La richesse spécifique des lichens sur les

différents sites est donc d'autant plus élevée que la température moyenne et l'amplitude diurne sont faibles sur la ripisylve, que T_{min5} est élevée, que la hauteur de la strate arborée diminue et que la couverture estivale de la strate herbacée augmente.

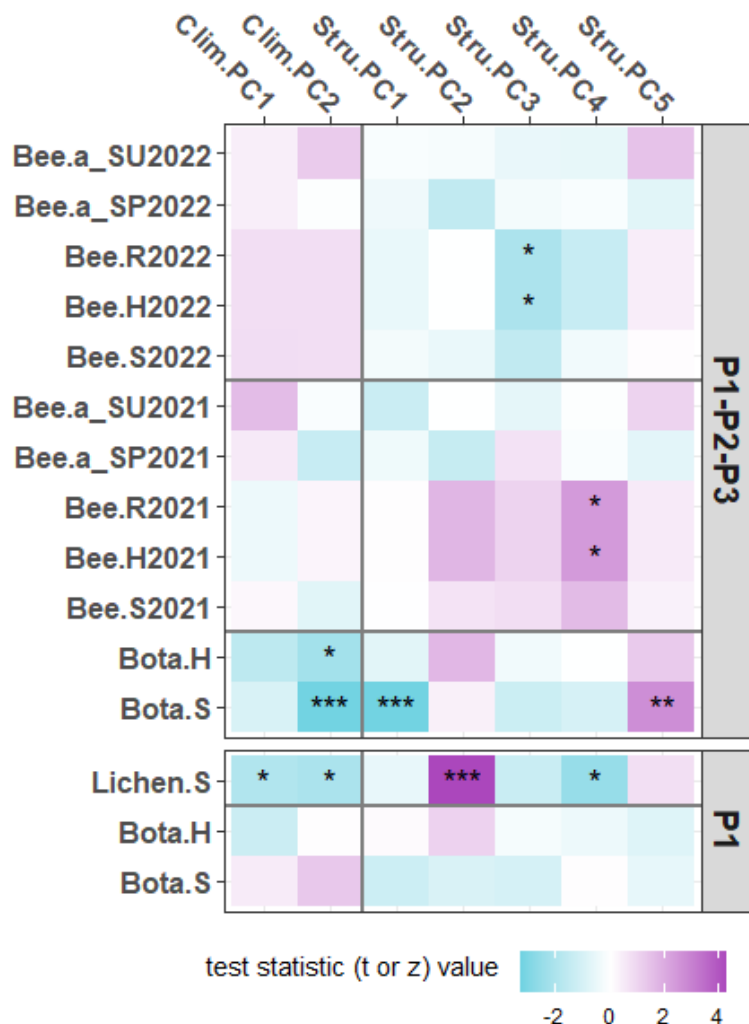


FIGURE 30 – Représentation graphique des effets fixes testés sur les métriques de biodiversité par le biais de modèles (généralisés) linéaires mixtes pour l'étude des transects (P1-P2-P3) et de modèles (généralisés) pour l'étude au sein des placettes de ripisylve (P1). L'intensité de la couleur est proportionnelle à la force de l'effet (les couleurs bleues montrent des valeurs négatives, les couleurs violettes des valeurs positives). Le niveau de significativité est indiqué par les astérisques : * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$.

4 Discussion

4.1 Les ripisylves, des refuges microclimatiques au coeur des forêts de plantation

De la même manière que Ehbrecht et al. (2019) ont démontré l'effet de l'hétérogénéité structurelle des peuplements forestiers en milieu tempéré sur l'amplitude thermique diurne, nos résultats soulignent l'impact significatif de la complexité structurelle des peuplements sur la capacité des ripisylves à tamponner les extrêmes climatiques. Néanmoins, bien que l'on observe un effet significatif de la structure du peuplement forestier sur l'amplitude thermique diurne au sein des placettes ripisylves, la différence d'amplitude thermique entre la ripisylve et le plateau n'est pas significative, bien que leurs structures forestières soient significativement différentes. Cette absence de différence significative entre la ripisylve non gérée et les plantations de production est contraire aux résultats de Ehbrecht et al. (2019) et Menge et al. (2023), qui ont mis en avant une plus grande amplitude thermique dans les peuplements gérés. Ces résultats sont également contraires aux résultats de Walbott (2018) qui a démontré des différences d'amplitude thermique entre le bas de versant et le plateau dans le secteur de la hêtraie du Ciron. La structure tridimensionnelle et la composition du peuplement ne semblent donc pas être les seuls facteurs à régir l'intensité des variations journalières de température dans la vallée du Ciron. La faible distance au cours d'eau des plantations ainsi que la faible variation de pente et d'altitude relative entre les différents types de peuplements pourraient, par exemple, être des facteurs en cause expliquant ces résultats.

Williamson et al. (2020) ont mis en lumière le rôle tampon des ripisylves agissant alors comme des refuges microclimatiques au coeur des paysages modifiés par l'activité humaine, notamment dans le cadre des plantations forestières. Si leurs résultats s'appliquent en milieu tropical, les nôtres confirment l'importance des ripisylves en milieu tempéré dans les forêts de production. Les résultats de notre étude soulignent notamment l'effet "cooling" des ripisylves, avec des températures moyennes et maximales globalement plus fraîches que dans les peuplements voisins, notamment en période estivale, et un effet d'autant plus marqué que les températures sont élevées. De la même manière, Ross (1958) avait montré que des températures plus basses et des humidités plus élevées étaient souvent observées dans les vallées. Au vu du contexte actuel de réchauffement climatique, ces zones tampon que sont les ripisylves apparaissent alors comme des milieux d'importance capitale à préserver afin de répondre aux enjeux de conservation de la biodiversité (Zhang et al., 2023b), notamment dans les questionnements relatifs aux niches écologiques, et plus particulièrement aux niches thermiques des organismes (Capon and Pettit, 2018; Capon et al., 2013).

4.2 La diversité des lichens dans les ripisylves : influence du microclimat et de la structure du peuplement forestier

Les lichens, aussi appelés champignons lichénisés, sont des organismes composites résultant d'une association symbiotique complexe et permanente entre un champignon hétérotrophe, le mycobionte, et une algue ou cyanobactérie, le photobionte. Ils constituent des composants essentiels des écosystèmes forestiers en contribuant à de nombreux processus et services écosystémiques (Zedda and Rambold, 2015) tels que le cycle de l'eau et le cycle des nutriments, et en étant un maillon essentiel des réseaux trophiques (e.g., Nabozhenko et al. 2021). Sensibles aux conditions environnementales, les lichens sont également utilisés comme bioindicateurs de la qualité (ou pollution) de l'air (e.g., Jayalal et al. 2016; Ellis et al. 2022; Delves et al. 2023), du changement climatique (Aptroot, 2009; Stapper and John, 2015) ou encore de la gestion forestière (Nascimbene et al., 2013; Bartemucci et al., 2022).

Les lichens épiphytes (i.e., les lichens des arbres) sont influencés par de nombreux facteurs environnementaux, et à différentes échelles spatiales (Jüriado et al., 2009; Király et al., 2013). Si le Chapitre 1 a déjà souligné l'effet significatif des caractéristiques individuelles des arbres (essence, diamètre, statut) sur l'abondance des lichens, ce Chapitre met en valeur, à l'échelle de la placette, les facteurs écologiques locaux impactant la diversité de ces organismes au niveau des ripisylves, zones où ils ont été trouvés en plus forte abondance lors de l'échantillonnage des dendromicrohabitats (Chapitre 1). Le microclimat et la structure des peuplements sont des facteurs environnementaux discriminants dans la répartition et la distribution spatiale des lichens, et cette étude souligne leur effet sur la diversité spécifique des lichens.

Les résultats de notre étude mettent notamment en avant un effet positif significatif de la couverture de la strate herbacée et de la strate arbustive. Cet effet positif de la strate arbustive sur la diversité des lichens a également été souligné par Nascimbene et al. (2012), et vient corroborer les résultats de Aude and Poulsen (2000) qui émettent l'hypothèse selon laquelle les forêts multi-strates, présentant une strate arbustive, profitent aux épiphytes en créant un microclimat stable et humide propice à leur développement. Nos résultats soulignent également une réponse négative de la diversité lichénique à une augmentation de l'amplitude thermique diurne, en accord avec l'hypothèse précédente selon laquelle les lichens préfèrent des microclimats stables. De plus, la proximité du cours d'eau procure aux ripisylves des conditions microclimatiques particulières permettant le développement et réduisant la vulnérabilité face aux changements climatiques d'espèces protégées (Ellis, 2020) telles que *Lobaria pulmonaria*, une espèce de lichen foliacé préférant les climats humides et les zones de brouillard stagnant.

4.3 La flore de la strate herbacée, reflet des gradients structurels et microclimatiques, de la ripisylve aux plantations monospécifiques de pin maritime

Nos résultats mettent en avant un gradient décroissant, de la ripisylve aux plantations de pin maritime sur le plateau, de la richesse et de la diversité de la flore de la strate herbacée. Si ce résultat montrant une richesse significativement plus faible dans les plantations semble évident et en accord avec plusieurs études précédentes (Williamson et al., 2020), il est en contradiction avec les résultats de Martín-García et al. (2016) qui ne mettent en avant aucune différence entre la ripisylve et les plantations de peupliers. Les forêts de plantation ne sont en effet pas nécessairement des déserts de biodiversité (Brockerhoff et al., 2008; Carnus et al., 2006) bien que les plantations de pin maritime soient ici bien moins riches que les ripisylves.

Ces différences significatives entre la ripisylve et le plateau sont notamment dues au gradient microclimatique et structurel observé. Plusieurs études ont en effet montré le rôle prépondérant de la structure et du microclimat sur les plantes vasculaires (Hakkenberg and Goetz, 2021; Macek et al., 2019; Zellweger et al., 2020). La gestion forestière ayant un effet non négligeable sur la structure des peuplements, Martín-García et al. (2016) en a souligné l'effet négatif sur la végétation de la strate herbacée. Sur les plateaux de la vallée du Ciron, la sylviculture se traduisant par une homogénéisation des peuplements et de nombreuses opérations mécaniques dont le passage d'engins et du rouleau landais, la strate herbacée s'en trouve impactée. De plus, bien que non étudiées dans cette thèse, les propriétés physico-chimiques du sol dans les différents types de peuplement peuvent également jouer un rôle majeur dans la composition et la diversité de la flore herbacée.

Au niveau des ripisylves (P1), la richesse et la diversité de la strate herbacée, permettent de fournir de nombreuses ressources. En effet, Van Halder et al. (2015) ont, par exemple, montré la contribution significative des ripisylves, dans un paysage dominé par les plantations monospécifiques, pour la richesse et la diversité des papillons, des organismes pollinisateurs liés à des plantes hôtes spécifiques. Cependant, nos résultats ne montrent pas de variation significative de la diversité et de la richesse de la strate herbacée en fonction du microclimat et de la structure forestière, entre les différentes placettes situées sur la ripisylve. Un facteur qui pourrait alors permettre d'expliquer les communautés végétales de la ripisylve est possiblement lié à l'hydrologie, à la dynamique du cours d'eau lui-même, permettant notamment la dispersion de certaines espèces et l'enrichissement du sol par le dépôt de sédiments (Araujo Calçada et al., 2015; Capon and Dowe, 2007).

4.4 Les abeilles sauvages en forêt

Les insectes pollinisateurs sont des organismes essentiels dans les écosystèmes forestiers où ils permettent la pollinisation de nombreuses espèces végétales arborées, arbustives et/ou herbacées. De plus, les forêts procurent ressources, refuges et sites de nidification à ces organismes (e.g., Mola et al. 2021). Les forêts de ripisylve étant des hotspots de biodiversité avec une grande richesse et diversité végétales, comme vu dans la section précédente, il était attendu que les communautés d'abeilles soient différentes en fonction du type de peuplement (ripisylve - forêt intermédiaire sur la pente - plantation monospécifique sur le plateau) avec des valeurs de diversité et d'abondance plus élevées au niveau de la ripisylve. Néanmoins, les résultats de cette étude n'ont pas montré de différence significative pour les métriques associées aux abeilles sauvages en fonction du type de peuplement. Parmi les hypothèses pouvant expliquer ces résultats, l'une est que la mobilité de ces organismes (insectes volants) ainsi que la faible distance entre les trois placettes de chaque transect, n'ont pas permis d'observer de variations de diversité des abeilles entre ces placettes. De plus, comme souligné par Rivers et al. (2018), les forêts gérées de conifères peuvent être des milieux propices au développement d'organismes pollinisateurs. Il serait alors intéressant d'étudier les relations entre les communautés d'abeilles du Ciron et les communautés végétales ainsi que leurs relations fonctionnelles afin de mieux comprendre les facteurs régissant les communautés de pollinisateurs.

Bien que plusieurs études aient mis en avant l'effet du microclimat sur les communautés d'abeilles sauvages (e.g., Mola et al. 2021), les résultats de cette étude n'ont pas souligné d'effet significatif des variables microclimatiques. Nos résultats montrent néanmoins un effet négatif de la densité de peuplement et de la couverture de la strate herbacée estivale sur la richesse et la diversité des abeilles. Ces résultats vont dans le sens d'autres études qui montrent que les abeilles sauvages, tout comme les papillons, préfèrent généralement les habitats forestiers ouverts, moins denses (e.g., Westerfelt et al. 2018).

Contributions

Les relevés des sondes micrométéorologiques sur le terrain ont principalement été réalisés par Yannick Mellerin, Jennifer Dudit, Catherine Bodénès ainsi qu'Elsa Massé. Les relevés botaniques ont été effectués par Alexis Ducouso et Jennifer Dudit et l'échantillonnage des lichens par Jean-Louis Farou. L'échantillonnage des abeilles sauvages sur le terrain, le tri des organismes et l'étalage en laboratoire ont été réalisés par Amandine Acloque.

Discussion Générale



Les écosystèmes forestiers hébergent environ 75% de la biodiversité terrestre (CPF, 2008). Dans un contexte de déclin de la biodiversité, dont l'un des principaux facteurs en cause est la perte, la dégradation et la fragmentation des habitats, la conservation de la biodiversité forestière est un enjeu majeur et fait l'objet d'une attention croissante dans les politiques de gestion forestière. Pour autant, en France, l'état de la biodiversité forestière reste actuellement mal connue, et Piton et al. (2021) soulignent notamment le manque de données sur plusieurs groupes taxonomiques forestiers tels que les insectes et les lichens par exemple. De ce fait, afin de mettre en place des schémas et plans de gestion et de conservation efficaces, il semble essentiel d'approfondir nos connaissances relatives à la biodiversité forestière, et des mécanismes et facteurs en cause dans sa distribution, répartition, abondance et diversité. Les groupes taxonomiques (i.e., insectes, champignons, bryophytes, lichens, micro- et méso-faune du sol) évoqués dans la synthèse de Piton et al. (2021) contribuent significativement à la biodiversité des forêts et plusieurs études ont souligné leur sensibilité à la gestion forestière et à des variations, à petite échelle, des facteurs écologiques régissant leurs niches écologiques. Le coeur de ce projet a donc consisté à étudier le rôle de facteurs écologiques locaux forestiers dans la conservation de la biodiversité, en se basant sur une approche multi-taxons intégrant invertébrés terrestres, plantes et lichens, et multi-factorielle intégrant les microhabitats, la structure et la composition forestières et le microclimat. Cette étude a été menée dans la vallée du Ciron, en Nouvelle-Aquitaine, où des peuplements de ripisylve sont intégrés au coeur d'une matrice paysagère de peuplements forestiers intensivement gérés pour la production. Les résultats qui en découlent ont notamment souligné la nécessité de prendre en considération l'échelle locale dans les études visant à comprendre et préserver la biodiversité. Ils ont confirmé la grande richesse des forêts de ripisylve et leur contribution à la biodiversité régionale mais ont également mis en avant la biodiversité présente dans les plantations de pin maritime. Enfin, cette étude a permis d'enrichir les connaissances liées à la biodiversité de la vallée du Ciron et a soulevé de nouvelles perspectives et suggéré

d'éventuelles applications pratiques.

1 Les facteurs écologiques locaux, des facteurs essentiels à prendre en compte pour comprendre la biodiversité et sa dynamique en milieu forestier

Cette étude a permis de souligner le rôle de plusieurs facteurs écologiques (microhabitats, microclimat et structure forestière), ou facteurs abiotiques, impliqués dans la caractérisation de la niche écologique des différents groupes taxonomiques étudiés. Les microhabitats sont, par définition, une "portion" de la niche écologique des espèces qui y sont associés. Les microhabitats associés aux arbres, ou dendromicrohabitats (DMH), sont considérés comme des indicateurs de biodiversité, ou bioindicateurs, et plusieurs études ont souligné leur relation significative avec différents organismes forestiers (e.g., Basile et al. 2020; Regnery et al. 2013a). Dans le Chapitre 1, nous avons mis en lumière des facteurs locaux expliquant les assemblages de DMH dans les différents peuplements forestiers de la vallée du Ciron. Ce premier chapitre a notamment souligné la contribution des espèces feuillues et du nombre d'espèces d'arbres dans l'approvisionnement en DMHs dans les plantations, la contribution significative d'espèces endémiques et spécialisées (*Alnus glutinosa* ici) dans la diversité des DMHs sur la ripisylve, et enfin la contribution non négligeable des arbres morts au sol en tant que supports de DMHs. De la même manière, dans le Chapitre 3, nous avons montré l'effet des métriques locales de structure et de composition forestières ainsi que du microclimat, sur la richesse spécifique des plantes vasculaires et des lichens et sur la diversité des abeilles sauvages. Ainsi, dans ces deux chapitres, nous avons souligné le rôle essentiel des caractéristiques des peuplements forestiers dans la conservation de la biodiversité, un rôle à la fois direct, en influençant la diversité et la richesse spécifique de différents groupes taxonomiques, et indirect, en influençant la diversité, la présence et les assemblages des bioindicateurs que sont les microhabitats des arbres. Le Chapitre 2 vient également corroborer ce rôle essentiel des facteurs locaux en soulignant l'influence des caractéristiques associées aux microhabitats du sol sur les assemblages d'espèces et la diversité des communautés d'invertébrés. En effet, ce chapitre a notamment souligné l'effet significatif du recouvrement du sol (e.g., type de litière et couvert herbacé) ainsi que de la micro-structure associée (e.g., hauteur de végétation, épaisseur de litière, ensoleillement) sur les communautés d'invertébrés du sol. Ces caractéristiques de microhabitats sont des facteurs essentiels pour comprendre la dynamique des communautés, notamment des invertébrés, pour lesquels cette échelle locale ou "micro-" semble être la plus pertinente. Si nos résultats le confirment par l'étude des araignées et coléoptères carabiques, d'autres études ont également démontré l'effet

de ces facteurs locaux sur d'autres communautés d'invertébrés (e.g., Nessimian et al. 2008 pour les communautés d'insectes aquatiques, Taki et al. 2008 pour les hyménoptères "trap-nesting wasps").

Ainsi, au delà du rôle du contexte paysager déjà bien étudié, les trois chapitres de ce projet de thèse viennent souligner la nécessité de prendre en considération les caractéristiques d'habitat à l'échelle locale pour répondre aux enjeux de conservation de la biodiversité, comme l'ont souligné plusieurs études précédentes (e.g., Collinge et al. 2003; Williams and Winfree 2013; Taki et al. 2008). Si le temps nous a manqué pour aller plus loin dans cette étude des relations entre caractéristiques locales d'habitat et biodiversité, il serait tout de même intéressant et complémentaire, d'étudier le rôle de ces facteurs écologiques locaux sur la diversité fonctionnelle des organismes, la diversité fonctionnelle étant également une composante clé de la biodiversité et essentielle pour la stabilité et le fonctionnement des écosystèmes (e.g., Vallina et al. 2017; Zhang et al. 2023a; Tang et al. 2023; Ouyang et al. 2023), et pouvant montrer des réponses différentes aux changements environnementaux. En effet, la diversité fonctionnelle permet de mieux appréhender les processus écosystémiques et par conséquent les services rendus par la biodiversité (de Bello et al., 2010; Díaz et al., 2007; Gagic et al., 2015). Décrire la biodiversité au travers des traits fonctionnels des espèces permet également de mieux comprendre les mécanismes écologiques expliquant les liens entre espèces et habitats (McGill et al., 2006). A titre d'exemple, Winiger et al. (2023) ont notamment montré des réponses différentes des coléoptères saproxyliques aux caractéristiques d'habitat à différentes échelles spatiales, en fonction de leur capacité de dispersion.

2 Les ripisylves : des habitats d'importance capitale dans la conservation de la biodiversité au coeur des forêts de plantation

Actuellement, les ripisylves ne couvrent que 3% de la surface terrestre (Havrdová et al., 2023), font partie des écosystèmes les plus menacés à l'échelle européenne (European Commission et al., 2016) et, bien que fournissant de nombreux services écologiques et fonctions écosystémiques, leur statut de conservation a été jugé défavorable (European Environment Agency, 2019). Parmi les menaces pesant sur ces écosystèmes se trouvent notamment le changement et la conversion d'usage des terres, incluant la production forestière (Hughes et al., 2012, 2003). Au coeur des forêts de plantation, la présence de ces milieux d'interface est pourtant essentielle pour le maintien des services écosystémiques et la conservation de la biodiversité (Fischer et al., 2006; Lindenmayer and Hobbs, 2004).

Nos résultats permettent notamment de souligner la contribution significative des ri-

ripsylves dans l’approvisionnement en microhabitats (Chapitres 1 et 2) et leur capacité à tamponner les extrêmes climatiques estivaux (Chapitre 3), procurant ainsi des refuges microclimatiques au coeur des plantations. A l’échelle du paysage, ces ripisylves peuvent alors être considérées comme des "petits éléments naturels" ou "Small Natural Features" (Hunter et al., 2017), puisqu’elles font preuve d’une importance écologique disproportionnée par rapport à leur taille. Nos résultats ont, en effet, permis de mettre en avant des assemblages d’espèces distincts et une plus grande diversité spécifique, selon le groupe taxonomique étudié (Chapitre 2 pour les coléoptères carabiques et araignées; Chapitre 3 pour la flore herbacée), sur la ripisylve que dans les deux autres types de peuplements (i.e., peuplements intermédiaires dans la pente, plantations de pin sur le plateau), confirmant ainsi la contribution des ripisylves à la biodiversité régionale (Sabo et al., 2005).

L’ensemble de nos résultats viennent donc corroborer les résultats d’études précédentes (e.g., Przepióra and Ciach 2022) et soulignent l’urgente nécessité de reconnaître et de prendre en compte les enjeux et problématiques associés aux forêts de ripisylve dans les politiques de conservation de la biodiversité. De plus, Burrascano et al. (2023) ont souligné le manque de données disponibles sur les forêts de ripisylves, pourtant considérées comme des hotspots de biodiversité (Przepióra and Ciach, 2022; Capon et al., 2013; Capon and Pettit, 2018), et ont mis en avant la nécessité de mener des études de biodiversité sur ces milieux. Ce projet de thèse constitue donc une réponse à leur étude, et les données et résultats qui découlent de notre approche multi-taxons devraient permettre de faire avancer les recherches sur les indicateurs à intégrer dans le cadre d’une gestion durable des forêts.

3 Les forêts de plantation, des déserts biologiques ?

Les forêts de plantation sont souvent considérées comme des déserts biologiques, comme le souligne l’article de Acosta (2011) dans le quotidien britannique *The Guardian*. Si de nombreuses études ont souligné une richesse et une diversité spécifiques plus faibles dans ces types de peuplement que dans d’autres milieux (e.g., Pearce et al. 2003; Burton and Eggleton 2016), Stephens and Wagner (2007) souligne que la majorité de ces études montrant une faible biodiversité dans les plantations étaient basées sur des comparaisons inappropriées. Plusieurs études ont en effet montré que ces peuplements n’étaient pas nécessairement des déserts biologiques (e.g., Brockerhoff et al. 2008; Carnus et al. 2006). Hartley (2002) a notamment souligné que de "petites" améliorations des pratiques sylvicoles pouvaient permettre une meilleure conservation de la biodiversité, sans perdre (ou peu) en rendement. Parmi ces améliorations, il propose notamment de laisser des patchs de feuillus non récoltés ou des zones où la végétation de sous-bois n’est pas retirée et de privilégier les polycultures aux monocultures. Les résultats de ce projet de

thèse viennent également appuyé l'importance de conserver des essences feuillus dans les monocultures de pin maritime (Chapitre 1) et le rôle du recouvrement du sol et de la végétation de sous-bois dans les assemblages de communautés et la diversité des espèces (Chapitre 2). Nos résultats suggèrent également de conserver d'autres éléments au coeur des plantations, tel que le bois mort et notamment le bois mort au sol (Chapitre 1), qui est, pour l'heure, souvent retiré de ces peuplements alors que son importance pour la biodiversité est avérée (Stokland et al., 2012). De plus, l'allongement de la durée des rotations, la conservation de peuplements âgés ainsi que la conservation de parcelles en régénération naturelle apparaissent également comme des moyens de favoriser la biodiversité dans ces peuplements de production (Jukes et al., 2001; Oxbrough et al., 2005). Les résultats du Chapitre 2 semblent en effet aller dans ce sens. Néanmoins des études complémentaires, prenant notamment en compte un gradient de gestion et d'âge des peuplements dans les plantations des Landes de Gascogne, sont nécessaires afin de les valider. Si ces différentes caractéristiques d'habitat sont essentielles à l'échelle locale, plusieurs études ont également souligné leur rôle à l'échelle du paysage en mettant en lumière la contribution significative du maintien de peuplements de classes d'âge et de stades de succession différents en milieu forestier. Rubene et al. (2015) a, par exemple, souligné la contribution des peuplements en stade "précoce" ("early successional stage" en anglais) en tant qu'habitats pour les abeilles et guêpes sauvages. Ainsi, si la gestion forestière et les pratiques sylvicoles peuvent avoir des effets néfastes sur la biodiversité, elles peuvent également être bénéfiques en favorisant la présence d'habitats et de microhabitats propices au développement et à l'établissement de plusieurs groupes taxonomiques. Il apparaît donc nécessaire d'adopter une gestion durable de ces peuplements afin de maintenir à la fois la biodiversité forestière, la productivité et le rendement, mais également les fonctions et services fournis par les écosystèmes forestiers.

4 Enrichissement des connaissances liées à la biodiversité de la vallée du Ciron et enjeux de conservation

La mise en oeuvre de ce projet a nécessité une campagne de terrain conséquente, notamment sur les années 2021 et 2022, et a généré de nombreuses données aussi bien sur les facteurs écologiques que sur la biodiversité. Les résultats issus de ce projet de thèse ont ainsi permis d'améliorer et d'enrichir les connaissances sur la biodiversité de la vallée du Ciron et des différents types de peuplements forestiers présents dans la partie amont de cette vallée. Les échantillonnages associés aux résultats de thèse présentés dans ce mémoire ont permis d'identifier un total de 575 espèces animales et végétales. Parmi ces espèces, et notamment pour les invertébrés, plusieurs espèces figurent sur la liste des espèces déterminantes ZNIEFF de 2019. Ces espèces sont considérées comme ayant une

forte valeur écologique et leur présence dans un milieu souligne un patrimoine naturel exceptionnel (Lepareur et al., 2022). De plus, l'échantillonnage des invertébrés a également permis d'identifier trois espèces d'araignées figurant sur la Liste Rouge nationale (*Saloca diceros*, *Arcota figurata*, deux espèces quasi-menacées, et *Dysdera fuscipes* espèce menacée). La présence de ces espèces, identifiées comme présentant un risque d'extinction bien réel, sous-entend donc la nécessité de mettre en place des politiques et stratégies d'action pour éviter la disparition de ces espèces et qui passera, en particulier, par une meilleure conservation des habitats qui permettent leur viabilité (i.e., leur développement, leur survie et leur reproduction). Si la Liste Rouge pour les araignées a été réalisée en 2023 et permet de mettre en lumière le statut défavorable de nombreuses espèces, les invertébrés, de manière générale, sont encore bien trop peu pris en compte dans les stratégies de gestion (Cardoso et al., 2011). A titre d'exemple, à l'heure actuelle, aucune Liste Rouge nationale n'a été établie pour les deux autres groupes taxonomiques d'invertébrés étudiés (coléoptères carabiques et abeilles sauvages) bien que leur valeur écologique ait été soulignée dans de multiples études. De plus, notre étude a mis en lumière la présence d'une espèce d'araignée dont la présence n'avait, *a priori*, pas encore été constatée sur le territoire métropolitain. De la même manière, une espèce de lichens, *Bacidia subturgidula*, est également, *a priori*, nouvelle pour la France et a été recensée dans la vallée du Ciron lors de nos échantillonnages en 2021. La présence d'espèces protégées, rares, peu communes ou encore nouvelles pour la France, souligne la richesse de la vallée du Ciron mais soulève également de nouveaux questionnements quant à l'état actuel de nos connaissances sur la biodiversité forestière, notamment sur les invertébrés et lichens, mais également sur les enjeux de conservation présents dans cette vallée.

5 Perspectives et applications pratiques

Le rôle premier de la biologie de la conservation est la protection et le maintien de la diversité biologique (Soulé, 1985). Mesurer de manière précise la biodiversité apparaît donc essentiel pour mettre en place des plans de conservation. Néanmoins, au vu de la complexité de la biodiversité, l'utilisation d'indicateurs, ou bioindicateurs, est souvent privilégiée (Margules and Pressey, 2000). Ces indicateurs sont de deux types : les indicateurs directs, qui consistent à utiliser des espèces indicatrices, et les indicateurs indirects, qui consistent à utiliser les caractéristiques environnementales comme indicateurs de la biodiversité. La mise en place de ces derniers nécessite des connaissances fines des relations entre caractéristiques environnementales et biodiversité. La littérature scientifique de ces dernières années souligne, en effet, que de nombreux indicateurs de biodiversité dans les écosystèmes forestiers manquent encore de validation scientifique (Gao et al.,

2015; Oettel and Lapin, 2021). Les résultats découlant de ce projet de thèse permettent alors de consolider ces connaissances et pourront être intégrés dans de futures recherches visant à faire émerger des bioindicateurs indirects pertinents. Si nos résultats ont souligné des réponses fortes de différents groupes taxonomiques aux caractéristiques locales d'habitat, des études complémentaires sont encore nécessaires pour établir des indicateurs fiables, notamment pour les invertébrés, sur la base de cette thèse. Nous avons, par exemple, souligné l'influence significative des caractéristiques des microhabitats du sol sur les communautés de coléoptères carabiques et d'araignées (Chapitre 2). Néanmoins, il serait également intéressant et complémentaire d'y intégrer les variables de microclimat étudiées dans le Chapitre 3 afin d'en tester l'effet sur ces invertébrés, dont plusieurs études ont souligné la sensibilité aux variations microclimatiques (e.g., Fülöp et al. 2021; Tsafack et al. 2020; Ziesche and Roth 2008). De la même manière, nous n'avons testé que l'effet du microclimat et de la structure forestière sur les abeilles sauvages (Chapitre 3), or de nombreuses espèces sont terricoles (Antoine and Forrest, 2021) et pourraient répondre de manière significative aux caractéristiques des microhabitats du sol étudiées dans le Chapitre 2. Enfin, dans le Chapitre 1, nous avons étudié les facteurs régissant la diversité et les assemblages de DMH mais nous n'avons pas mis en lien ces assemblages avec la biodiversité associée. Il serait donc intéressant de poursuivre cette partie en mettant en relation les différents profils de DMH soulignés avec des métriques de biodiversité associés à différents taxons, tels que les oiseaux, pour lesquels des relevés ont déjà été effectués dans le Ciron. Cette étude complémentaire permettrait alors d'apporter un regard nouveau quant à la fiabilité et la pertinence d'utiliser les DMH comme bioindicateurs, comme cela a été démontré dans d'autres études antérieures.

De nombreux enjeux sociétaux existent autour de la vallée du Ciron. Les résultats des projets de recherche menés en partenariat avec le SMABVC dans le cadre du programme de recherche-action dans la vallée du Ciron devraient permettre au syndicat de répondre aux différentes questions des propriétaires forestiers. De nombreux usages et activités sont présents dans la vallée, des activités touristiques, aux activités économiques de la filière bois, en passant par les activités de loisirs. Ces multiples usages peuvent entrer en conflit et/ou avoir des impacts sur la biodiversité et les écosystèmes présents. Les résultats de recherche issus du programme de recherche-action devraient donc permettre d'apporter des éléments nouveaux et utiles pour mener des campagnes de sensibilisation auprès des acteurs locaux, sur les enjeux de conservation de la vallée du Ciron. Parmi les enjeux actuels, survient notamment le débat autour de l'impact du projet de Ligne à Grande Vitesse (LGV) permettant de relier Bordeaux et Toulouse. Ce projet d'aménagement ferroviaire, appelé Grand Projet Ferroviaire Sud-Ouest (GPSO), devrait, d'après les plans fournis par la SCNF (Société Nationale des Chemins de Fer Français), scinder le bassin versant du Ciron en trois parties. L'avis délibéré n°2023-51 de l'Autorité Environnementale

(AE) sur le grand projet ferroviaire du sud-ouest du 7 septembre 2023 souligne notamment que l'étude d'impact globale de ce projet n'a pas été actualisée, ne permettant pas de mettre en perspective les différents enjeux environnementaux. Au vu de la richesse notable de la vallée du Ciron en termes de biodiversité et d'écosystèmes naturels, à nouveau soulignée dans ce projet de thèse, de nombreux organismes dénoncent ce projet à grande ampleur qui pourrait avoir des conséquences considérables et néfastes sur la vallée du Ciron.

6 Conclusion

Ce travail de thèse a fait l'objet d'une importante campagne de terrain qui a permis d'obtenir un jeu de données conséquent non intégralement traité dans ce mémoire. Néanmoins, bien que toutes les données n'aient pas été traitées, le travail présenté dans ce mémoire a tout de même permis de mettre en lumière le rôle des facteurs écologiques locaux dans la conservation de la biodiversité dans la vallée du Ciron. De plus, les résultats de cette étude ont confirmé la richesse de la biodiversité de la vallée du Ciron, soulignent l'importance des ripisylves pour la conservation de la biodiversité, à l'échelle locale comme à l'échelle régionale, et soulèvent des perspectives et questionnements quant aux enjeux environnementaux associés et à la nécessité de protection de ces milieux. Les résultats de ce projet de thèse ont également souligné que les plantations de pin peuvent aussi contribuer à la conservation de la biodiversité et suggèrent aux propriétaires forestiers et gestionnaires d'adopter des pratiques de gestion durables permettant le maintien de cette biodiversité forestière. Enfin, cette thèse a contribué à l'apport de nouvelles connaissances liées à la biodiversité forestière et les résultats qui en découlent pourront à la fois être approfondis par des analyses et études ultérieures, mais également être intégrés dans d'autres recherches autour de la biodiversité, de sa conservation et du développement de bioindicateurs fiables.



Bibliographie



- Achim, A., Moreau, G., Coops, N. C., Axelson, J. N., Barrette, J., Bédard, S., Byrne, K. E., Caspersen, J., Dick, A. R., D'Orangeville, L., Drolet, G., Eskelson, B. N. I., Filipescu, C. N., Flamand-Hubert, M., Goodbody, T. R. H., Griess, V. C., Hagerman, S. M., Keys, K., Lafleur, B., Girona, M. M., Morris, D. M., Nock, C. A., Pinno, B. D., Raymond, P., Roy, V., Schneider, R., Soucy, M., Stewart, B., Sylvain, J.-D., Taylor, A. R., Thiffault, E., Thiffault, N., Vepakomma, U., and White, J. C. (2022). The changing culture of silviculture. *Forestry : An International Journal of Forest Research*, 95(2) :143–152.
- Acosta, I. (2011). 'Green desert' monoculture forests spreading in Africa and South America. *The Guardian*.
- Aggestam, F., Konczal, A., Sotirov, M., Wallin, I., Paillet, Y., Spinelli, R., Lindner, M., Derks, J., Hanewinkel, M., and Winkel, G. (2020). Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. *Journal of Environmental Management*, 268 :110670.
- Agnoletti, M. and Santoro, A. (2015). Cultural values and sustainable forest management : The case of Europe. *Journal of Forest Research*, 20(5) :438–444.
- Andersen, J. (1983). The habitat distribution of species of the tribe bembidiini coleoptera carabidae on banks and shores in northern norway. *Notulae Entomologicae*, 63(3) :131–142.
- Andersson, M. S. and Gradstein, S. R. (2005). Impact of management intensity on non-vascular epiphyte diversity in cacao plantations in western Ecuador. *Biodiversity & Conservation*, 14(5) :1101–1120.
- Antoine, C. M. and Forrest, J. R. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees : A review. *Ecological Entomology*, 46(2) :143–159.
- Antvogel, H. and Bonn, A. (2001). Environmental parameters and microspatial distribution of insects : A case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography*, 24(4) :470–482.
- Aptroot, A. (2009). Chapter 23 - Lichens as an Indicator of Climate and Global Change. In Letcher, T. M., editor, *Climate Change*, pages 401–408. Elsevier, Amsterdam.

- Araujo Calçada, E., Lenoir, J., Plue, J., Broeckx, L. S., Closset-Kopp, D., Hermy, M., and Decocq, G. (2015). Spatial patterns of water-deposited seeds control plant species richness and composition in riparian forest landscapes. *Landscape Ecology*, 30(10) :2133–2146.
- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., and Bauhus, J. (2021a). The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7(1) :59–68.
- Asbeck, T., Kozák, D., Spínu, A. P., Mikoláš, M., Zemlerová, V., and Svoboda, M. (2021b). Tree-Related Microhabitats Follow Similar Patterns but are More Diverse in Primary Compared to Managed Temperate Mountain Forests. *Ecosystems*.
- Asbeck, T., Messier, C., and Bauhus, J. (2020). Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. *European Journal of Forest Research*, 139(6) :1015–1028.
- Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., and Bauhus, J. (2019). Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432 :400–408.
- Aude, E. and Poulsen, R. S. (2000). Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forests. *Applied Vegetation Science*, 3(1) :81–88.
- Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., and Jactel, H. (2005). Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Écoscience*, 12(1) :110–121.
- Baret, F. and Weiss, M. (2004). Can-Eye : Processing digital photographs for canopy structure characterization. *CAN EYE tutorial document, Avignon, France*.
- Bartemucci, P., Lilles, E., and Gauslaa, Y. (2022). Silvicultural strategies for lichen conservation : Smaller gaps and shorter distances to edges promote recolonization. *Ecosphere*, 13(1) :e3898.
- Barton, P. S., Evans, M. J., Foster, C. N., Cunningham, S. A., and Manning, A. D. (2017). Environmental and spatial drivers of spider diversity at contrasting microhabitats. *Austral Ecology*, 42(6) :700–710.
- Basile, M., Asbeck, T., Jonker, M., Knuff, A. K., Bauhus, J., Braunisch, V., Mikusiński, G., and Storch, I. (2020). What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management*, 264 :110401.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., and Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1).
- Bauhus, J., Puettmann, K., and Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4) :525–537.

- Bazzaz, F. A. and Wayne, P. M. (1994). Coping with Environmental Heterogeneity : The Physiological Ecology of Tree Seedling Regeneration across the Gap—Understory Continuum. In Caldwell, M. M. and Pearcy, R. W., editors, *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants ; Ecophysiological Processes above and below Ground*, Physiological Ecology, pages 349–390. Academic Press, Boston.
- Begon, M., Townsend, C. R., and Harper, J. L. (2006). *Ecology : From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Pub, Malden, MA, 4th ed edition.
- Bennett, A. F., Nimmo, D. G., and Radford, J. Q. (2014a). Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology*, 51(2) :514–523.
- Bennett, J. A., Gensler, G. C., and Cahill, J. F. (2014b). Small-scale bee patch use is affected equally by flower availability and local habitat configuration. *Basic and Applied Ecology*, 15(3) :260–268.
- Berg, M. P. and Bengtsson, J. (2007). Temporal and spatial variability in soil food web structure. *Oikos*, 116(11) :1789–1804.
- Boggs, A. D., Moorman, C. E., Hazel, D. W., Greenberg, C. H., Sorger, D. M., and Sorenson, C. E. (2020). Ground-Dwelling Invertebrate Abundance Positively Related to Volume of Logging Residues in the Southern Appalachians, USA. *Forests*, 11(11) :1149.
- Boncina, A. (2011). Conceptual approaches to integrate nature conservation into forest management : A Central European perspective. *International Forestry Review*, 13(1) :13–22.
- Bonn, A. and Kleinwachter, M. (1999). Microhabitat distribution of spider and ground beetle assemblages (Araneae, Carabidae) on frequently inundated river banks of the River Elbe. *Zeitschrift fuer Oekologie und Naturschutz*, 8(3) :109–123.
- Bouget, C., Larrieu, L., and Brin, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36 :656–664.
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., and Parmain, G. (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(9) :2111–2130.
- Bragg, D. C. and Kershner, J. L. (1999). Coarse Woody Debris in Riparian Zones : Opportunity for interdisciplinary interaction. *Journal of Forestry*, 97(4) :30–35.
- Brédif, H. and Simon, L. (2014). Ordinary Biodiversity, Local Stakeholders and Forest Management as a Driver for Regional Sustainable Development. *Open Journal of Forestry*, 4(3) :249.
- Brin, A., Brustel, H., and Jactel, H. (2009). Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity : A case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. *Annals of Forest Science*, 66(3) :306–306.

- Brockerhoff, E. G., Berndt, L. A., and Jactel, H. (2005). Role of exotic pine forests in the conservation of the critically endangered New Zealand ground beetle *Holcaspis brevicula* (Coleoptera : Carabidae). *New Zealand Journal of Ecology*, 29(1) :37–43.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., and Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity : Oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17(5) :925–951.
- Brooks, E. M., Kristensen, K., Bentham, J., v. K., Magnusson, A., Berg, W., C., Nielsen, A., Skaug, J. H., Mächler, M., and Bolker, M. B. (2017a). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2) :378.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Bentham, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., and Bolker, B. M. (2017b). Modeling zero-inflated count data with glmmTMB.
- Brose, U. (2003). Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands : Mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia*, 135(3) :407–413.
- Brown, A. G., Harper, D., and Peterken, G. F. (1997). European Floodplain Forests : Structure, Functioning and Management. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6(3/4) :169.
- Burrascano, S., Chianucci, F., Trentanovi, G., Kepfer-Rojas, S., Sitzia, T., Tinya, F., Doerfler, I., Paillet, Y., Nagel, T. A., Mitic, B., Morillas, L., Munzi, S., Van der Sluis, T., Alterio, E., Balducci, L., de Andrade, R. B., Bouget, C., Giordani, P., Lachat, T., Matosevic, D., Napoleone, F., Nascimbene, J., Paniccia, C., Roth, N., Aszalós, R., Brazaitis, G., Cutini, A., D’Andrea, E., De Smedt, P., Heilmann-Clausen, J., Janssen, P., Kozák, D., Mårell, A., Mikoláš, M., Nordén, B., Matula, R., Schall, P., Svoboda, M., Ujhazyova, M., Vandekerckhove, K., Wohlgend, M., Xystrakis, F., Aleffi, M., Ammer, C., Archaux, F., Asbeck, T., Avtzis, D., Ayasse, M., Bagella, S., Balestrieri, R., Barbati, A., Basile, M., Bergamini, A., Bertini, G., Biscaccianti, A. B., Boch, S., Bölöni, J., Bombi, P., Boscardin, Y., Brunialti, G., Bruun, H. H., Buscot, F., Byriel, D. B., Campagnaro, T., Campanaro, A., Chauvat, M., Ciach, M., Čiliak, M., Cistrone, L., Pereira, J. M. C., Daniel, R., De Cinti, B., De Filippo, G., Dekoninck, W., Di Salvatore, U., Dumas, Y., Elek, Z., Ferretti, F., Fotakis, D., Frank, T., Frey, J., Giancola, C., Gomoryová, E., Gosselin, M., Gosselin, F., Gossner, M. M., Götmark, F., Haeler, E., Hansen, A. K., Hertzog, L., Hofmeister, J., Hošek, J., Johannsen, V. K., Justensen, M. J., Korboulewsky, N., Kovács, B., Lakatos, F., Landivar, C. M., Lens, L., Lingua, E., Lombardi, F., Máliš, F., Marchino, L., Marozas, V., Matteucci, G., Mattioli, W., Møller, P. F., Müller, J., Németh, C., Ónodi, G., Parisi, F., Perot, T., Perret, S., Persiani, A. M., Portaccio, A., Posillico, M., Preikša, Ž., Rahbek, C., Rappa, N. J., Ravera, S., Romano, A., Samu, F., Scheidegger, C., Schmidt, I. K., Schwegmann, S., Sicuriello, F., Spinu, A. P., Spyroglou, G., Stillhard, J., Topalidou, E., Tøttrup, A. P., Ujházy, K., Veres, K., Verheyen, K., Weisser, W. W., Zapponi, L., and Ódor, P. (2023). Where are we now with European forest multi-taxon biodiversity and where can we head to? *Biological Conservation*, 284 :110176.

- Burton, V. J. and Eggleton, P. (2016). Microhabitat heterogeneity enhances soil macrofauna and plant species diversity in an Ash – Field Maple woodland. *European Journal of Soil Biology*, 75 :97–106.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J. N., Genovesi, P., Gregory, R. D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M. H., Oldfield, T. E. E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J. R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S. N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T. D., Vie, J.-C., and Watson, R. (2010). Global Biodiversity : Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982) :1164–1168.
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., and Larrieu, L. (2020). Field Guide to Tree-related Microhabitats. page 60.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., and Paillet, Y. (2013). Habitat trees : Key elements for forest biodiversity. In *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*, page 284. Europe Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Butterfield, J., Luff, M. L., Baines, M., and Eyre, M. D. (1995). Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *Forest Ecology and Management*, 79(1-2) :63–77.
- Capon, S. J., Chambers, L. E., Mac Nally, R., Naiman, R. J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., Catford, J., Baldwin, D. S., Stewardson, M., Roberts, J., Parsons, M., and Williams, S. E. (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century : Hotspots for Climate Change Adaptation? *Ecosystems*, 16(3) :359–381.
- Capon, S. J. and Dowe, J. L. (2007). Chapter 2 : Diversity and dynamics of riparian vegetation. In *Principles for Riparian Lands Management*. Land & Water Australia, Canberra.
- Capon, S. J. and Pettit, N. E. (2018). Turquoise is the new green : Restoring and enhancing riparian function in the Anthropocene. *Ecological Management & Restoration*, 19(S1) :44–53.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., and Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401) :59–67.
- Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., and New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144(11) :2647–2655.
- Carnus, J.-M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O’Hara, K., and Walters, B. (2006). Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry*.

- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I. C. G., and Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5) :538–550.
- Chen, J., Saunders, S. C., Crow, T. R., Naiman, R. J., Brosofske, K. D., Mroz, G. D., Brookshire, B. L., and Franklin, J. F. (1999). Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology : Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience*, 49(4) :288–297.
- Claridge, D. E. and Chen, H. (2006). Missing data estimation for 1–6 h gaps in energy use and weather data using different statistical methods. *International Journal of Energy Research*, 30(13) :1075–1091.
- Collinge, S. K., Prudic, K. L., and Oliver, J. C. (2003). Effects of Local Habitat Characteristics and Landscape Context on Grassland Butterfly Diversity. *Conservation Biology*, 17(1) :178–187.
- Corvalán, C., Hales, S., McMichael, A. J., Butler, C., McMichael, A., Assessment (Program), M. E., and Organization, W. H. (2005). *Ecosystems and Human Well-being : Health Synthesis*. World Health Organization.
- Council of the European Union (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206(7) :50.
- Courbaud, B., Larrieu, L., Kozak, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Sagheb-Talebi, K., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., and Zudin, S. (2021). Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, n/a(n/a).
- CPF (2008). Strategic framework for forests and climate change. A proposal by the Collaborative Partnership on Forests for a coordinated forest-sector response to climate change. Technical report.
- Dajoz, R. (1971). *Précis d'écologie*. Dunod, Paris.
- D'Amen, M., Bombi, P., Campanaro, A., Zapponi, L., Bologna, M. A., and Mason, F. (2013). Protected areas and insect conservation : Questioning the effectiveness of Natura 2000 network for saproxylic beetles in Italy. *Animal Conservation*, 16(4) :370–378.
- Davidson, N. C., Finlayson, C. M., Davidson, N. C., and Finlayson, C. M. (2018). Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research*, 69(10) :1525–1533.
- Davies, A. B. and Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12) :681–691.

- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S. G., Sandin, L., Sousa, J. P., Storkey, J., Wardle, D. A., and Harrison, P. A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19(10) :2873–2893.
- De Cáceres, M. and Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites : Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12) :3566–3574.
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klings, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke, P., and Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change : Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11) :2279–2297.
- De Frenne, P., Rodríguez-Sánchez, F., Coomes, D. A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Römermann, M., Brown, C. D., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G. M., Dierschke, H., Eriksson, O., Gilliam, F. S., Hédli, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Jenkins, M. A., Kelly, D. L., Kirby, K. J., Mitchell, F. J. G., Naaf, T., Newman, M., Peterken, G., Petřík, P., Schultz, J., Sonnier, G., Van Calster, H., Waller, D. M., Walther, G.-R., White, P. S., Woods, K. D., Wulf, M., Graae, B. J., and Verheyen, K. (2013). Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46) :18561–18565.
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodriguez-Sanchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., and Lenoir, J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5) :744–749.
- de Lafontaine, G., Amasifuen Guerra, C. A., Ducouso, A., and Petit, R. J. (2014). Cryptic no more : Soil macrofossils uncover Pleistocene forest microrefugia within a periglacial desert. *New Phytologist*, 204(3) :715–729.
- de Lafontaine, G., Ducouso, A., Lefèvre, S., Magnanou, E., and Petit, R. J. (2013). Stronger spatial genetic structure in recolonized areas than in refugia in the European beech. *Molecular Ecology*, 22(17) :4397–4412.
- de Oliveira Ramos, C. C. and dos Anjos, L. (2014). The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação*, 12(1) :59–64.
- Déjean, S. and Danflous, S. (2017). *Erigone autumnalis* Emerton 1882 (Araneae, Linyphiidae), nouvelle espèce pour la faune de France. *Revue Arachnologique*, 2(4) :14–17.
- Delves, J., Lewis, J. E. J., Ali, N., Asad, S. A., Chatterjee, S., Crittenden, P. D., Jones, M., Kiran, A., Prasad Pandey, B., Reay, D., Sharma, S., Tshering, D., Weerakoon, G., van Dijk, N., Sutton, M. A., Wolseley, P. A., and Ellis, C. J. (2023). Lichens as spatially transferable bioindicators for monitoring nitrogen pollution. *Environmental Pollution*, 328 :121575.

- Denoël, M. and Lehmann, A. (2006). Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance : Implications for conservation. *Biological Conservation*, 130(4) :495–504.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., and Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52) :20684–20689.
- Dirzo, R. and Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28 :137–167.
- Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6) :927–930.
- Dobkin, D. S., Rich, A. C., Pretare, J. A., and Pyle, W. H. (1995). Nest-Site Relationships among Cavity-Nesting Birds of Riparian and Snowpocket Aspen Woodlands in the Northwestern Great Basin. *The Condor*, 97(3) :694–707.
- Dufour, S., Rodríguez-González, P. M., and Laslier, M. (2019). Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies : Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of The Total Environment*, 653 :1168–1185.
- Eckerter, T., Buse, J., Bauhus, J., Förchler, M. I., and Klein, A. M. (2021). Wild bees benefit from structural complexity enhancement in a forest restoration experiment. *Forest Ecology and Management*, 496 :119412.
- Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., Fischer, M., and Seidel, D. (2019). Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T., and Helenius, J. (2013). Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators*, 34 :528–535.
- Ellis, C. J. (2020). Microclimatic refugia in riparian woodland : A climate change adaptation strategy. *Forest Ecology and Management*, 462 :118006.
- Ellis, C. J., Steadman, C. E., Vieno, M., Chatterjee, S., Jones, M. R., Negi, S., Pandey, B. P., Rai, H., Tshering, D., Weerakoon, G., Wolseley, P., Reay, D., Sharma, S., and Sutton, M. (2022). Estimating nitrogen risk to Himalayan forests using thresholds for lichen bioindicators. *Biological Conservation*, 265 :109401.
- Elton, C. (1927). *Animal Ecology*. Text-Books of Animal Biology. Macmillan Company, New York.
- European Commission, Directorate-General for Environment, Tsiripidis, I., Piernik, A., Janssen, J., Tahvanainen, T., Molina, J., Giusso del Galdo, G., Gardfjell, H., Dimopoulos, P., Sumberova, K., Acosta, A., Biurrun, I., Poulin, B., Hajek, M., Bioret, F., Essl, F., Rodwell, J., Garcia Criado, M., Schaminée, J., Arts, G., Capelo, J., Sanders, N., Attorre, F., Tzonev, R., Mickolajczak, A., Molnar, Z., Valderrabano, M., Dengler, J., Loidi, J., Tonteri, T., Paternoster, D., Renaux, B., Haynes, T., Nieto, A., Jansen,

- J., Jansen, F., Chytry, M., Ssymank, A., Bergmeier, E., Gubbay, S., Valachovic, M., Calix, M., Bitá-Nicolae, C., Toivonen, H., Kapfer, J., Landucci, F., Carni, A., Bijlsma, R.-J., Aronsson, M., and Gigante, D. (2016). *European Red List of Habitats. Part 2, Terrestrial and Freshwater Habitats*. Publications Office, LU.
- European Environment Agency (2019). Conservation status and trends of habitats and species.
- FAO (2020). Évaluation des ressources forestières mondiales 2020. <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/2020/fr>.
- FAO (2020). Global Forest Resources Assessment 2020 : Main Report. Technical report, Rome.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B., and Manning, A. D. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience : Ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2) :80–86.
- Forest Europe (2020). State of Europe’s Forests 2020. Technical report, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Franc, N. (2007). Standing or downed dead trees — does it matter for saproxylic beetles in temperate oak-rich forest ? *Canadian Journal of Forest Research*, 37(12) :2494–2507.
- Fülöp, D., Bérces, S., Szabó, P., and Samu, F. (2021). Effects of abiotic factors on co-occurring *Carabus* (Coleoptera : Carabidae) species. *Biologia*, 76(2) :663–671.
- Fuwape, J. A. and Onyekwelu, J. C. (2011). Urban Forest Development in West Africa : Benefits and Challenges. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences*, 1(1).
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E. M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S. G., Tscharrntke, T., Weisser, W., and Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 282(1801) :20142620.
- Galiano, E., Sterling, A., and Viejo, J. (1985). The Role of Riparian Forests in the Conservation of Butterflies in a Mediterranean Area. *Environmental Conservation*, 12(4) :361–362.
- Gao, T., Nielsen, A. B., and Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57 :420–434.
- Gaston, K. J. (1996). Biodiversity - latitudinal gradients. *Progress in Physical Geography : Earth and Environment*, 20(4) :466–476.
- Gaston, K. J. (2010). Valuing Common Species. *Science*, 327(5962) :154–155.

- Gaudio, N., Gendre, X., Saudreau, M., Seigner, V., and Balandier, P. (2017). Impact of tree canopy on thermal and radiative microclimates in a mixed temperate forest : A new statistical method to analyse hourly temporal dynamics. *Agricultural and Forest Meteorology*, 237–238 :71–79.
- Geiger, R., Aron, R. H., and Todhunter, P. (1995). *The Climate Near the Ground*. Vieweg + Teubner Verlag. Wiesbaden.
- Gerlach, J., Samways, M., and Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators : An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4) :831–850.
- Ghadiri Khanaposhtani, M., Kaboli, M., Karami, M., and Etemad, V. (2012). Effect of Habitat Complexity on Richness, Abundance and Distributional Pattern of Forest Birds. *Environmental Management*, 50(2) :296–303.
- Glatthorn, J., Annighöfer, P., Balkenhol, N., Leuschner, C., Polle, A., Scheu, S., Schuldt, A., Schuldt, B., and Ammer, C. (2021). An interdisciplinary framework to describe and evaluate the functioning of forest ecosystems. *Basic and Applied Ecology*, 52 :1–14.
- Glowacki, L. (2011). Why are the Shannon and Simpson measures unsatisfactory for diversity assessment? In *Water Biodiversity Assessment and Protection*. Agencja Wydawnicza „Argi” SC R. Błaszak, P. Pacholec, J. Prorok, Poland, faculty of environmental protection and fisheries university of warmia and mazury in olsztyn edition.
- Greenstone, M. H. (1984). Determinants of web spider species diversity : Vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62(3) :299–304.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., and Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41(8) :540–551.
- Großmann, J., Schultze, J., Bauhus, J., and Pyttel, P. (2018). Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. *Forests*, 9(3) :104.
- Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Weslien, J.-O., Sigurdsson, B. D., Högbom, L., Laine, J., and Hansen, K. (2010). Environmental Services Provided from Riparian Forests in the Nordic Countries. *AMBIO*, 39(8) :555–566.
- Gwaze, D. and Elliott, A. (2011). Cavity Trees, Snags, and Overstory Density in a Riparian Forest in Northeastern Missouri. *Northern Journal of Applied Forestry*, 28(2) :105–109.
- Habel, J. C., Samways, M. J., and Schmitt, T. (2019). Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects : Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28(6) :1343–1360.
- Hakkenberg, C. R. and Goetz, S. J. (2021). Climate mediates the relationship between plant biodiversity and forest structure across the United States. *Global Ecology and Biogeography*, 30(11) :2245–2258.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., and de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10) :e0185809.
- Hartig, F. (2019). DHARMA : Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. <https://cran.r-project.org/package=DHARMA>.
- Hartley, M. J. (2002). Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155(1) :81–95.
- Hasan, B. M. S. and Abdulazeez, A. M. (2021). A Review of Principal Component Analysis Algorithm for Dimensionality Reduction. *Journal of Soft Computing and Data Mining*, 2(1) :20–30.
- Havrdová, A., Douda, J., and Doudová, J. (2023). Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854 :158743.
- Hector, A. and Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448(7150) :188–U6.
- Heidrich, L., Bae, S., Levick, S., Seibold, S., Weisser, W., Krzystek, P., Magdon, P., Naus, T., Schall, P., Serebryanyk, A., Wöllauer, S., Ammer, C., Bäessler, C., Doerfler, I., Fischer, M., Gossner, M. M., Heurich, M., Hothorn, T., Jung, K., Kreft, H., Schulze, E.-D., Simons, N., Thorn, S., and Müller, J. (2020). Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution*, 4(9) :1204–1212.
- Hermitte, M.-A. (1992). La Convention sur la Diversité Biologique. *Annuaire français de droit international*, 38(1) :844–870.
- Hernández-Dávila, O., Laborde, J., Sosa, V. J., Gallardo-Hernández, C., and Díaz-Castelazo, C. (2020). Forested riparian belts as reservoirs of plant species in fragmented landscapes of tropical mountain cloud forest. *Botanical Sciences*, 98(2) :288–304.
- Hochkirch, A., Schmitt, T., Beninde, J., Hiery, M., Kinitz, T., Kirsche, J., Matenaar, D., Rohde, K., Stoefen, A., Wagner, N., Zink, A., Lötters, S., Veith, M., and Proelss, A. (2013). Europe Needs a New Vision for a Natura 2020 Network : Europe needs an improved reserve network. *Conservation Letters*, 6(6) :462–467.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., Gonzalez, A., Duffy, J. E., Gamfeldt, L., and O’Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401) :105–U129.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., and Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning : A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1) :3–35.

- Horák, J., Vávrová, E., and Chobot, K. (2010). Habitat preferences influencing populations, distribution and conservation of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera : Cucujidae) at the landscape level. *European Journal of Entomology*, 107(1) :81–88.
- Hughes, F., Moss, T., and Muller, E. (2003). The Flooded Forest : Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests.
- Hughes, F. M. R., del Tánago, M. G., and Mountford, J. O. (2012). Restoring Floodplain Forests in Europe. In Stanturf, J., Madsen, P., and Lamb, D., editors, *A Goal-Oriented Approach to Forest Landscape Restoration*, World Forests, pages 393–422. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Hughes, F. M. R., Moss, T., and Richards, K. S. (2008). Uncertainty in Riparian and Floodplain Restoration. In Darby, S. and Sear, D., editors, *River Restoration*, pages 79–104. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Hughes, F. M. R. and Rood, S. B. (2003). Allocation of River Flows for Restoration of Floodplain Forest Ecosystems : A Review of Approaches and Their Applicability in Europe. *Environmental Management*, 32(1) :12–33.
- Hunter, M. L., Acuña, V., Bauer, D. M., Bell, K. P., Calhoun, A. J. K., Felipe-Lucia, M. R., Fitzsimons, J. A., González, E., Kinnison, M., Lindenmayer, D., Lundquist, C. J., Medellín, R. A., Nelson, E. J., and Poschlod, P. (2017). Conserving small natural features with large ecological roles : A synthetic overview. *Biological Conservation*, 211 :88–95.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(0) :415–427.
- Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre), Strobl, P., Paracchini, L. M., Clerici, N., and Weissteiner, C. J. (2011). *Riparian Zones : Where Green and Blue Networks Meet : Pan-European Zonation Modelling Based on Remote Sensing and GIS*. Publications Office of the European Union, LU.
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Technical report, Zenodo.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., and Tibshirani, R. (2021). *An Introduction to Statistical Learning : With Applications in R*. Springer Texts in Statistics. Springer US, New York, NY.
- Jannssen, J. A. M., Rodwell, J. S., Criado, M. G., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., and Calix, M. (2016). *European Red List of Habitats*. Publications Office of the European Union Luxembourg.
- Jayalal, U., Oh, S. O., Park, J. S., Sung, J. H., Kim, S. H., and Hur, J.-S. (2016). Evaluation of air quality using lichens in three different types of forest in Korea. *Forest Science and Technology*, 12(1) :1–8.

- Johann, F. and Schaich, H. (2016). Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 380 :70–81.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2) :363–375.
- Jukes, M. R., Peace, A. J., and Ferris, R. (2001). Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain : The influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management*, 148(1) :271–286.
- Jüriado, I., Liira, J., Paal, J., and Suija, A. (2009). Tree and stand level variables influencing diversity of lichens on temperate broad-leaved trees in boreo-nemoral floodplain forests. *Biodiversity and Conservation*, 18(1) :105–125.
- Karen, M., O’Halloran, J., Breen, J., Giller, P., Pithon, J., and Kelly, T. (2008). Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle—Implications for management. *Forest Ecology and Management*, 256(4) :624–632.
- Kassambara, A. (2019). *Practical Statistics in R for Comparing Groups : Numerical Variables*. Independently Published.
- Kato, C., Iwata, T., Nakano, S., and Kishi, D. (2003). Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*, 103(1) :113–120.
- Kikuchi, K., Akasaka, T., Yamaura, Y., and Nakamura, F. (2013). Abundance and use of cavity trees at the tree- and stand-levels in natural and plantation forests in Hokkaido, Japan. *Journal of Forest Research*, 18(5) :389–397.
- Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F., and Ódor, P. (2013). Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(1) :209–223.
- Knutson, M. G., Hoover, J. P., and Klaas, E. E. (1996). The importance of floodplain forests in the conservation and management of neotropical migratory birds in the Midwest.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y., and Niemelä, J. (1999). Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography*, 22 :424–435.
- Košuthová, A. D., Svitková, I., Pišút, I., Senko, D., and Valachovič, M. (2013). The impact of forest management on changes in composition of terricolous lichens in dry acidophilous Scots pine forests. *The Lichenologist*, 45(3) :413–425.
- Kotze, D. J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M., Lovei, G., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzoloto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Palomares, A. T., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., and Brandmayr, T. Z. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100 :55–148.

- Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L., Nagel, T. A., Begovič, K., Čada, V., Diku, A., Frankovič, M., Janda, P., Kameniar, O., Keren, S., Kjučukov, P., Lábusová, J., Langbehn, T., Málek, J., Mikac, S., Morrissey, R. C., Nováková, M. H., Schurrman, J. S., Svobodová, K., Synek, M., Teodosiu, M., Toromani, E., Trotsiuk, V., Vítková, L., and Svoboda, M. (2018). Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 429 :363–374.
- Kozák, D., Svitok, M., Zemlerová, V., Mikoláš, M., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., Buechling, A., Bače, R., Keeton, W. S., Vítková, L., Begovič, K., Čada, V., Dušátko, M., Ferenčík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., Kameniar, O., Kníř, T., Majdanová, L., Mejstřík, M., Pavlin, J., Ralhan, D., Rodrigo, R., Roibu, C.-C., Synek, M., Vostarek, O., and Svoboda, M. (2023). Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology*.
- Kunttu, P., Kotiranta, H., Kulju, M., Pasanen, H., and Kouki, J. (2016). Occurrence Patterns, Diversity and Ecology of Aphyllphoroid Fungi on the Black Alder (*Alnus glutinosa*) in an Archipelago in the Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici*, 53(3–4) :173–189.
- Kunz, T. H. and Fenton, M. B. (2005). *Bat Ecology*. University of Chicago Press.
- Kwon, T.-S., Kim, Y. S., Lee, S. W., and Park, Y.-S. (2016). Changes of soil arthropod communities in temperate forests over 10years (1998–2007). *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 19(1) :181–189.
- Langellotto, G. A. and Denno, R. F. (2004). Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats : A meta-analytical synthesis. *Oecologia*, 139(1) :1–10.
- Larrieu, L. (2014). *Les dendro-microhabitats : facteurs clés de leur occurrence dans les peuplements forestiers, impact de la gestion et relations avec la biodiversité taxonomique*. PhD thesis.
- Larrieu, L. and Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8) :1433–1445.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Brin, A., Bouget, C., and Deconchat, M. (2014). Tree microhabitats at the stand scale in montane beech–fir forests : Practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research*, 133(2) :355–367.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., and Delarue, A. (2012). Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech–fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3) :773–786.
- Larrieu, L., Courbaud, B., Drénou, C., Goulard, M., Bütler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., and Vandekerckhove, K. (2022). Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats : A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515 :120235.

- Larrieu, L. and Gonin, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : Une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 60(6) :727–748.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J.-M., Tillon, L., and Bouget, C. (2019). Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104 :116–126.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., and Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests : A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84 :194–207.
- Larsson, T.-B., Angelstam, P., Balent, G., and Barbati, A. (2001). Biodiversity Evaluation Tools for European Forests. *Ecological Bulletins*, 50.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., and Rossi, J. P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42 :S3–S15.
- Leather, S. (2018). “Ecological Armageddon” – more evidence for the drastic decline in insect numbers. *Annals of Applied Biology*, 172(1) :1–3.
- Lees, A. C. and Peres, C. A. (2007). Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals : *Wildlife Use of Amazonian Corridors*. *Conservation Biology*, 22(2) :439–449.
- Lepareur, F., Manceau, M., Reyjol, Y., Touroult, J., Robert, S., Vest, F., Horellou, A., and Poncet, L. (2022). The nationwide ‘ZNIEFF’ inventory in France : An open dataset of more than one million species data in zones of high ecological value. *Biodiversity Data Journal*, 10 :e71222.
- Lesgourgues, Y., Lary, R., Maris, C., Merzeau, D., Abraham, G., Bazas, S., Billac, J.-M., Carbonnière, T., Compagnon, T., Drouineau, S., Fargues, G., Geneix, A., Husson, H., Liarçou, J.-R., Macé, P., Rault, M., Renoux, S., Rodriguez, R., and Castro, A. (2015). Massif des Landes de Gascogne : Etat des Connaissances Techniques. Technical report, CRPF d'Aquitaine.
- Levin, S. A., Carpenter, S. R., Godfray, H. C. J., Kinzig, A. P., Loreau, M., Losos, J. B., Walker, B., and Wilcove, D. S. (2009). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press.
- Lindenmayer, D. B. and Hobbs, R. J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. *Biological Conservation*, 119(2) :151–168.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., and Botkin, D. B. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4) :941–950.
- Lovett, S. and Price, P., editors (2007). *Principles for Riparian Lands Management*. Land & Water Australia, Canberra.

- Lozanovska, I., Ferreira, M. T., and Aguiar, F. C. (2018). Functional diversity assessment in riparian forests – Multiple approaches and trends : A review. *Ecological Indicators*, 95 :781–793.
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., and Makowski, D. (2021). Performance : An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60) :3139.
- Macek, M., Kopecký, M., and Wild, J. (2019). Maximum air temperature controlled by landscape topography affects plant species composition in temperate forests. *Landscape Ecology*.
- Magris, R. A., Treml, E. A., Pressey, R. L., and Weeks, R. (2016). Integrating multiple species connectivity and habitat quality into conservation planning for coral reefs. *Ecography*, 39(7) :649–664.
- Margules, C. R. and Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783) :243–253.
- Martin, M., Paillet, Y., Larrieu, L., Kern, C. C., Raymond, P., Drapeau, P., and Fenton, N. J. (2022). Tree-Related Microhabitats Are Promising Yet Underused Tools for Biodiversity and Nature Conservation : A Systematic Review for International Perspectives. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5 :818474.
- Martin, M. and Raymond, P. (2019). Assessing tree-related microhabitat retention according to a harvest gradient using tree-defect surveys as proxies in Eastern Canadian mixedwood forests. *The Forestry Chronicle*, 95(03) :157–170.
- Martín-García, J., Jactel, H., Oria-de-Rueda, J. A., and Diez, J. J. (2016). The Effects of Poplar Plantations on Vascular Plant Diversity in Riparian Landscapes. *Forests*, 7(3) :50.
- Marx, M. T., Guhmann, P., and Decker, P. (2012). Adaptations and Predispositions of Different Middle European Arthropod Taxa (Collembola, Araneae, Chilopoda, Diplopoda) to Flooding and Drought Conditions. *Animals*, 2(4) :564–590.
- McFarlane, B. L. and Hunt, L. M. (2006). Environmental Activism in the Forest Sector : Social Psychological, Social-Cultural, and Contextual Effects. *Environment and Behavior*, 38(2) :266–285.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., and Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4) :178–185.
- Meave, J., Kellman, M., MacDougall, A., and Rosales, J. (1991). Riparian Habitats as Tropical Forest Refugia. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1(3) :69.
- Melo, G., Miotto, B., Peres, B., and Cáceres, N. (2013). Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, southern Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.

- Menge, J. H., Magdon, P., Wöllauer, S., and Ehbrecht, M. (2023). Impacts of forest management on stand and landscape-level microclimate heterogeneity of European beech forests. *Landscape Ecology*, 38(4) :903–917.
- Michel, A. K. and Winter, S. (2009). Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management*, 257(6) :1453–1464.
- Mitchell, S. L., Edwards, D. P., Bernard, H., Coomes, D., Jucker, T., Davies, Z. G., and Struebig, M. J. (2018). Riparian reserves help protect forest bird communities in oil palm dominated landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 55(6) :2744–2755.
- Mola, J. M., Hemberger, J., Kochanski, J., Richardson, L. L., and Pearse, I. S. (2021). The Importance of Forests in Bumble Bee Biology and Conservation. *BioScience*, 71(12) :1234–1248.
- Montejo-Kovacevich, G., Marsh, C. J., Smith, S. H., Peres, C. A., and Edwards, D. P. (2022). Riparian reserves protect butterfly communities in selectively logged tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 59(6) :1524–1535.
- Montgomery, G. A., Belitz, M. W., Guralnick, R. P., and Tingley, M. W. (2021). Standards and Best Practices for Monitoring and Benchmarking Insects. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8.
- Moore, R. D., Spittlehouse, D. L., and Story, A. (2005). Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting : A Review. *JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*.
- Morris, D. W. (1987). Spatial scale and the cost of density-dependent habitat selection. *Evolutionary Ecology*, 1(4) :379–388.
- Nabozhenko, M. V., Ntatsopoulos, K., Gagarina, L. V., Chigray, I. A., Lagou, L. J., and Papadopoulou, A. (2021). Helops glabriventris glabriventris (Coleoptera : Tenebrionidae), One of the Primary Consumers of Corticolous Lichens in the Coniferous Forests of Cyprus : Bionomics, Trophic Associations and Description of Larvae. *Annales Zoologici*, 71(4) :767–778.
- Naiman, R. J. and Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces : Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1) :621–658.
- Naiman, R. J., Decamps, H., and McClain, M. E. (2010). *Riparia : Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier.
- Naiman, R. J., Decamps, H., and Pollock, M. (1993). The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2) :209–212.
- Naimi, B. (2015). USDM : Uncertainty analysis for species distribution models. R package version 1.1–15. *R Documentation*.
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., and Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2) :191–203.

- Nascimbene, J., Marini, L., and Ódor, P. (2012). Drivers of lichen species richness at multiple spatial scales in temperate forests. *Plant Ecology & Diversity*, 5(3) :355–363.
- Nascimbene, J., Thor, G., and Nimis, P. L. (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management*, 298 :27–38.
- Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., D’arc Batista, J., and Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614(1) :117–131.
- Niemelä, J., Haila, Y., and Punttila, P. (1996). The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests : Variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography*, 19(3) :352–368.
- Niemelä, J., Spence, J. R., and Spence, D. H. (1992). Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *The Canadian Entomologist*, 124(3) :521–540.
- Niemelä, J. K. and Spence, J. R. (1994). Distribution of forest dwelling carabids (Coleoptera) : Spatial scale and the concept of communities. *Ecography*, 17(2) :166–175.
- Oettel, J., Braun, M., Sallmannshofer, M., de Groot, M., Schueler, S., Virgillito, C., Westergren, M., Božič, G., Nagy, L., Stojnić, S., and Lapin, K. (2022). River distance, stand basal area, and climatic conditions are the main drivers influencing lying deadwood in riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 520 :120415.
- Oettel, J. and Lapin, K. (2021). Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological Indicators*, 122 :107275.
- Ogle, D., Doll, J., Wheeler, P., and Dinno, A. (2022). FSA : Fisheries Stock Analysis. <https://github.com/fishR-Core-Team/FSA>.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., and Wagner, H. (2008). The vegan Package.
- Oliveira, I. F., Baccaro, F. B., Werneck, F. P., Zacca, T., and Haugaasen, T. (2021). Marked Differences in Butterfly Assemblage Composition between Forest Types in Central Amazonia, Brazil. *Forests*, 12(7) :942.
- Otto, S. and Floren, A. (2010). The canopy spiders (Araneae) of the floodplain forest in Leipzig. *Arachnologische Mitteilungen*, 39 :25–38.
- Ouayjan, A. (2017). *Dendroécologie et génétique d’une population de hêtre (Fagus sylvatica) en marge chaude de l’aire de répartition de l’espèce*. PhD thesis, Université de Bordeaux.
- Ouayjan, A. and Hampe, A. (2018). Extensive sib-mating in a refugial population of beech (*Fagus sylvatica*) growing along a lowland river. *Forest Ecology and Management*, 407 :66–74.

- Ouin, A., Cabanettes, A., Andrieu, E., Deconchat, M., Roume, A., Vigan, M., and Larrieu, L. (2015). Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management*, 340 :31–39.
- Ouyang, S., Gou, M., Lei, P., Liu, Y., Chen, L., Deng, X., Zhao, Z., Zeng, Y., Hu, Y., Peng, C., and Xiang, W. (2023). Plant functional trait diversity and structural diversity co-underpin ecosystem multifunctionality in subtropical forests. *Forest Ecosystems*, 10 :100093.
- Oxbrough, A. G., Gittings, T., O’Halloran, J., Giller, P. S., and Smith, G. F. (2005). Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management*, 212(1) :171–183.
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., and Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389 :176–186.
- Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F., and Guilbert, E. (2018). The indicator side of tree microhabitats : A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*, 55(5) :2147–2159.
- Paillet, Y., Coutadeur, P., Vuidot, A., Archaux, F., and Gosselin, F. (2015). Strong observer effect on tree microhabitats inventories : A case study in a French lowland forest. *Ecological Indicators*, 49 :14–23.
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., and Guilbert, E. (2019). Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence : An analysis in French forest reserves. *PLOS ONE*, 14(5) :e0216500.
- Parcevaux, S. and Huber, L. (2007). *Bioclimatologie : Concepts et Applications*. Editions Quae.
- Pearce, J., Venier, L., Eccles, G., Pedlar, J., and McKenney, D. (2004). Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity & Conservation*, 13(7) :1305–1334.
- Pearce, J. L. and Venier, L. A. (2006). The use of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management : A review. *Ecological Indicators*, 6(4) :780–793.
- Pearce, J. L., Venier, L. A., McKee, J., Pedlar, J., and McKenney, D. (2003). Influence of habitat and microhabitat on carabid (Coleoptera : Carabidae) assemblages in four stand types. *The Canadian Entomologist*, 135(3) :337–357.
- Percel, G. (2018). *Réponse des espèces lignicoles à la disponibilité des habitats en forêt tempérée : approche multi-échelles du micro-habitat au paysage*. PhD thesis.
- Pesson, P. and Pardé, J. (1974). *Écologie Forestière : La Forêt, Son Climat, Son Sol, Ses Arbres, Sa Faune*. Gauthier-villars edition.

- Philpott, S. M., Albuquerque, S., Bichier, P., Cohen, H., Egerer, M. H., Kirk, C., and Will, K. W. (2019). Local and Landscape Drivers of Carabid Activity, Species Richness, and Traits in Urban Gardens in Coastal California. *Insects*, 10(4) :112.
- Piton, B., Benest, F., Carouille, F., Cuny, H., Gosselin, M., Montagné-Huck, C., Nicolas, M., and Rocquencourt, A. (2021). Etat et évolution des forêts françaises métropolitaines : Synthèse des indicateurs de gestion durable 2020. Technical report, Institut national de l'information géographique et forestière.
- Pollock, M. M. and Beechie, T. J. (2014). Does Riparian Forest Restoration Thinning Enhance Biodiversity? The Ecological Importance of Large Wood. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 50(3) :543–559.
- Pollock, M. M., Naiman, R. J., and Hanley, T. A. (1998). Plant Species Richness in Riparian Wetlands—a Test of Biodiversity Theory. *Ecology*, 79(1) :94–105.
- Pommerening, A. (2004). A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry*, 77(1) :27–44.
- Preikša, Z., Brazaitis, G., Marozas, V., and Jaroszewicz, B. (2015). Dead wood quality influences species diversity of rare cryptogams in temperate broadleaved forests. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(2) :276.
- Przepióra, F. and Ciach, M. (2022). Tree microhabitats in natural temperate riparian forests : An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of The Total Environment*, 803 :149881.
- R Core Team (2022). R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramey, T. L. and Richardson, J. S. (2017). Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone : Mechanisms Underlying Their Unique Diversity. *BioScience*, 67(9) :808–819.
- Ranius, T., Niklasson, M., and Berg, N. (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257(1) :303–310.
- Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.-F., and Kerbirou, C. (2013a). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34 :221–230.
- Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D., and Kerbirou, C. (2013b). Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management*, 295 :118–125.
- Remm, J., Lõhmus, A., and Remm, K. (2006). Tree cavities in riverine forests : What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management*, 221(1) :267–277.
- Riffell, S., Verschuyt, J., Miller, D., and Wigley, T. B. (2011). Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261(4) :878–887.

- Rivers, J. W., Galbraith, S. M., Cane, J. H., Schultz, C. B., Ulyshen, M. D., and Kormann, U. G. (2018). A Review of Research Needs for Pollinators in Managed Conifer Forests. *Journal of Forestry*, 116(6) :563–572.
- Ross, C. E., Barton, P. S., McIntyre, S., Cunningham, S. A., and Manning, A. D. (2017). Fine-scale drivers of beetle diversity are affected by vegetation context and agricultural history. *Austral Ecology*, 42(7) :831–843.
- Ross, P. (1958). *Microclimatic and Vegetational Studies in a Cold-Wet Deciduous Forest*. Number 24. Harvard Black Rock Forest.
- Roswell, M., Dushoff, J., and Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3) :321–338.
- Rubene, D., Schroeder, M., and Ranius, T. (2015). Diversity patterns of wild bees and wasps in managed boreal forests : Effects of spatial structure, local habitat and surrounding landscape. *Biological Conservation*, 184 :201–208.
- Rykken, J. J., Moldenke, A. R., and Olson, D. H. (2007). Headwater Riparian Forest-Floor Invertebrate Communities Associated with Alternative Forest Management Practices. *Ecological Applications*, 17(4) :1168–1183.
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J., and Welter, J. (2005). Riparian Zones Increase Regional Species Richness by Harboring Different, Not More, Species. *Ecology*, 86(1) :56–62.
- Savilaakso, S., Lausberg, N., Garcia, C. A., Grenacher, R., Kleinschroth, F., and Waeber, P. O. (2021). Definitions of and Perspectives on Forests of High Value : A Systematic Map Protocol. *Forests*, 12(7) :876.
- Schnitzler-Lenoble, A. (2007). *Forêts alluviales d'Europe. Ecologie, biogéographie, valeur intrinsèque*. Paris, tec & doc edition.
- Schuldt, A., Fahrenholz, N., Brauns, M., Migge-Kleian, S., Platner, C., and Schaefer, M. (2008). Communities of ground-living spiders in deciduous forests : Does tree species diversity matter ? *Biodiversity and Conservation*, 17(5) :1267–1284.
- Schwenke, W. (1978). *Die Forstschädlinge Europas. Ein Handbuch in Fünf Bänden. Schmetterlinge*. Verlag Paul Parey.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020). Global Biodiversity Outlook 5. Technical report, Montreal.
- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S., and Müller, J. (2015). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 29(2) :382–390.
- Sellers, K. F., Borle, S., and Shmueli, G. (2012). The COM-Poisson model for count data : A survey of methods and applications. *Applied Stochastic Models in Business and Industry*, 28(2) :104–116.

- Sellers, K. F. and Premeaux, B. (2021). Conway–Maxwell–Poisson regression models for dispersed count data. *WIREs Computational Statistics*, 13(6).
- Sewlal, J.-A. N. and Hailey, A. (2016). Abundance, species richness and diversity of the orb-weaving spider families Araneidae, Nephilidae and Tetragnathidae in natural habitats in Trinidad, West Indies. *Journal of Natural History*, 50(27-28) :1687–1698.
- Shavanova, T. (1995). The spider fauna (Arachnida : Aranei) in various types of pine forests in the Berezinsky State Biosphere Reserve, Belarus. In R{\u} i{\e}ka, V., editor, *Proceedings of the 15th European Colloquium of Arachnology.*, pages 162–168. Insitute of Entomology, {\E}sk{\e} Bud{\i}jovice.
- Simonson, W. D., Allen, H. D., and Coomes, D. A. (2014). Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8) :719–729.
- Soliveres, S., van der Plas, F., Manning, P., Prati, D., Gossner, M. M., Renner, S. C., Alt, F., Arndt, H., Baumgartner, V., Binkenstein, J., Birkhofer, K., Blaser, S., Blüthgen, N., Boch, S., Böhm, S., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Heinze, J., Hölzel, N., Jung, K., Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Klemmer, S., Krauss, J., Lange, M., Morris, E. K., Müller, J., Oelmann, Y., Overmann, J., Pašalić, E., Rillig, M. C., Schaefer, H. M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schrumpf, M., Sikorski, J., Socher, S. A., Solly, E. F., Sonnemann, I., Sorkau, E., Steckel, J., Steffan-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Türke, M., Venter, P. C., Weiner, C. N., Weisser, W. W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Wolters, V., Wubet, T., Wurst, S., Fischer, M., and Allan, E. (2016). Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature*, 536(7617) :456–459.
- Soulé, M. E. (1985). What Is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11) :727–734.
- Spînu, A. P., Asbeck, T., and Bauhus, J. (2022). Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European Journal of Forest Research*.
- Staab, M., Gossner, M. M., Simons, N. K., Achury, R., Ambarli, D., Bae, S., Schall, P., Weisser, W. W., and Blüthgen, N. (2023). Insect decline in forests depends on species' traits and may be mitigated by management. *Communications Biology*, 6(1) :338.
- Stapper, N. and John, V. (2015). Monitoring climate change with lichens as bioindicators. *Pollution atmosphérique*.
- Stephens, S. S. and Wagner, M. R. (2007). Forest Plantations and Biodiversity : A Fresh Perspective. *Journal of Forestry*, 105(6) :307–313.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., and Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press.
- Storch, I., Penner, J., Asbeck, T., Basile, M., Bauhus, J., Braunisch, V., Dormann, C. F., Frey, J., Gärtner, S., Hanewinkel, M., Koch, B., Klein, A.-M., Kuss, T., Pregernig, M., Pyttel, P., Reif, A., Scherer-Lorenzen, M., Segelbacher, G., Schraml, U., Staab, M., Winkel, G., and Yousefpour, R. (2020). Evaluating the effectiveness of retention forestry to

- enhance biodiversity in production forests of Central Europe using an interdisciplinary, multi-scale approach. *Ecology and Evolution*, 10(3) :1489–1509.
- Tabacchi, E. (1992). *Variabilité Des Peuplements Riverains de l'Adour. Influence de La Dynamique Fluviale à Différentes Échelles d'espace et de Temps*. These de doctorat, Toulouse 3.
- Taki, H., Viana, B. F., Kevan, P. G., Silva, F. O., and Buck, M. (2008). Does forest loss affect the communities of trap-nesting wasps (Hymenoptera : Aculeata) in forests ? Landscape vs. local habitat conditions. *Journal of Insect Conservation*, 12(1) :15–21.
- Tang, R., Li, S., Lang, X., Huang, X., and Su, J. (2023). Rare species contribute greater to ecosystem multifunctionality in a subtropical forest than common species due to their functional diversity. *Forest Ecology and Management*, 538 :120981.
- Thomaes, A., Crèvecoeur, L., Daka, G., Heyndrickx, R., Kariuki, K., Lammerant, R., Marchand, S., Scheers, K., and Smeeckens, V. (2020). *Cucujus cinnaberinus* (Cucujidae) is rapidly colonising Northern Belgium.
- Thompson, I. D., Okabe, K., Tylianakis, J. M., Kumar, P., Brockerhoff, E. G., Schellhorn, N. A., Parrotta, J. A., and Nasi, R. (2011). Forest Biodiversity and the Delivery of Ecosystem Goods and Services : Translating Science into Policy. *Bioscience*, 61(12) :972–981.
- Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L. L., Boyce, D. G., Britten, G. L., Burgess, N. D., Butchart, S. H. M., Leadley, P. W., Regan, E. C., Alkemade, R., Baumung, R., Belkard, C., Bouwman, L., Bowles-Newark, N. J., Chenery, A. M., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Cooper, H. D., Crowther, A. R., Dixon, M. J. R., Galli, A., Gaveau, V., Gregory, R. D., Gutierrez, N. L., Hirsch, T. L., Hoefl, R., Januchowski-Hartley, S. R., Karmann, M., Krug, C. B., Leverington, F. J., Loh, J., Lojenga, R. K., Malsch, K., Marques, A., Morgan, D. H. W., Mumby, P. J., Newbold, T., Noonan-Mooney, K., Pagad, S. N., Parks, B. C., Pereira, H. M., Robertson, T., Rondinini, C., Santini, L., Scharlemann, J. P. W., Schindler, S., Sumaila, U. R., Teh, L. S. L., van Kolck, J., Visconti, P., and Ye, Y. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, 346(6206) :241–244.
- Tockner, K. and Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains : Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3) :308–330.
- Topping, C. J. and Sunderland, K. D. (1992). Limitations to the Use of Pitfall Traps in Ecological Studies Exemplified by a Study of Spiders in a Field of Winter Wheat. *Journal of Applied Ecology*, 29(2) :485–491.
- Tsafack, N., Xie, Y., Wang, X., and Fattorini, S. (2020). Influence of Climate and Local Habitat Characteristics on Carabid Beetle Abundance and Diversity in Northern Chinese Steppes. *Insects*, 11(1) :19.
- Turner, M. G. and Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer New York, New York, NY.

- Uboni, C., Tordoni, E., Brandmayr, P., Battistella, S., Bragato, G., Castello, M., Colombetta, G., Poldini, L., and Bacaro, G. (2019). Exploring cross-taxon congruence between carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) and vascular plants in sites invaded by *Ailanthus altissima* versus non-invaded sites : The explicative power of biotic and abiotic factors. *Ecological Indicators*, 103 :145–155.
- Ulyshen, M. D. and Hanula, J. L. (2009). Habitat associations of saproxylic beetles in the southeastern United States : A comparison of forest types, tree species and wood postures. *Forest Ecology and Management*, 257(2) :653–664.
- UNDP, SCBD, and UNEP-WCMC (2021). Creating a Nature-Positive Future : The contribution of protected areas and other effective area-based conservation measures. Technical report, UNDP : New York, NY.
- UNEP-WCMC and IUCN (2021). Protected Planet Report 2020. Technical report, Cambridge : UK.
- Vallina, S. M., Cermeno, P., Dutkiewicz, S., Loreau, M., and Montoya, J. M. (2017). Phytoplankton functional diversity increases ecosystem productivity and stability. *Ecological Modelling*, 361 :184–196.
- Van Halder, I., Barbaro, L., Corcket, E., and Jactel, H. (2008). Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. *Biodiversity and Conservation*, 17(5) :1149–1169.
- Van Halder, I., Barnagaud, J.-Y., Jactel, H., and Barbaro, L. (2015). Woodland habitat quality prevails over fragmentation for shaping butterfly diversity in deciduous forest remnants. *Forest Ecology and Management*, 357 :171–180.
- van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., and Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368(6489) :417–420.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Posingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., and Watson, J. E. M. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7(1) :12558.
- von Arx, G., Dobbertin, M., and Rebetz, M. (2012). Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland.
- von Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., and Rebetz, M. (2013). Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture : Potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology*, 101(5) :1201–1213.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., and Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1) :441–450.
- Wagner, D. L. (2020). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1) :457–480.

- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., and Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene : Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2) :e2023989118.
- Wagner, J. D., Toft, S., and Wise, D. H. (2003). SPATIAL STRATIFICATION IN LITTER DEPTH BY FOREST-FLOOR SPIDERS. *The Journal of Arachnology*, 31(1) :28–39.
- Walbott, M. (2018). *Rôles des facteurs locaux dans la distribution et la persistance des communautés à hêtre (Fagus sylvatica) en marge d’aire de répartition*. PhD thesis, Université de Bordeaux.
- Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Jones, T. H., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R., and van der Putten, W. H., editors (2012). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.
- Weiss, M. and Baret, F. (2017). CAN_EYE V6.4.91 user manual.
- Westerfelt, P., Weslien, J., and Widenfalk, O. (2018). Population patterns in relation to food and nesting resource for two cavity-nesting bee species in young boreal forest stands. *Forest Ecology and Management*, 430 :629–638.
- Westerhuis, E. L., Schlesinger, C. A., Nano, C. E., Morton, S. R., and Christian, K. A. (2019). Characteristics of hollows and hollow-bearing trees in semi-arid river red gum woodland and potential limitations for hollow-dependent wildlife. *Australian Journal of Ecology*, 44(6) :995–1004.
- Westgate, M. J., Barton, P. S., Lane, P. W., and Lindenmayer, D. B. (2014). Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications*, 5(1) :3899.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B. E., Woyciechowski, M., Biesmeijer, J. C., Kunin, W. E., Settele, J., and Steffan-Dewenter, I. (2008). Measuring Bee Diversity in Different European Habitats and Biogeographical Regions. *Ecological Monographs*, 78(4) :653–671.
- Wettstein, W. and Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands : Effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36(3) :363–373.
- Will-Wolf, S., Geiser, L. H., Neitlich, P., and Reis, A. H. (2006). Forest lichen communities and environment—How consistent are relationships across scales? *Journal of Vegetation Science*, 17(2) :171–184.
- Williams, N. M. and Winfree, R. (2013). Local habitat characteristics but not landscape urbanization drive pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation*, 160 :10–18.

- Williamson, J., Slade, E. M., Luke, S. H., Swinfield, T., Chung, A. Y. C., Coomes, D. A., Heroin, H., Jucker, T., Lewis, O., Vairappan, C. S., Rossiter, S. J., and Struebig, M. J. (2020). Riparian buffers act as a microclimatic refugia in oil palm landscapes. *Journal of Applied Ecology*.
- Winiger, N., Hendel, A.-L., Ganz, S., Zielewska-Büttner, K., Segelbacher, G., and Braunisch, V. (2023). Saproxylic beetles respond to habitat variables at different spatial scales depending on variable type and species' mobility : The need for multi-scale forest structure management. *Biodiversity and Conservation*, 32(10) :3355–3377.
- Winter, S. and Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3) :1251–1261.
- Wise, D. H. (1995). *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press.
- WWF (2020). *Living Planet Report 2020 - Bending the Curve of Biodiversity Loss*. WWF, Gland, Switzerland.
- WWF (2022). *Living Planet Report 2022 - Building a Nature-Positive Society*. WWF, Gland, Switzerland.
- Xiang, H., Zhang, Y., and Richardson, J. S. (2017). Importance of Riparian Zone : Effects of Resource Availability at Land-water Interface. *Riparian Ecology and Conservation*, 3(1).
- Xu, H., Cao, Y., Yu, D., Cao, M., He, Y., Gill, M., and Pereira, H. M. (2021). Ensuring effective implementation of the post-2020 global biodiversity targets. *Nature Ecology & Evolution*, 5(4) :411–418.
- Yanahan, A. D. and Taylor, S. J. (2014). Vegetative communities as indicators of ground beetle (Coleoptera : Carabidae) diversity. *Biodiversity and Conservation*, 23(6) :1591–1609.
- Zedda, L. and Rambold, G. (2015). The Diversity of Lichenised Fungi : Ecosystem Functions and Ecosystem Services. In Upreti, D. K., Divakar, P. K., Shukla, V., and Bajpai, R., editors, *Recent Advances in Lichenology : Modern Methods and Approaches in Lichen Systematics and Culture Techniques, Volume 2*, pages 121–145. Springer India, New Delhi.
- Zellweger, F., Baltensweiler, A., Ginzler, C., Roth, T., Braunisch, V., Bugmann, H., and Bollmann, K. (2016). Environmental predictors of species richness in forest landscapes : Abiotic factors versus vegetation structure. *Journal of Biogeography*, 43(6) :1080–1090.
- Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Rocchini, D., and Coomes, D. (2019). Advances in Microclimate Ecology Arising from Remote Sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4) :327–341.
- Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédl, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecný, M., Máliš, F., Macek, M., Malicki, M., Naaf, T., Nagel, T. A., Ortmann-Ajkai,

- A., Petřík, P., Pielech, R., Reczyńska, K., Schmidt, W., Standovár, T., Świerkosz, K., Teleki, B., Vild, O., Wulf, M., and Coomes, D. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*, 368(6492) :772–775.
- Zhang, L., Bai, W., Zhang, Y., Lambers, H., and Zhang, W.-H. (2023a). Ecosystem stability is determined by plant defence functional traits and population stability under mowing in a semi-arid temperate steppe. *Functional Ecology*, 37(9) :2413–2424.
- Zhang, X., Ci, X., Hu, J., Bai, Y., Thornhill, A. H., Conran, J. G., and Li, J. (2023b). Riparian areas as a conservation priority under climate change. *Science of The Total Environment*, 858 :159879.
- Ziesche, T. M. and Roth, M. (2008). Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests : What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management*, 255(3) :738–752.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., and Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Statistics for Biology and Health. Springer New York, New York, NY.

Annexes



A.1	Listes des espèces de coléoptères carabiques	121
A.2	Liste des espèces d'araignées	122
A.3	Liste des abeilles sauvages	125
A.4	Liste des espèces de lichens	126
A.5	Liste des espèces végétales	129
A.6	CCA Araignées - été	131
A.7	CCA Araignées - automne	132
A.8	Comparaison des types de placettes pour les variables de structure et de composition forestières	133
A.9	Comparaison des types de placettes pour les variables microclimatiques . .	134
A.10	Ecart maximal journalier pour les variables microclimatiques sur la ripisylve	135
A.11	Présentation de la station météorologique de Bernos-Beaulac	136

A.1 – Liste des espèces de coléoptères carabiques (Ordre : *Coleoptera*, Famille : *Carabidae*) échantillonnés dans la vallée du Ciron sur les années 2021 et 2022

ESPECE	STATUT DE L'ESPECE
<p><i>Abax parallelepipedus</i> (Piller and Mitterpacher, 1783) <i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812) <i>Amara communis</i> (Panzer, 1797) <i>Amara convexior</i> (Stephens, 1828) <i>Amara kulti</i> (Fassati, 1947) <i>Amara lunicollis</i> (Schjødte, 1837) <i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810) <i>Badister bullatus</i> (Schrank, 1798) <i>Calathus erratus</i> (C.R. Sahlberg, 1827) <i>Carabus convexus</i> (Fabricius, 1775) <i>Carabus monilis</i> (Fabricius, 1792) <i>Carabus nemoralis</i> (O.F. Müller, 1764) <i>Carabus problematicus</i> (Herbst, 1786) <i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758) <i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784) <i>Harpalus anxius</i> (Duftschmid, 1812) <i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812) <i>Lebia marginata</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785) <i>Leistus fulvibarbis</i> (Dejean, 1826) <i>Nebria salina</i> (Fairmaire and Laboulbène, 1854) <i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779) <i>Notiophilus rufipes</i> (Curtis, 1829) <i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792) <i>Paranchus albipes</i> (Fabricius, 1796) <i>Philorhizus quadrisignatus</i> (Dejean, 1825) <i>Platyderus depressus</i> (Audinet-Serville, 1821) <i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774) <i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798) <i>Pterostichus gracilis</i> (Dejean, 1828) <i>Pterostichus madidus</i> (Fabricius, 1775) <i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790) <i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797) <i>Sinechostictus elongatus</i> (Dejean, 1831) <i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781) <i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798) <i>Tachys vandeli</i> (Mateu and Colas, 1954)</p>	<p>Déterminante ZNIEFF en Nouvelle-Aquitaine</p> <p>Protégée en Ile de France</p>

A.2 – Liste des espèces d'araignées (Ordre : *Araneae*) échantillonnées dans la vallée du Ciron sur les années 2021 et 2022

FAMILLE	ESPECE	STATUT DE L'ESPECE
Agelenidae	<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)	En Danger (Liste Rouge)
Agelenidae	<i>Eratigena picta</i> (Simon, 1870)	
Agelenidae	<i>Tegenaria silvestris</i> (L. Koch, 1872)	
Anyphaenidae	<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	
Atypidae	<i>Atypus affinis</i> (Eichwald, 1830)	
Clubionidae	<i>Clubiona brevipes</i> (Blackwall, 1841)	
Clubionidae	<i>Clubiona comta</i> (C.L. Koch, 1839)	
Clubionidae	<i>Clubiona terrestris</i> (Westring, 1851)	
Clubionidae	<i>Porrhoclubiona vegeta</i> (Simon, 1918)	
Dictynidae	<i>Lathys humilis</i> (Blackwall, 1855)	
Dictynidae	<i>Lathys serpustulata</i> (Simon, 1878)	
Dysderidae	<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	
Dysderidae	<i>Dysdera fuscipes</i> (Simon, 1882)	
Dysderidae	<i>Harpactea hombergi</i> (Scopoli, 1763)	
Gnaphosidae	<i>Callilepis schuszeri</i> (Herman, 1879)	
Gnaphosidae	<i>Civizelotes civicus</i> (Simon, 1878)	
Gnaphosidae	<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	
Gnaphosidae	<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	
Gnaphosidae	<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	
Gnaphosidae	<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)	
Gnaphosidae	<i>Gnaphosa alpica</i> (Simon, 1878)	
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)	
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	
Gnaphosidae	<i>Kishidaia conspicua</i> (L. Koch, 1866)	
Gnaphosidae	<i>Micaria coarctata</i> (Lucas, 1846)	
Gnaphosidae	<i>Micaria fulgens</i> (Walckenaer, 1802)	
Gnaphosidae	<i>Micaria micans</i> (Blackwall, 1858)	
Gnaphosidae	<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes gallicus</i> (Simon, 1914)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. Koch, 1839)	
Gnaphosidae	<i>Zelotes subterraneus</i> (C.L. Koch, 1833)	
Hahniidae	<i>Hahnia helveola</i> (Simon, 1875)	
Hahniidae	<i>Hahnia pusilla</i> (C.L. Koch, 1841)	
Hahniidae	<i>Iberina candida</i> (Simon, 1875)	
Linyphiidae	<i>Centromerus albidus</i> (Simon, 1929)	
Linyphiidae	<i>Centromerus dilutus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1875)	
Linyphiidae	<i>Centromerus incilium</i> (L. Koch, 1881)	
Linyphiidae	<i>Centromerus serratus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1875)	
Linyphiidae	<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	
Linyphiidae	<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)	
Linyphiidae	<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	
Linyphiidae	<i>Ceratinella scabrosa</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	
Linyphiidae	<i>Cnephalocotes obscurus</i> (Blackwall, 1834)	
Linyphiidae	<i>Collinsia distincta</i> (Simon, 1884)	
Linyphiidae	<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	
Linyphiidae	<i>Erigone autumnalis</i> (Emerton, 1882)	
Linyphiidae	<i>Gonatium rubens</i> (Blackwall, 1833)	

Suite sur la page suivante ...

... Suite de la liste des espèces d'araignées

FAMILLE	ESPECE	STATUT DE L'ESPECE
<i>Linyphiidae</i>	<i>Jacksonella falconeri</i> (Jackson, 1908)	Déterminante ZNIEFF en NA
<i>Linyphiidae</i>	<i>Mansuphantes simoni</i> (Kulczynski, 1894)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Micrargus apertus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Minicia marginella</i> (Wider, 1834)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Minyriolus pusillus</i> (Wider, 1834)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Nerienne radiata</i> (Walckenaer, 1841)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Palliduphantes alutacius</i> (Simon, 1884)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Panamomops sulcifrons</i> (Wider, 1834)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Parapelecopsis nemoralis</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Pelecopsis radiciala</i> (L. Koch, 1872)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Pocadicnemis juncea</i> (Locket and Millidge, 1953)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Porrhomma egeria</i> (Simon, 1884)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Saaristoa abnormis</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Saloca diceros</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	Quasi-menacée (Liste Rouge)
<i>Linyphiidae</i>	<i>Sintula corniger</i> (Blackwall, 1856)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Sintula furcifer</i> (Simon, 1912)	Nouvelle pour la France
<i>Linyphiidae</i>	<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Tapinocyba praecox</i> (O. Pickard-Cambridge, 1873)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Tenuiphantes mengei</i> (Kulczynski, 1887)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> (Bertkau, 1890)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Theonina cornix</i> (Simon, 1881)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Trichoncus affinis</i> (Kulczynski in Chyzer and Kulczynski, 1894)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Trichoncus saxicola</i> (O. Pickard-Cambridge, 1861)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria acuminata</i> (Blackwall, 1833)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria alticeps</i> (Denis, 1952)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria corniculans</i> (O. Pickard-Cambridge, 1875)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria cucullata</i> (C.L. Koch, 1836)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria dalmasi</i> (Simon, 1915)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)	
<i>Linyphiidae</i>	<i>Wiehlea calcarifera</i> (Simon, 1884)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Agroeca cuprea</i> (Menge, 1873)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Agroeca inopina</i> (O. Pickard-Cambridge, 1886)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Agroeca proxima</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczynski, 1882)	Déterminante ZNIEFF en NA
<i>Liocranidae</i>	<i>Liocranum rupicola</i> (Walckenaer, 1830)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Liocranidae</i>	<i>Scotina palliardii</i> (L. Koch, 1881)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Alopecosa accentuata</i> (Latreille, 1817)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Alopecosa albofasciata</i> (Brullé, 1832)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1758)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1758)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	Quasi-menacée (Liste Rouge)
<i>Lycosidae</i>	<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1817)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i> (Ohlert, 1865)	

Suite sur la page suivante ...

... Suite et fin de la liste des espèces d'araignées

FAMILLE	ESPECE	STATUT DE L'ESPECE
<i>Lycosidae</i>	<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1758)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Pardosa saltans</i> (Töpfer-Hofmann, 2000)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Pardosa tenuipes</i> (L. Koch, 1882)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856)	
<i>Lycosidae</i>	<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	
<i>Mimetidae</i>	<i>Ero aphana</i> (Walckenaer, 1802)	
<i>Mimetidae</i>	<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	
<i>Miturgidae</i>	<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	
<i>Miturgidae</i>	<i>Zora silvestris</i> (Kulczynski in Chyzer and Kulczynski, 1897)	
<i>Miturgidae</i>	<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	
<i>Mysmenidae</i>	<i>Microdipoena jobi</i> (Kraus, 1967)	
<i>Philodromidae</i>	<i>Philodromus dispar</i> (Walckenaer, 1826)	
<i>Philodromidae</i>	<i>Philodromus praedatus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	
<i>Philodromidae</i>	<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)	
<i>Phrurolithidae</i>	<i>Phrurolithus festivus</i> (C.L. Koch, 1835)	
<i>Phrurolithidae</i>	<i>Phrurolithus minimus</i> (C.L. Koch, 1839)	
<i>Pisauridae</i>	<i>Dolomedes fimbriatus</i> (Clerck, 1758)	
<i>Pisauridae</i>	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1758)	
<i>Salticidae</i>	<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	
<i>Salticidae</i>	<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1758)	
<i>Salticidae</i>	<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	
<i>Salticidae</i>	<i>Neon pictus</i> (Kulczynski in Chyzer and Kulczynski, 1891)	
<i>Salticidae</i>	<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)	
<i>Salticidae</i>	<i>Pseudeuophrys erratica</i> (Walckenaer, 1826)	
<i>Salticidae</i>	<i>Saitis barbipes</i> (Simon, 1868)	
<i>Segestriidae</i>	<i>Segestria bavarica</i> (C.L. Koch, 1843)	
<i>Tetragnathidae</i>	<i>Pachygnatha degeeri</i> (Sundevall, 1830)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Crustulina sticta</i> (O. Pickard-Cambridge, 1861)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Dipoena melanogaster</i> (C.L. Koch, 1837)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Episinus truncatus</i> (Latreille, 1809)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Lasaeola coracina</i> (C.L. Koch, 1837)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Robertus mediterraneus</i> (Eskov, 1987)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Simitidion simile</i> (C.L. Koch, 1836)	
<i>Theridiidae</i>	<i>Theonoe minutissima</i> (O. Pickard-Cambridge, 1879)	
<i>Theridiosomatidae</i>	<i>Theridiosoma gemmosum</i> (L. Koch, 1877)	Déterminante ZNIEFF en NA
<i>Thomisidae</i>	<i>Bassaniodes robustus</i> (Hahn, 1832)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Cozyptila blackwalli</i> (Simon, 1875)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Ozyptila praticola</i> (C.L. Koch, 1837)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Tmarus piger</i> (Walckenaer, 1802)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Xysticus audax</i> (Schrank, 1803)	
<i>Thomisidae</i>	<i>Xysticus luctator</i> (L. Koch, 1870)	
<i>Titanoecidae</i>	<i>Titanoeca quadriguttata</i> (Hahn, 1833)	
<i>Uloboridae</i>	<i>Hyptiotes flavidus</i> (Blackwall, 1862)	
<i>Zodariidae</i>	<i>Zodarion fuscum</i> (Simon, 1870)	
<i>Zodariidae</i>	<i>Zodarion italicum</i> (Canestrini, 1868)	

A.3 – Liste des espèces d'abeilles sauvages (Ordre : *Hymenoptera*, Sous-Ordre : *Apocrita*, Infra-Ordre : *Aculeata*, Super-famille : *Apoidea*) échantillonnées dans la vallée du Ciron sur les années 2021 et 2022

FAMILLE	ESPECE
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena angustior</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena barbilabris</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena bicolor</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena chrysoceles</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena dorsata</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena falsifica</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena fuscipes</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena haemorrhoea</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena minutula</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena morio</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena nigroaenea</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena nigroolivacea</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena propinqua</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena rufula</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena subopaca</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Andrena wilkella</i>
<i>Andrenidae</i>	<i>Panurgus calcaratus</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus campestris</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus humilis</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus lucorum</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus magnus</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Apidae</i>	<i>Bombus terrestris</i>
<i>Apidae</i>	<i>Ceratina cucurbitina</i>
<i>Apidae</i>	<i>Ceratina cyanea</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada bispinosa</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada discedens</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada flava</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada flavoguttata</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada signata</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada succinta</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada tridentirostris</i>
<i>Apidae</i>	<i>Nomada zonata</i>
<i>Apidae</i>	<i>Xylocopa violacea</i>
<i>Colletidae</i>	<i>Colletes succinctus</i>
<i>Colletidae</i>	<i>Hylaeus communis</i>
<i>Colletidae</i>	<i>Hylaeus confusus</i>
<i>Colletidae</i>	<i>Hylaeus gibbus</i>
<i>Colletidae</i>	<i>Hylaeus pictus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Halictus gr. simplex</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Halictus quadricinctus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Halictus rubicundus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Halictus sexcinctus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum aeratum</i>

FAMILLE	ESPECE
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum albipes</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum albocinctum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum bimaculatum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum bluethgeni</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum brevicorne</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum calceatum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum fulvicorne</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum leucozonium</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum majus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum malachurum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum marginatum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum medinai</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum mediterraneum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum mesosclerum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum minutissimum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum monstificum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum morio</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum pallens</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum pygmaeum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum prasinum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum punctatissimum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum puncticolle</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum serrotatum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum villosulum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Lasioglossum zonulum</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Seladonia confusa perkinsi</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Seladonia seladonia</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Seladonia subaurata</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes crassus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes ephippius</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes gibbus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes majalis</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes pellucidus</i>
<i>Halictidae</i>	<i>Sphecodes puncticeps</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Chelostoma florissomne</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Coelioxys afra</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Heriades truncorum</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Megachile centuncularis</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Megachile maritima</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Megachile willughbiella</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Osmia bicornis</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Osmia caerulea</i>
<i>Megachilidae</i>	<i>Osmia leatiana</i>
<i>Melittidae</i>	<i>Dasypoda cingulata</i>
<i>Melittidae</i>	<i>Dasypoda hirtipes</i>

A.4 – Liste des espèces de lichens échantillonnés dans la vallée du Ciron en 2021 et niveau de rareté renseigné par J.L. Farou (P.I.N = Patrimonial d'Intérêt National, P.I.I = Patrimonial d'Intérêt International). Les espèces pour lesquelles une indication entre parenthèses est présente ne sont pas des lichens mais des champignons lichénicoles et l'indication entre parenthèse correspond au lichen parasité

ESPECE	RARETE DE L'ESPECE
<i>Abrothallus parmeliarum</i> (sur <i>Parmeliacées</i>)	Assez commun
<i>Abrothallus prodiens</i> (sur <i>Hypogymnia physodes</i>)	Assez rare.
<i>Acrocordia gemmata</i>	Peu commun.
<i>Agonimia allobata</i>	Rare. P.I.N.
<i>Alyxoria lichenoides</i>	Assez commun.
<i>Alyxoria ochrocheila</i>	Assez rare. P.I.N.
<i>Alyxoria varia</i>	Commun.
<i>Amandinea punctata</i>	Commun.
<i>Arthonia radiata</i>	Commun.
<i>Arthopyrenia cinereopruinosa</i> var. <i>cinereopruinosa</i>	Commun.
<i>Bacidia arceutina</i>	Assez peu commun.
<i>Bacidia laurocerasi</i> morpho. <i>laurocerasi</i>	Assez peu commun.
<i>Bacidia subturgidula</i>	Nouveau pour la France
<i>Biatora vernalis</i>	Assez rare.
<i>Biatoropsis usnearum</i> (sur <i>Usneacées</i>)	Assez commun
<i>Biatoropsis minuta</i> (sur <i>Uneacées</i>)	Assez rare.
<i>Buellia disciformis</i> f. <i>disciformis</i>	Commun.
<i>Calicium parvum</i>	Très rare. P.I.N.
<i>Calicium salicinum</i>	Assez commun.
<i>Catinarina atropurpurea</i>	Peu commun.
<i>Catinarina montana</i>	Rare. P.I.N.
<i>Chaenotheca brunneola</i>	Assez rare.
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	Assez commun
<i>Chaenothecopsis debilis</i>	Rare. P.I.N.
<i>Chrysothrix candelaris</i>	Commun.
<i>Cladonia arbuscula</i> chémo. <i>squarosa</i>	Assez commun.
<i>Cladonia caespiticia</i>	Peu commun.
<i>Cladonia chlorophaea</i>	Très commun.
<i>Cladonia coniocraea</i>	Commun.
<i>Cladonia digitata</i> var. <i>digitata</i>	Assez commun.
<i>Cladonia fimbriata</i>	Commun.
<i>Cladonia furcata</i> ssp. <i>furcata</i>	Commun.
<i>Cladonia glauca</i> morpho. <i>glauca</i>	Peu commun.
<i>Cladonia gracilis</i> ssp. <i>gracilis</i>	Commun.
<i>Cladonia macilenta</i> chémomorpho. <i>macilenta</i>	Assez commun.
<i>Cladonia mitis</i> chémo. <i>mitis</i>	Assez peu commun.
<i>Cladonia parasitica</i>	Assez commun.
<i>Cladonia pocillum</i>	Commun.
<i>Cladonia polydactyla</i>	Assez commun.
<i>Cladonia portentosa</i> morpho. <i>portentosa</i>	Assez commun.
<i>Cladonia pyxidata</i>	Commun.
<i>Cladonia ramulosa</i>	Assez commun.
<i>Cladonia squamosa</i> var. <i>subsquamosa</i>	Commun.
<i>Cladonia subulata</i> chémomorpho. <i>subulata</i>	Assez commun.
<i>Coenogonium pineti</i>	Assez commun.
<i>Coniocarpon cinnabarinum</i>	Commun.
<i>Dendrographa decolorans</i> morpho. <i>decolorans</i>	Commun.
<i>Enterographa crassa</i>	Commun

Suite sur la page suivante ...

... Suite de la liste des espèces de lichen

ESPECE	RARETE DE L'ESPECE
<i>Evernia prunastri</i> chémo. <i>prunastri</i>	Très commun.
<i>Flavoparmelia caperata</i>	Très commun.
<i>Fuscopannaria mediterranea</i>	Assez commun.
<i>Graphis betulina</i>	Assez rare.
<i>Graphis elegans</i>	Assez commun.
<i>Graphis pulverulenta</i>	Très commun.
<i>Graphis scripta</i>	Commun.
<i>Gyalecta carneola</i>	Assez peu rare.
<i>Hypogymnia physodes</i>	Très commun.
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Commun
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	Assez commun.
<i>Imshaugia aleurites</i>	Assez commun.
<i>Lecania naegeli</i>	Assez commun.
<i>Lecanographa amylacea</i> phyco. <i>amylacea</i>	Rare. P.I.N.
<i>Lecanora albella</i> morpho. <i>albella</i>	Commun.
<i>Lecanora chlarotera</i> ssp. <i>chlarotera</i> f. <i>chlarotera</i>	Très commun.
<i>Lecanora chlarotera</i> ssp. <i>chlarotera</i> f. <i>crassula</i>	Peu commun.
<i>Lecanora chlarotera</i> ssp. <i>chlarotera</i> f. <i>rugosella</i>	Commun.
<i>Lecanora compalens</i>	Assez commun.
<i>Lecanora expallens</i>	Commun
<i>Lecanora strobilina</i>	Assez commun.
<i>Lecidea exigua</i>	Assez rare.
<i>Lecidella elaeochroma</i> morphotype <i>elaeochroma</i>	Très commun.
<i>Lepra amara</i> var. <i>amara</i>	Commun.
<i>Lepra albescens</i> morpho. <i>albescens</i>	Commun.
<i>Lepraria incana</i>	Commun.
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Assez commun.
<i>Lobarina scrobiculata</i>	Assez rare.
<i>Melanelixia fuliginosa</i>	Assez commun.
<i>Melanelixia subaurifera</i>	Très commun.
<i>Melaspilea enteroleuca</i>	Assez peu rare.
<i>Micarea peliocarpa</i>	Peu commun.
<i>Nephroma laevigatum</i>	Assez commun.
<i>Nephroma parile</i>	Assez commun.
<i>Normandina pulchella</i>	Assez commun.
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	Assez peu commun.
<i>Opegrapha vulgata</i>	Assez commun.
<i>Pannaria rubiginosa</i> chémo. <i>P-</i>	Très rare. P.I.I.
<i>Parmelia sulcata</i>	Très commun.
<i>Parmotrema crinitum</i>	Peu commun.
<i>Parmotrema perlatum</i>	Commun.
<i>Pectenaria blumbea</i> morpho. <i>plumbea</i>	Peu commun.
<i>Peltigera membranacea</i>	Assez commun.
<i>Peltigera praetextata</i>	Assez commun.
<i>Peltigera rufescens</i>	Commun.
<i>Pertusaria alpina</i>	Assez rare.
<i>Pertusaria coccodes</i> éco. <i>coccodes</i>	Assez commun.
<i>Pertusaria flavida</i>	Assez commun.
<i>Pertusaria leioplaca</i>	Assez commun.
<i>Pertusaria pertusa</i>	Assez commun.
<i>Pertusaria pustulata</i>	Commun.
<i>Phaeographis dentritica</i>	Commun.
<i>Phaeographis inusta</i>	Assez peu commun.
<i>Phlyctis argena</i>	Commun.

Suite sur la page suivante ...

... Suite et fin de la liste des espèces de lichen

ESPECE	RARETE DE L'ESPECE
<i>Physcia aipolia</i>	Commun.
<i>Physcia tenella</i>	Assez comun.
<i>Piccolia ochrophora</i>	Assez rare.
<i>Porina aenea</i>	Commun.
<i>Pseudevernia furfuracea chémomorpho. furfuracea</i>	Très commun.
<i>Pseudoschismatomma rufescens</i>	Assez commun.
<i>Punctelia subrudecta</i>	Commun
<i>Pyrenula chlorospila</i>	Assez peu commun.
<i>Pyrrhospora querneae</i>	Assez commun.
<i>Ramalina chémomorpho. farinacea</i>	Très commun.
<i>Scoliscioporum pruinosum</i>	Assez rare.
<i>Sphinctrina tubiformis (sur Pertusaria leioplaca)</i>	Peucommun.
<i>Sticta limbata</i>	Rare. P.I.N.
<i>Sticta sylvatica</i>	Rare. P.I.N.
<i>Stigmidium microspilum (sur Graphis scripta)</i>	Assez commun.
<i>Strigula affinis</i>	Peu commun.
<i>Strigula stigmatella</i>	Peu commun.
<i>Taeniollla delicata (sur divers lichens)</i>	Peu rare.
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Commun.
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	Assez commun.
<i>Unguiculariopsis lettai (sur Evernia prunastri)</i>	Très rare.
<i>Usnea ceratina</i>	Assez commun.
<i>Usnea cornuta</i>	Peu commun.
<i>Usnea esperantiana</i>	Assez commun.
<i>Usnea florida</i>	Peu commun.
<i>Usnea intermedia</i>	Commun.
<i>Usnea rubicunda</i>	Assez commun.
<i>Usnea substerilis</i>	Assez peu rare.
<i>Vouauiella lichenicola</i>	Commun.
<i>Zythia resiniae</i>	Assez commun.

A.5 – Liste des espèces végétales échantillonnées dans la vallée du Ciron en 2021

FAMILLE	ESPECE
<i>Adoxacees</i>	<i>Sombucus nigra</i>
<i>Adoxacees</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Apiacees</i>	<i>Conopodium majus</i>
<i>Apiacees</i>	<i>Oenanthe crocata</i>
<i>Apiacees</i>	<i>Sanicula europea</i>
<i>Aquifoliacees</i>	<i>Ilex aquifolium</i>
<i>Aracees</i>	<i>Arum italicum</i>
<i>Araliacees</i>	<i>Hedera helix</i>
<i>Asparagacees</i>	<i>Muscaria comosa</i>
<i>Asparagacees</i>	<i>Polygonatum odoratum</i>
<i>Asparagacees</i>	<i>Ruscus aculeatus</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Achillea millefolium</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Centaurea nigra</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Erigeron canadensis</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Hieracium umbellatum</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Lampasana communis</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Senecio sylvatica</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Solidago virgorea</i>
<i>Asteracees</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Betulacees</i>	<i>Alnus glutinosa</i>
<i>Betulacees</i>	<i>Betula pendula</i>
<i>Betulacees</i>	<i>Betula pubescens</i>
<i>Betulacees</i>	<i>Carpinus betulus</i>
<i>Betulacees</i>	<i>Corylus avellana</i>
<i>Boraginacees</i>	<i>Myosotis palustris</i>
<i>Boraginacees</i>	<i>Pulmonaria longifolia</i>
<i>Brassicacees</i>	<i>Alliaria petiolata</i>
<i>Brassicacees</i>	<i>Cardamine pratense</i>
<i>Brassicacees</i>	<i>Cardamine hirsuta</i>
<i>Brassicacees</i>	<i>Cardamine impatiens</i>
<i>Brassicacees</i>	<i>Sinapsis nigra</i>
<i>Campanulacees</i>	<i>Jasione montana</i>
<i>Caprifoliacees</i>	<i>Lonicera periclymenum</i>
<i>Caprifoliacees</i>	<i>Valeriana dioica</i>
<i>Caprifoliacees</i>	<i>Valeriana locusta</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Arenaria montana</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Moeringia trinervis</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Saponaria officinalis</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Stellaria alsine</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Caryophyllacees</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Celastracees</i>	<i>Euonimus europeus</i>
<i>Cistacees</i>	<i>Halimium allissoides</i>
<i>Cornacees</i>	<i>Cornus sanguinea</i>
<i>Cupressacees</i>	<i>Juniperus communis</i>
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex arenaria</i>
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex digitata</i>
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex flaca</i>

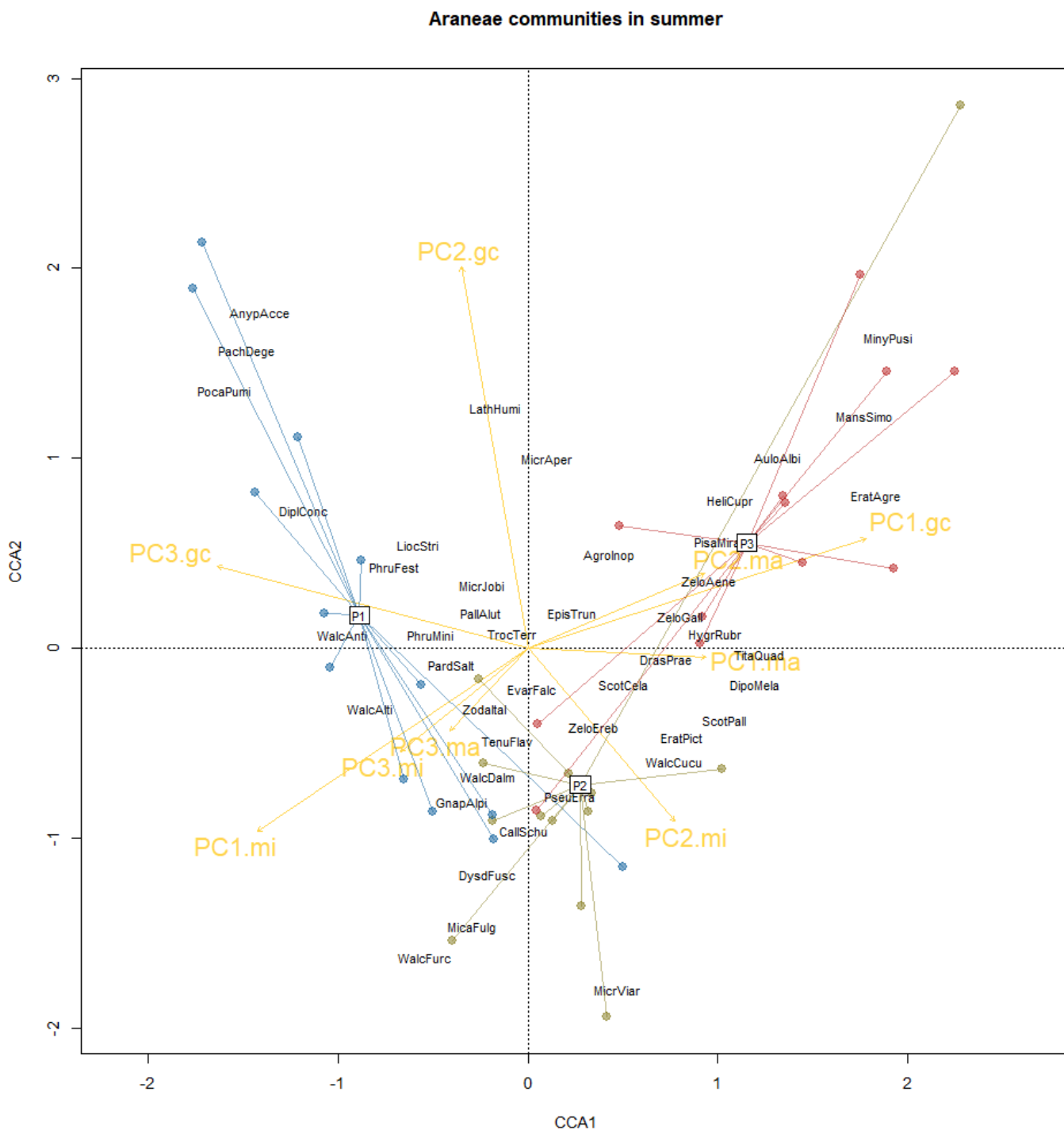
FAMILLE	ESPECE
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex paniculata</i>
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex pillulifera</i>
<i>Cyperacees</i>	<i>Carex sylvatica</i>
<i>Dennstaedtiacees</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>
<i>Dioscoreacees</i>	<i>Dioscorea communis</i>
<i>Dryopteridacees</i>	<i>Athyrium filixfemina</i>
<i>Dryopteridacees</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Ericacees</i>	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Ericacees</i>	<i>Erica cinerea</i>
<i>Ericacees</i>	<i>Erica scoparia</i>
<i>Ericacees</i>	<i>Erica tetralix</i>
<i>Euphorbiacees</i>	<i>Euphorbia amygdaloides</i>
<i>Euphorbiacees</i>	<i>Euphorbia angulata</i>
<i>Euphorbiacees</i>	<i>Euphorbia dulcis</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Cytisus scoparius</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Lathyrus linifolius</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Lathyrus sylvestris</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Fabacees</i>	<i>Ulex europaeus</i>
<i>Fagacees</i>	<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Fagacees</i>	<i>Quercus pubescens</i>
<i>Fagacees</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>
<i>Fagacees</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Geraniacees</i>	<i>Geranium robertianum</i>
<i>Hypericacees</i>	<i>Hypericum perforatum</i>
<i>Hypericacees</i>	<i>Hypericum pulchrum</i>
<i>Iridacees</i>	<i>Iris pseudacorus</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Juncus effusus</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Luzula campestris</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Luzula forsteri</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Luzula multiflora</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Luzula pilulosa</i>
<i>Joncacees</i>	<i>Luzula sylvatica</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Ajuga reptans</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Betonica officinalis</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Glechoma hederacea</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Lamiastrum galeobdolon</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Scutellaria minor</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Stachys sylvatica</i>
<i>Lamiacees</i>	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Malvacees</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Oleacees</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>
<i>Oleacees</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>
<i>Onagracees</i>	<i>Circaea lutetiana</i>
<i>Orobanchacees</i>	<i>Melampyrum pratense</i>
<i>Orobanchacees</i>	<i>Orobanche hederæ</i>
<i>Phytolaccacees</i>	<i>Phytolacca americana</i>
<i>Pinacees</i>	<i>Pinus pinaster</i>

Suite sur la page suivante ...

... Suite et fin de la liste des espèces végétales

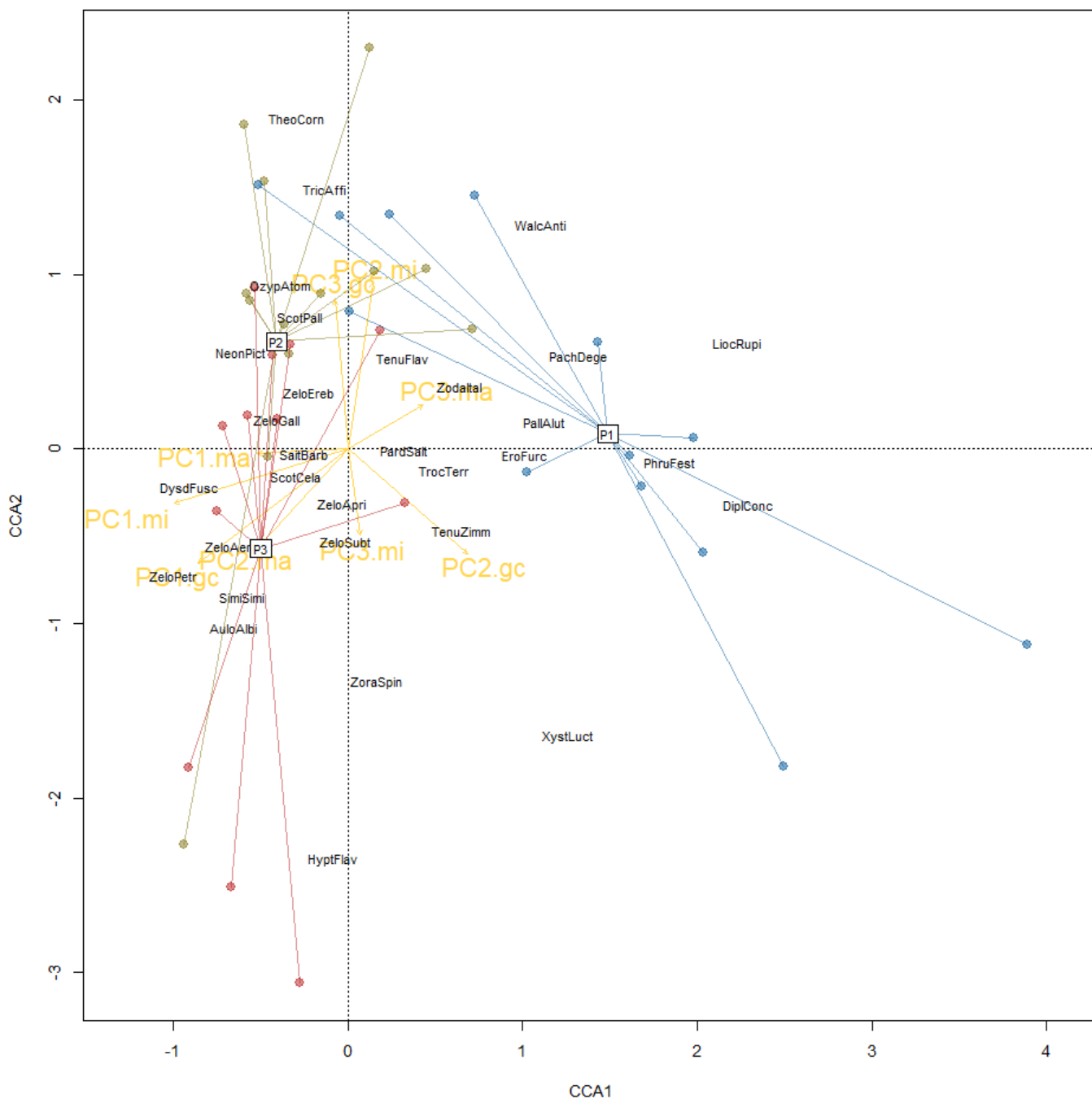
FAMILLE	ESPECE
<i>Plantaginacees</i>	<i>Linaria repens</i>
<i>Plantaginacees</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Plantaginacees</i>	<i>Veronica montana</i>
<i>Poacees</i>	<i>Agrostis capillaris</i>
<i>Poacees</i>	<i>Agrostis curtisii</i>
<i>Poacees</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>
<i>Poacees</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
<i>Poacees</i>	<i>Brachypodium sylvaticum</i>
<i>Poacees</i>	<i>Bromopsis erecta</i>
<i>Poacees</i>	<i>Bromus ramosus</i>
<i>Poacees</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Poacees</i>	<i>Danthonia decumbens</i>
<i>Poacees</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>
<i>Poacees</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>
<i>Poacees</i>	<i>Festuca heterophylla</i>
<i>Poacees</i>	<i>Festuca ovina</i>
<i>Poacees</i>	<i>Holcus lanatus</i>
<i>Poacees</i>	<i>Holcus mollis</i>
<i>Poacees</i>	<i>Melica uniflora</i>
<i>Poacees</i>	<i>Molinia caerulea</i>
<i>Poacees</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Poacees</i>	<i>Poa nemoralis</i>
<i>Poacees</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>Poacees</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Poacees</i>	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i>
<i>Poacees</i>	<i>Schedonorus arundinacea</i>
<i>Poacees</i>	<i>Festuca gigantea</i>
<i>Polygonacees</i>	<i>Fallopia dumentorum</i>
<i>Polygonacees</i>	<i>Polygonum amphibium</i>
<i>Polygonacees</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Polygonacees</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Polygonacees</i>	<i>Rumex sanguinus</i>
<i>Polypodiacees</i>	<i>Polypodium vulgare</i>

FAMILLE	ESPECE
<i>Primulacees</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Primulacees</i>	<i>Primula veris</i>
<i>Primulacees</i>	<i>Primula vulgaris</i>
<i>Renonculacees</i>	<i>Anemone nemorosa</i>
<i>Renonculacees</i>	<i>Aquilegia vulgare</i>
<i>Renonculacees</i>	<i>Clematis vitalba</i>
<i>Renonculacees</i>	<i>Ficaria verna</i>
<i>Renonculacees</i>	<i>Helleborus foetidus</i>
<i>Rhamnacees</i>	<i>Frangula alnus</i>
<i>Rhamnacees</i>	<i>Rhamnus cathartica</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Agrimonia eupatorium</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Crataegus monogyna</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Fragaria vesca</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Potentilla erecta</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Potentilla montana</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Prunus spinosa</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Rosa arvensis</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Rubus fruticosus</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Rubus ulmifolia</i>
<i>Rosacees</i>	<i>Sorbus torminalis</i>
<i>Rubiacees</i>	<i>Cruciata glabra</i>
<i>Rubiacees</i>	<i>Cruciata laevipes</i>
<i>Rubiacees</i>	<i>Gallium aparine</i>
<i>Rubiacees</i>	<i>Gallium palustre</i>
<i>Rubiacees</i>	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Salicacees</i>	<i>Populus tremula</i>
<i>Salicacees</i>	<i>Salix atrocinerea</i>
<i>Sapindacees</i>	<i>Acer campestre</i>
<i>Scrophulariacees</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Ulmacees</i>	<i>Ulmus minor</i>
<i>Urticacees</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Violacees</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>
<i>Violacees</i>	<i>Viola riviniana</i>
<i>Xanthorrhoeacees</i>	<i>Simethis mattiazzii</i>

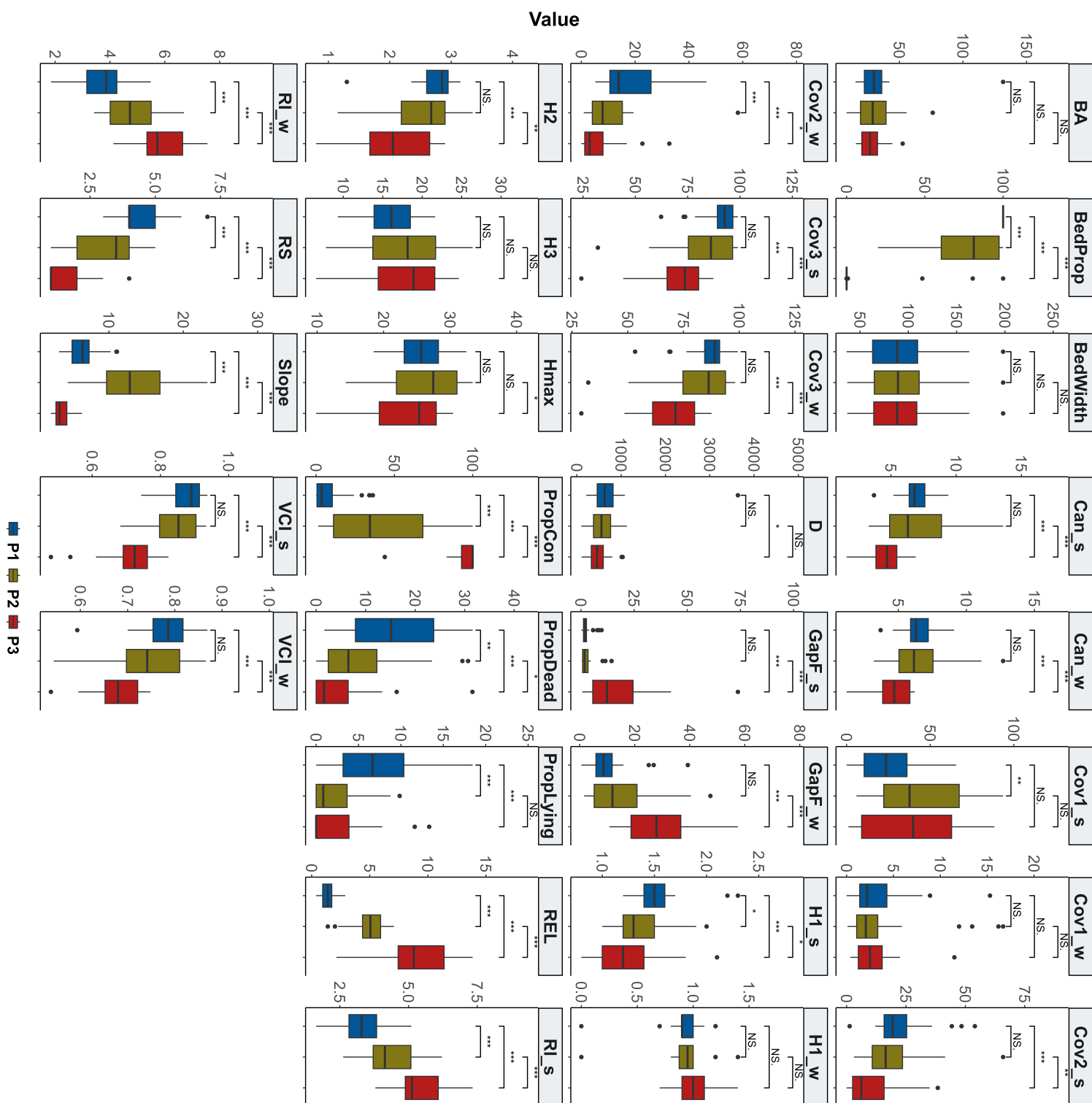


A.6 – Triplot représentant la relation entre assemblages d'araignées et métriques synthétiques associées aux microhabitats du sol dans les différents placettes étudiées pour la saison estivale. Les noms d'espèces ont été abrégés en prenant les 4 premières lettres du genre et les 4 premières de l'espèce. La priorité d'affichage pour les espèces s'est faite en fonction de leur abondance. Les variables "PC" sont issues des ACP réalisées sur les différents composants permettant de caractériser les microhabitats du sol. Les variables contenant ".gc" correspondent au recouvrement du sol, celles contenant ".mi" à la micro-structure et celles contenant ".ma" aux éléments structurants locaux

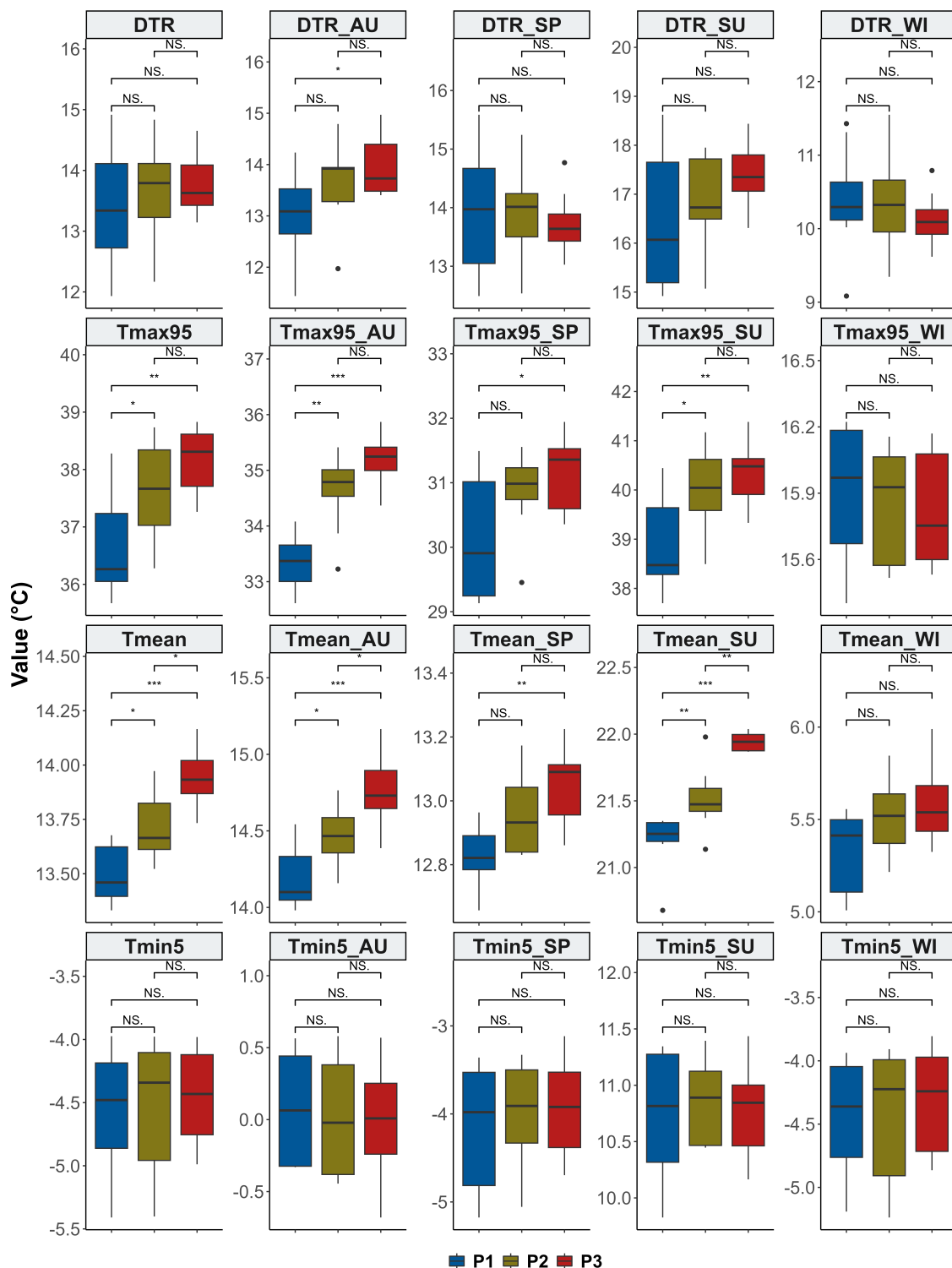
Araneae communities in autumn



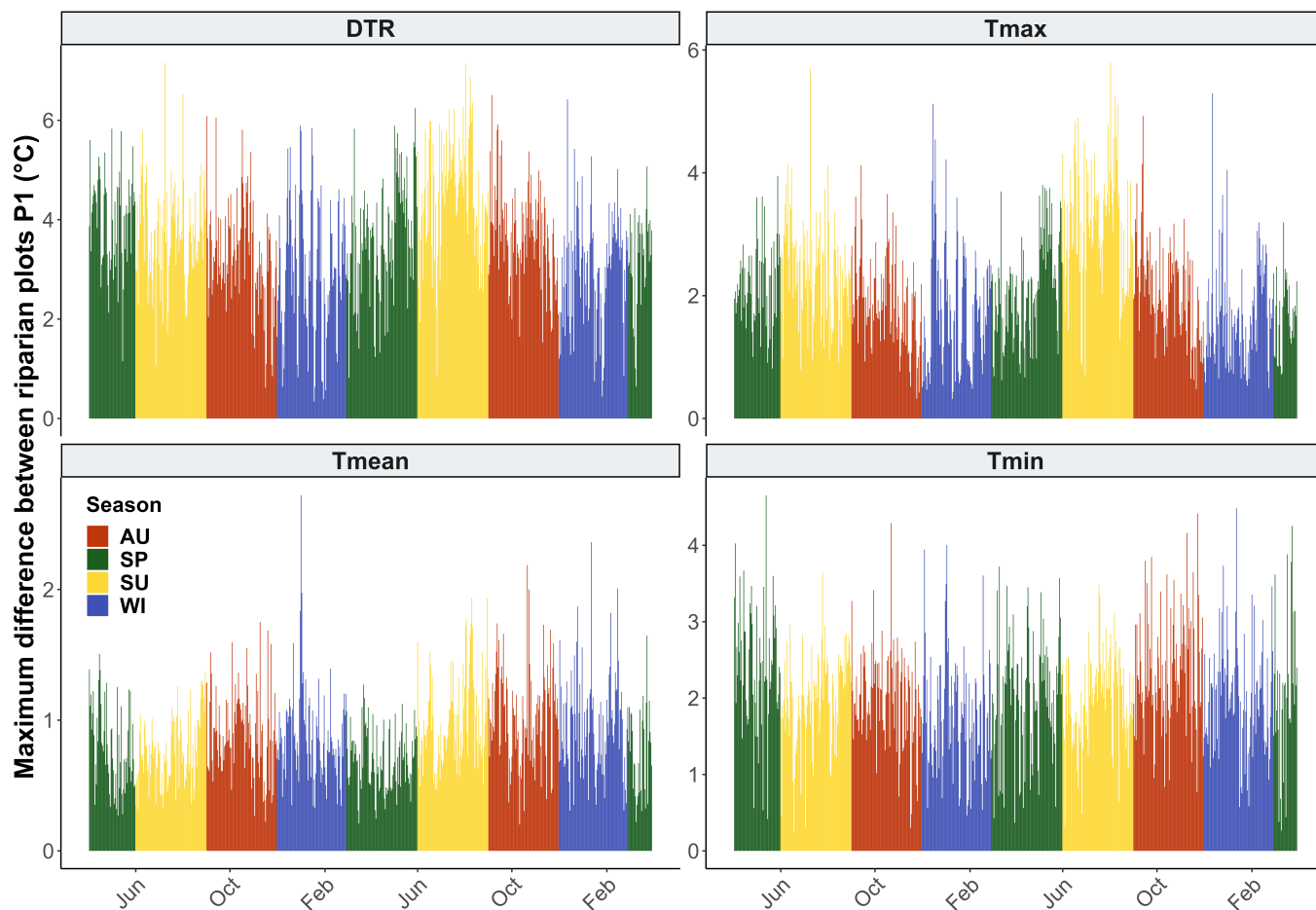
A.7 – Triplot représentant la relation entre assemblages d'araignées et métriques synthétiques associées aux microhabitats du sol dans les différents placettes étudiées pour la saison automnale. Les noms d'espèces ont été abrégés en prenant les 4 premières lettres du genre et les 4 premières de l'espèce. La priorité d'affichage pour les espèces s'est faite en fonction de leur abondance. Les variables "PC" sont issues des ACP réalisées sur les différents composants permettant de caractériser les microhabitats du sol. Les variables contenant ".gc" correspondent au recouvrement du sol, celles contenant ".mi" à la micro-structure et celles contenant ".ma" aux éléments structurants locaux



A.8 – Comparaison des types de placettes (P1, P2, P3) pour les différents variables de structure tridimensionnelle et de composition forestière. Les astérisques correspondent au niveau de significativité des tests post-hoc de Dunn (* pour $p \leq 0.05$, ** pour $p \leq 0.01$, *** pour $p \leq 0.001$, et **** pour $p \leq 0.0001$)



A.9 – Comparaison des types de placettes (P1, P2, P3) pour les différents variables microclimatiques annuelles et saisonnières pour l'année 2022. Les boxplots A,B,C,D représentent les différences entre peuplements pour les variables annuelles, les boxplots E à T représentent les différences pour chacune des saisons (SP = printemps, SU = été, AU = automne, WI = hiver). Les astérisques correspondent au niveau de significativité des tests post-hoc de Dunn (* pour $p \leq 0.05$, ** pour $p \leq 0.01$, *** pour $p \leq 0.001$, et **** pour $p \leq 0.0001$)



A.10 – Écart maximal (en °C) pouvant être observé entre deux placettes P1 pour une même journée, entre le 01.04.2021 et le 31.03.2023, pour les différentes variables microclimatiques journalières étudiées (Tmin, Tmax, Tmean, DTR).

A.11 – Présentation de la station météorologique du Ciron installée en 2019 à Bernos-Beaulac, pour une durée conventionnelle de 5 ans. Les informations suivantes ont été renseignées par R. Segura, Y. Mellerin et P. Bordenave dans un document disponible au sein de l'unité BIOGECO

Données GPS	Latitude : 44.381806° Longitude : -0.256791° Altitude : 97m
Equipements	CR1000 Campbell scientifique Panneau solaire et batterie pour autonomie Modem GPRS pour transmission des données, abonnement M2M orange Vaisala HMP155A (Température et humidité relative) Capteur capacitif Vaisala PTB110 (Pression atmosphérique) Pyranomètre CMP6 Kipp and Zonen (Rayonnement) Leaf wetness, mettler group, ancien Decagon (Humidité de la feuille) Pluviomètre à auget basculant RM Young (Pluviométrie) Anémomètre sonci 2D OPT1 (Vitesse et direction du vent)
Acquisition des données	Scan des différents capteurs toutes les 5 secondes 1 fichier avec enregistrement toutes les 15 minutes 1 fichier horaire 1 fichier journalier Données transférées par transmission GPRS toutes les 24h