

Etude de la diversité des coléoptères au sein des forêts en réserves biologiques intégrales du Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse.

Auteur : Campeol, Marion

Promoteur(s) : Dufrêne, Marc; Bourdouxhe, Axel

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24215>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

**ETUDE DE LA DIVERSITÉ DES COLÉOPTÈRES
AU SEIN DES FORÊTS EN RÉSERVES
BIOLOGIQUES INTÉGRALES DU PARC
NATIONAL DE L'ENTRE-SAMBRE-ET-MEUSE**

CAMPEOL MARION

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DUFRÊNE MARC ET BOURDOUXHE AXEL

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs·trices membre du personnel enseignant de GxABT.

**ETUDE DE LA DIVERSITÉ DES COLÉOPTÈRES
AU SEIN DES FORÊTS EN RÉSERVES
BIOLOGIQUES INTÉGRALES DU PARC
NATIONAL DE L'ENTRE-SAMBRE-ET-MEUSE**

CAMPEOL MARION

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DUFRÊNE MARC ET BOURDOUXHE AXEL

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mes promoteurs qui m'ont encadrée dans ce travail de fin d'études. Je remercie le professeur Marc Dufrêne de s'être rendu disponible lorsque j'avais des questions à Virelles, d'avoir pu rapidement pour me proposer un sujet très enrichissant, ainsi que pour ses conseils et sa relecture ces dernières semaines. Je remercie également Axel Bourdouxhe pour son appui et ses retours tout au long de ce projet.

Je remercie les différentes personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain ou en laboratoire : Sébastien Steels, Valentin Claes et Hugo Résimont, Nicolas Dupont et Anthony Rouabah. Une attention toute particulière à Sébastien qui m'a accompagnée sur plusieurs mes longues journées de terrain ; et à Nicolas qui a passé son mardi des brouettes à mes côtés au fin fond de la Belgique pour monter des pièges.

Je tiens également à remercier Julien Peteers qui, de part à son expérience, m'a conseillé à de nombreuses reprises pour les terrains, le laboratoire et les analyses.

Merci à mes camarades du BP, sans qui les pauses de midi dans la cour d'honneur à jouer au frisbee n'auraient pas été aussi drôles. Merci pour le partage de conseils, le soutien lors des moments de doute et les « dernières soirées » à l'AG. Merci à mes amis gembloutois, que dis-je, famille gembloutoise avec qui j'ai passé les plus belles années de ma vie à rire et à danser. Un merci particulier à Eline, qui m'a épaulée depuis la première minute où nous sommes devenues amies. Je la remercie pour sa compagnie au laboratoire, ses nombreux conseils, sa disponibilité et son immense soutien ces derniers mois.

Je voulais remercier l'équipe de Virelles qui m'a chaleureusement accueillie pendant les deux premiers mois de mon TFE, merci de m'avoir transmis votre passion.

Je tiens à remercier mes parents qui m'ont soutenue et encouragée tout au long de mon cursus et qui m'ont permis de vivre pleinement ces magnifiques études. Merci à mon frère pour sa rigueur scientifique, sa disponibilité, sa patience et son aide de ma première session d'examen jusqu'à la relecture de ce travail. Je remercie également Chloé pour son écoute et son réconfort. Enfin, merci à Anthony, pour sa patience et son soutien infailible durant ces six années et pour celles à venir.

Je me sens chanceuse d'avoir réalisé mes études à Gembloux. Je resterai nostalgique de ces belles années, reconnaissante des connaissances qu'elles m'ont apportées et des personnes passionnées que j'y ai rencontrées.

Résumé

Les écosystèmes forestiers ont subi d'importantes pressions anthropiques ces dernières décennies au niveau mondial, entraînant une réduction de leur surface et une simplification de leur structure. En Belgique, l'une des mesures mises en place pour y remédier est la création de réserves biologiques intégrales (RBI) où les pratiques sylvicoles sont suspendues pour laisser place à la libre évolution. Cette dernière est un mode de conservation des milieux naturels favorisant le retour spontané des processus naturels et l'installation de nombreuses espèces. Le niveau de naturalité de ces forêts peut être évalué par l'identification d'espèces indicatrices, notamment les coléoptères saproxyliques et les Carabidae.

Réalisée dans le cadre de l'élaboration d'un protocole de suivi des RBI du Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, l'objectif principal de cette étude est d'effectuer un état des lieux des RBI à partir de données sur les familles de coléoptères, les espèces de Cerambycidae et de Carabidae. Les insectes sont collectés dans 21 RBI et 9 forêts exploitées au moyen de cinq pièges à fosses et un piège à vitre par site durant cinq semaines.

Tout d'abord, les composantes environnementales des RBI n'ont pas montré de différence significative avec celles des forêts exploitées. Ensuite, le lien entre la structure des communautés et la gestion à partir d'ordonnations non contraintes (ACP et PCoA) et contraintes (RDA et CAP) sur les indices de richesse, indice de diversité et sur l'abondance s'est également révélé non significatif tant pour les coléoptères en général que pour les espèces de Cerambycidae et de Carabidae. Cette absence de différenciation pourrait s'expliquer par l'immaturité des RBI, l'influence des gestions précédentes, la durée limitée de l'échantillonnage pour ce TFE ou encore la présence d'espèces non forestières dans les captures.

Ces résultats suggèrent que les RBI étudiées se trouvent à un stade initial de libre évolution, sans différenciation marquée par rapport aux forêts exploitées.

Abstract

Forest ecosystems have been under significant anthropogenic pressure in recent decades worldwide, leading to a reduction in their area and a simplification of their structure. In Belgium, one of the measures put in place to remedy this is the creation of integral biological reserves (« RBI ») where forestry practices are suspended to allow the spontaneous return of natural processes and the establishment of numerous species. The level of naturalness of these forests can be assessed by identifying indicator species, in particular saproxylic beetles and Carabidae.

Conducted as part of the development of a monitoring protocol for RBI in the Entre-Sambre-et-Meuse National Park, the main objective of this study is to assess the status of RBI based on data on beetle families, Cerambycidae and Carabidae species. Insects were collected in 21 RBI and 9 managed forests using five pitfall traps and one window trap per site over a period of five weeks.

Firstly, the environmental components of the RBI did not show any significant difference from those of the managed forests. Secondly, the relationship between community structure and management assessed through unconstrained (PCA and PCoA) and constrained (RDA and CAP) ordinations based on richness and diversity indices and abundance was also found to be insignificant for both beetles in general and Cerambycidae and Carabidae species. This lack of differentiation could be explained by the immaturity of the RBI, the influence of past management practices, the limited sampling period for this thesis, or the presence of non-forest species in the catches.

These results suggest that the RBI studied are at an early stage of their free development, with no marked differentiation from managed forests.

Table des matières

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Table des figures	v
Table des tableaux.....	vii
Liste des abréviations.....	viii
1. Introduction.....	1
1.1. Les écosystèmes forestiers	1
1.2. Réserve biologique intégrale	2
1.3. Libre évolution	3
• Bois mort	5
• Dendromicrohabitats	5
1.4. Arthropodes en tant que bioindicateur.....	6
• Insectes saproxyliques	6
• Carabidae.....	7
1.5. Parc national de l'Entre-Sambre-et-Meuse.....	8
1.6. Objectifs	9
2. Matériel et Méthode.....	10
2.1. Zone d'étude.....	10
2.2. Sélection des points d'échantillonnage.....	10
2.3. Installation des pièges.....	12
2.4. Récoltes des pièges.....	13
2.5. Identification.....	14
2.6. Analyses statistiques.....	15
• Mise en place des données	15
• Diversité Alpha.....	16
• Diversité Beta	17
• Identification par groupe fonctionnel	18
3. Résultats.....	19
3.1. Analyse des composantes environnementales.....	19
3.2. Analyse des familles de coléoptères.....	20
3.3. Analyse des espèces de la famille des Cerambycidae par piège à vitre	31
3.4. Analyse des espèces de la famille des Carabidae par piège à fosse	35
4. Discussion.....	41
4.1. Composantes environnementales	41
4.2. Structure des communautés de Coléoptères	41
4.3. Structure des communautés d'espèces saproxyliques	43
4.4. Structure des communautés de Carabidae	43
5. Perspectives.....	44

6.	Conclusion	45
7.	Contribution personnelle.....	45
8.	Bibliographie.....	46
9.	Annexes	52

Table des figures

Figure 1. Comparaison entre le cycle d'évolution naturelle d'une forêt et le cycle imposé par la sylviculture. D'après (Larrieu and Gosselin, 2015)	4
Figure 2. Evolution de la complexité écosystémique au cours du temps. D'après : (Morel and Chollet, 2021)	4
Figure 3. Distinction entre les zones nodales et les zones de développement du Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse.	8
Figure 4. Répartition des réserves intégrales biologiques (RBI) du Parc National d'Entre-Sambre-et-Meuse en fonction des zones naturelles.	10
Figure 5. Répartition des placettes d'inventaires au sein du PNESEM.	11
Figure 6. A – Photo d'un piège à vitre sur le terrain. B - Schéma d'un piège à vitre. D'après : (Nageleisen and Bouget, 2009), modifié.	12
Figure 7. A – Photo d'un piège à fosse sur le terrain. B - Schéma d'un piège à fosse.	12
Figure 8. Schéma de la disposition des pièges sur le terrain.	13
Figure 9. Nombre des pièges à fosse selon les relevés de terrain (1 ou 2) et selon l'état (endommagé ou opérationnel) sur les différentes placettes.	13
Figure 10. A - Tamis d'une maille de 1mm avec le contenu d'un pilulier. B - Pilulier doublement annoté.	14
Figure 11. Identification aux binoculaires d'un <i>Elaphrus cupreus</i> capturé sur la placette numéro 17 lors du premier relevé.	14
Figure 12 : Représentation graphique de l'ACP basée sur les composantes environnementales.	19
Figure 13. Représentation graphique de la RDA basée sur les composantes environnementales contrainte par le statut.	19
Figure 14. Nombre d'individus piégés par groupe taxonomique sur les trente placettes par relevé.	20
Figure 15. Nombre d'individus piégés par famille de coléoptères sur les trente placettes par relevé.	20
Figure 16. Distribution des placettes selon les indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des familles de coléoptères capturés par piège à fosse.	21
Figure 17. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à fosse des Coléoptères sur les placettes.	22
Figure 18. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à fosse.	22
Figure 19. Représentation graphique de la RDA basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à fosse et contrainte par les variables environnementales.	23
Figure 20. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à fosse.	24
Figure 21. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à fosse et contrainte par le statut.	25
Figure 22. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des familles de coléoptères capturés par piège à vitre.	26

Figure 23. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à vitre des Coléoptères sur les placettes.	26
Figure 24. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à vitre.	27
Figure 25. Représentation graphique de la RDA basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à vitre et contraintes par les variables environnementales.	28
Figure 26. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptères capturées par piège à vitre.	29
Figure 27. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à vitre et contrainte par le statut.	30
Figure 28. Nombre d'individus par espèces de Cerambycidae sur les vingt placettes par relevé.	31
Figure 29. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des Cerambycidae capturés par piège à vitre.	31
Figure 30. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à vitre des Cerambycidae sur les placettes.	32
Figure 31. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses en Cerambycidae capturés par piège à vitre	32
Figure 32. Représentation graphique de la RDA sur les indices de diversité et richesses en Cerambycidae capturées par piège à vitre.	33
Figure 33. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Cerambycidae capturés par piège à vitre.	34
Figure 34. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des Cerambycidae capturées par piège à vitre et contrainte par le statut.	35
Figure 35. Nombre d'individus par espèces de Carabidae sur les trente placettes par relevé.	35
Figure 36. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des Carabidae capturés par piège à fosse.	36
Figure 37. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à fosse des Carabidae sur les placettes.	36
Figure 38. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses en Carabidae capturés par piège à fosse.	37
Figure 39. Représentation graphique de la RDA sur les indices de diversité et richesses en Carabidae capturées par piège à fosse.	38
Figure 40. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Carabidae capturés par piège à fosse.	39
Figure 41. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Carabidae capturés par piège à fosse et contrainte par le statut. ...	40

Table des tableaux

Tableau 1. Proportion des placettes par type de VNP.	11
Tableau 2. Proportion des placettes par type de station.	15
Tableau 3 : Distinction des jeux de données utilisés dans les analyses.	15
Tableau 4. Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP des coléoptères capturés par piège à fosse.	23
Tableau 5. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des coléoptères capturés par piège à fosse.	24
Tableau 6. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la PCoA des coléoptères capturés par piège à fosse.	25
Tableau 7. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la CAP des coléoptères capturés par piège à fosse.	25
Tableau 8. Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP des coléoptères capturés par piège à vitre	27
Tableau 9. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des coléoptères capturés par piège à vitre.	28
Tableau 10. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la PCoA des coléoptères capturés par piège à vitre.	29
Tableau 11. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la CAP des coléoptères capturés par piège à vitre.	30
Tableau 12. Abondance des groupes fonctionnels selon le statut des placettes.	30
Tableau 13. Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP des Cerambycidae capturés par piège à vitre.	33
Tableau 14. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des Cerambycidae capturés par piège à vitre.	34
Tableau 15. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la PCoA des Cerambycidae capturés par piège à vitre.	34
Tableau 16. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la CAP des Cerambycidae capturés par piège à vitre.	35
Tableau 17. Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP des Carabidae capturés par piège à fosse.	37
Tableau 18. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des Carabidae capturés par piège à fosse.	38
Tableau 19. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la PCoA des Carabidae capturés par piège à fosse.	39
Tableau 20. Corrélations entre les variables et les axes principaux de la CAP des Carabidae capturés par piège à fosse.	40

Liste des abréviations

ACP : Analyse en composantes principales

CAP : Analyse canonique des coordonnées principales

GHA : Surface terrière par hectare

GLM : Modèle linéaire généralisé

ha : Hectare(s)

NH : Niveau hydrique

NHA : Nombre de tiges à l'hectare

NT : Niveau trophique

PCoA : Analyse en coordonnées principales

PN : Parc National

PNESEM : Parc national de l'Entre-Sambre-et-Meuse

RDA : Analyse de redondance

RBI : Réserve biologique intégrale

VHA : Volume sur pied par hectare

VNP : Végétations naturelles potentielles

1. Introduction

1.1. Les écosystèmes forestiers

Actuellement, les forêts couvrent une superficie totale de 4,06 milliards d'hectares dans le monde, soit 31% de la surface de la Terre (FAO, 2021). Elles font partie des écosystèmes les plus riches de la planète (Larrieu and Gonin, 2008; Lindenmayer et al., 2006). En effet, elles fournissent des habitats à la majeure partie de la biodiversité terrestre, soit à 80% des amphibiens, 75% des oiseaux et 68% des mammifères. De plus, elles remplissent de différents services écosystémiques tels que le stockage du carbone, la régulation des précipitations et du climat local et constituent ressource alimentaire, énergétique (bois de chauffage) et économique (l'exploitation du bois) (FAO, 2024).

Depuis des milliers d'années, les forêts jouent un rôle fondamental dans le développement des sociétés humaines en fournissant des ressources essentielles telles que le bois, l'énergie ou des terres agricoles (Drapier et al., 2025; Jacquemin et al., 2014). La production mondiale de bois brut connaît une hausse de 45% depuis 1970, atteignant quatre milliards de mètres cubes en 2017 (Díaz et al., 2019). Cependant, les pressions humaines, cumulées à des facteurs environnementaux, ont conduit à une réduction massive du couvert forestier impactant directement la biodiversité. Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 178 millions d'hectares de forêts ont disparu à l'échelle mondiale entre 1990 et 2020 (FAO, 2021).

En Europe, la forêt a également été intensément exploitée pour ses ressources et déboisée pour l'agriculture. Cela entraîna forte réduction du couvert forestier, ainsi qu'une simplification de la structure et de la composition des peuplements (Grove, 2002). Suite à l'amélioration des pratiques agricoles, la tendance s'inverse et les terres considérées peu productives et peu rentables sont reboisées (Guitton, 1995). Actuellement, les forêts couvrent plus de 35% de la superficie du territoire européen ce qui représente 202 millions d'hectares. Toutefois, cela ne représente que 5% de la surface forestière mondiale (Nailis et al., 2024).

Au 19^{ème} siècle, les forêts belges atteignent la superficie la plus faible jamais enregistrée (Drapier et al., 2025; Jacquemin et al., 2014). Les causes sont multiples et accentuées par l'explosion démographique, l'urbanisation et l'industrialisation. Cela a mené à une intensification de l'agriculture et de l'élevage par déforestation modifiant considérablement le paysage en matrice agricole. Les forêts restantes sont exploitées de manière intensive principalement sous forme de taillis (arbres issus de semis) ou taillis sous futaie (taillis accompagné d'un sous-étage de régénération par des rejets de souches) afin de satisfaire les exigences socio-économiques de l'époque (Jacquemin et al., 2014). Les produits recherchés sont le charbon de bois (pour la sidérurgie), le bois d'œuvre, les traverses de chemins de fer, le bois de mine et les écorces de chêne destinées aux tanneries (Hardy and Dufey, 2015). Suite à la révolution énergétique substituant la houille au charbon de bois, au déclin de l'élevage ovin et à l'augmentation des rendements agricoles, les milieux forestiers subissent progressivement moins de pressions anthropiques (Kervyn et al., 2017). De plus, la création de la loi sur la valorisation des incultes (1847), du premier Code forestier belge (1854) et d'une administration forestière belge (1888) entraînent la Belgique dans une politique de reboisement. Bien que la superficie boisée augmente au 20^{ème} siècle, les essences résineuses sont favorisées pour leur productivité élevée et la facilité de gestion, et cela au détriment des forêts feuillues. En effet, 75 000 ha de ces dernières sont remplacés par des peuplements d'épicéa, de pin sylvestre ou de douglas (Jacquemin et al., 2014).

Aujourd'hui, les forêts occupent 23% du territoire belge soit plus de 700 000 ha. La Wallonie en concentre près de 80%, avec 560 000 ha, soit un tiers de sa superficie (Nailis et al., 2024). Toutefois, les massifs forestiers restent peu diversifiés. En effet, 57% des peuplements sont composés de seulement une ou deux essences (Theyskens et al., 2024) et les peuplements résineux représentent 41,5% des forêts productrices, dont 24,6% sont des pessières (Nailis et al., 2024). A titre de comparaison avec les cartes de Ferraris, seuls 164 000 ha de la surface forestière cartographiée au 18^{ème} siècle subsistent à l'heure actuelle à l'état feuillu. Celles-ci sont qualifiées de « forêts subnaturelles » indiquant le couvert feuillu continu depuis la seconde moitié du 18^{ème} siècle (Drapier et al., 2025; Kervyn et al., 2017).

Des mesures voient récemment le jour en faveur du développement écologique telles que l'application d'une sylviculture moins intensive, la mise en réserve de peuplements forestiers, l'obligation de laisser du bois mort et des arbres d'intérêt biologique en forêt (Direction de l'état environnemental, 2022).

Par ailleurs, l'état de conservation d'un écosystème forestier peut être évalué selon 3 critères. Le premier est défini par l'ancienneté des forêts qui fait référence à la période sans interruption de l'état boisé du milieu. Vient ensuite la maturité qui se caractérise par le développement biologique du peuplement (âge, croissance, strates, microhabitat). Finalement, la dynamique décrit l'évolution du milieu face à des perturbations environnementales d'origine naturelle ou anthropique (compétition, tempête, incendie, changement de structure) (Cateau et al., 2015).

1.2. Réserve biologique intégrale

En Wallonie, des réserves biologiques intégrales (RBI) sont créées dans le but de favoriser le développement de la biodiversité et les processus naturels selon la Loi de la Conservation de la Nature (1973) et le Code forestier (2008) (Drapier et al., 2025).

Conformément aux commentaires de l'article 71 du code forestier, « La mise en place des réserves intégrales implique l'absence de toute forme d'exploitation de manière à permettre le vieillissement de la forêt et l'expression des dynamiques naturelles. (...) Seules sont autorisées des interventions minimales : contrôle du gibier, sécurisation des chemins, organisation de l'accueil du public. Ces zones peuvent éventuellement être érigées en réserve naturelle intégrale ou en réserve forestière au sens de l'article 6 de la loi du 12 juillet 1973 sur la conservation de la nature. » ("Décret relatif au Code forestier," 2008). Ce code, mis en vigueur en 2008, impose la mise en réserve intégrale d'au moins 3% de la surface des forêts feuillues de tous propriétaires publics gérant plus de 100 ha. Néanmoins, aucune information sur la dimension à mettre en réserve n'est prescrite (Forêt & Naturalité, 2016; Heyninck, 2009).

En parallèle, la loi sur conservation de la nature (LCN) précise dans son article 7 que « la réserve naturelle intégrale constitue une aire protégée créée dans le but d'y laisser les phénomènes naturels évoluer selon leurs lois. » ("Loi sur la conservation de la nature," 1973).

La mise en place d'une réserve biologique intégrale permet aux forêts de retrouver leurs processus écologiques, de renforcer leur niveau de naturalité et de restaurer leurs fonctions écosystémiques (Drapier et al., 2025). Elle encourage la conservation d'habitats à haute valeur écologique, des espèces végétales et animales qui y sont inféodées. Cela participe également à la sensibilisation et à la compréhension des dynamiques des milieux naturels sur le plan pédagogique et scientifique (Drapier et al., 2025; Forêt & Naturalité, 2016; Heyninck, 2009). Enfin, elle contribue à limiter les effets négatifs de la fragmentation paysagère à condition que la surface et le nombre ou la répartition des écosystèmes forestiers soient suffisants (Forêt & Naturalité, 2016). Elle est considérée comme l'un des dispositifs permettant l'établissement de la libre évolution suivant la législation wallonne (Drapier et al., 2025).

Plusieurs critères peuvent être pris en compte lors de la désignation d'une réserve dans le but de garantir un réseau cohérent et favorable à la biodiversité sur le long terme. Le premier consiste à tenir compte de la représentativité des habitats et espèces tels que le type de forêt, la rareté de l'habitat, la présence d'espèces menacées. L'agencement spatial constitue un autre critère déterminant en incluant surface suffisante et connectivité. Enfin, le degré de naturalité et qualité écologique des sites peuvent être évalués par l'historique de la forêt, l'âge moyen des arbres, la structure de la végétation et la présence de bois morts et d'arbres d'intérêt biologique (Branquart et al., 2008; Forêt & Naturalité, 2016).

En 2024, les réserves intégrales atteignaient 9 000 ha (Drapier et al., 2025), soit 5,4% de la superficie des forêts feuillues publiques de Wallonie (Forêt & Naturalité, 2022).

1.3. Libre évolution

La libre évolution se définit comme un mode de gestion, de restauration ou de conservation des milieux naturels, qui repose sur l'absence d'intervention humaine afin d'observer le retour spontané des dynamiques naturelles des écosystèmes (régulation des populations, succession écologique). Cette méthode, souvent associée au principe du « laisser-faire », s'oppose à la sylviculture traditionnelle qui contrôle les cycles de développement forestier dans une logique de production ligneuse (Drapier et al., 2025; Larrieu et al., 2022).

En l'absence d'action humaine, les écosystèmes peuvent exprimer pleinement leur potentiel évolutif, favoriser la diversification génétique et restaurer leurs services écosystémiques (Cherel et al., 2023; Drapier et al., 2025). La libre évolution favorise le développement de forêts plurispécifiques et pluristratifiées avec une hétérogénéité verticale et horizontale des peuplements, de la régénération naturelle ainsi que d'une densité et diversité élevées d'habitats tels que les bois morts et les dendromicrohabitats (habitats de petite taille liés au bois) (Cherel et al., 2023; Larrieu et al., 2022). Ces facteurs permettent également aux forêts de devenir plus résilientes et robustes face aux changements climatiques (Cherel et al., 2023).

Les forêts en libre évolution jouent un rôle écologique crucial. Premièrement, elles offrent un refuge à de nombreuses espèces forestières (Cherel et al., 2023) ou menacées (Drapier et al., 2025) notamment grâce à la présence de dendromicrohabitats et de bois mort. En effet, en tant qu'habitat ou ressources alimentaires, ces structures profitent aux coléoptères saproxyliques et carabidés, autres invertébrés, champignons, bryophytes, lichens, oiseaux et mammifères (Drapier et al., 2025; Larrieu and Gosselin, 2015). Les forêts non exploitées possèdent une richesse spécifique supérieure à celles des forêts gérées (Drapier et al., 2025; Parmain, 2015). Deuxièmement, elles contribuent à l'atténuation du changement climatique tant à l'échelle locale comme tampon climatique en réfléchissant la lumière, en maintenant l'humidité et en limitant la transmission de chaleur (Cherel et al., 2023; Larrieu et al., 2022), qu'à l'échelle globale par les services écosystémiques rendus tels que le stockage du carbone ou la régulation hydrique (Cherel et al., 2023; Watson et al., 2018). Troisièmement, elles permettent une meilleure compréhension des processus écologiques en vue d'améliorer notre gestion (Bauhus et al., 2009). Enfin, les forêts en libre évolution possèdent une valeur patrimoniale et intrinsèque (Moore, 2007).

Les forêts en libre évolution peuvent réaliser l'entièreté de leur cycle sylvigénétique (Morel and Chollet, 2021). Ce terme désigne le cycle d'évolution naturelle d'une forêt en l'absence de perturbation anthropique (Schnitzler, 1997). Selon l'essence et le contexte, le cycle s'établit sur 300 à 400 ans, suivant 5 phases : la croissance, l'apogée, la désintégration, la régénération et l'établissement (Figure 1) (Larrieu and Gosselin, 2015). Il existe deux types de cycle d'évolution naturelle d'une forêt : la sylvigénèse à dynamique douce et la sylvigénèse à dynamique catastrophique (Gilg, 2004). La sylvigénèse douce alterne des stades d'accroissement par le développement des peuplements, d'optimum durant lequel la situation se stabilise et de régénération par le rajeunissement du peuplement et dépérissement des vieux arbres (Greslier et al., 1995). La sylvigénèse à événements catastrophiques se base sur une sylvigénèse douce à laquelle s'ajoutent des perturbations de grande ampleur (tempêtes, incendies), qui mènent à une réinitialisation du cycle. Dans les larges trouées nouvellement créées par ces perturbations, se développent des espèces héliophiles pionnières suivies des espèces sciaphiles (Parmain, 2015).

A contrario, les cycles des peuplements exploités sont très courts. La phase de régénération est rapide et le cycle s'arrête durant la phase de croissance (Larrieu et al., 2022). Cela ne permet pas aux arbres de terminer leur cycle biologique et de se décomposer sur place étant donné que les bois de grand diamètre sont les plus prisés (Fridman and Walheim, 2000). Le retour des processus naturels d'un écosystème forestier se fait de façon progressive après l'abandon des pratiques sylvicoles. Pour atteindre le niveau de naturalité des forêts subnaturelles, cela peut varier d'une centaine d'années pour des futaies irrégulières (peuplement de strates et d'âges diversifiés) et à 500 ans pour des forêts équiennes (peuplement de même strate et âge) (Cateau et al., 2015). Néanmoins, il faut 90 ans pour que la majorité des espèces forestières recolonisent l'écosystème forestier, alors que d'autres mettent plus de 105 ans à s'installer (Bossuyt and Hermey, 2000).

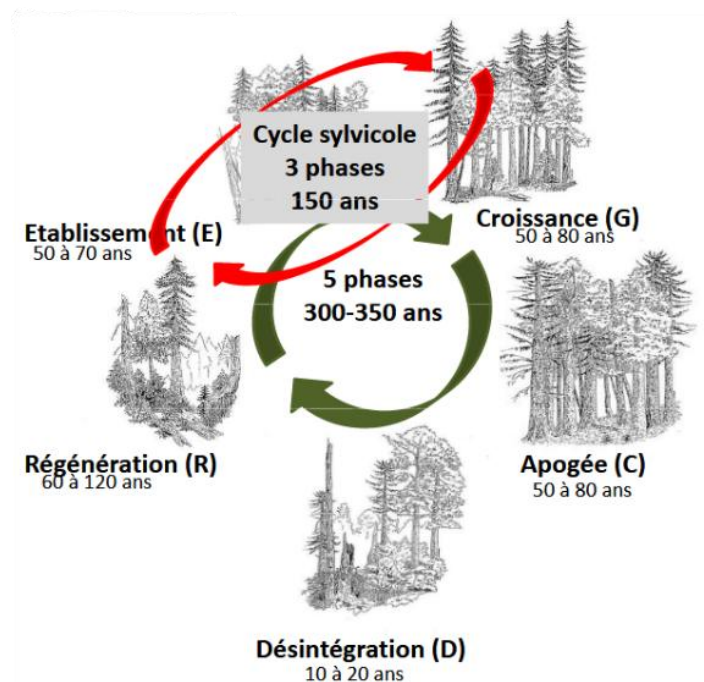


Figure 1. Comparaison entre le cycle d'évolution naturelle d'une forêt et le cycle imposé par la sylviculture. D'après (Larrieu and Gosselin, 2015).

La libre évolution est généralement associée à des concepts similaires tels que la wilderness, la naturalité, la féralité et le rewilding (Drapier et al., 2025) (Figure 2). La wilderness, définie juridiquement en 1964 dans Wilderness Act (Guette et al., 2018) et développée en Europe en 2012 par Wild Europe, caractérise un milieu où règnent les processus naturels sans activités anthropiques. La naturalité est une notion complexe relative à un état naturel ou spontané du milieu, par opposition à un milieu cultivé et artificiel (Schnitzler and Génot, 2020). Elle repose sur trois dimensions à savoir l'intégrité biophysique, la spontanéité et la continuité spatio-temporelle (Guette et al., 2018). La féralité, quant à elle, désigne le retour à l'état sauvage d'un animal ou d'un écosystème lorsque les interventions humaines cessent (Gosselin et al., 2022; Schnitzler and Génot, 2020). Il faut noter qu'un écosystème ne retrouvera jamais exactement l'état qu'il aurait eu s'il n'avait jamais été modifié par l'Homme (Barthod et al., 2022). Enfin, le rewilding, ou réensauvagement, peut être soit passif en laissant un territoire évoluer librement sans intervention humaine, soit actif par la réintroduction d'espèces clés dans le fonctionnement de l'écosystème (espèces « clés de voûte » ou « architectes ») (Barthod et al., 2022; Pettorelli et al., 2019; Schnitzler and Génot, 2020).

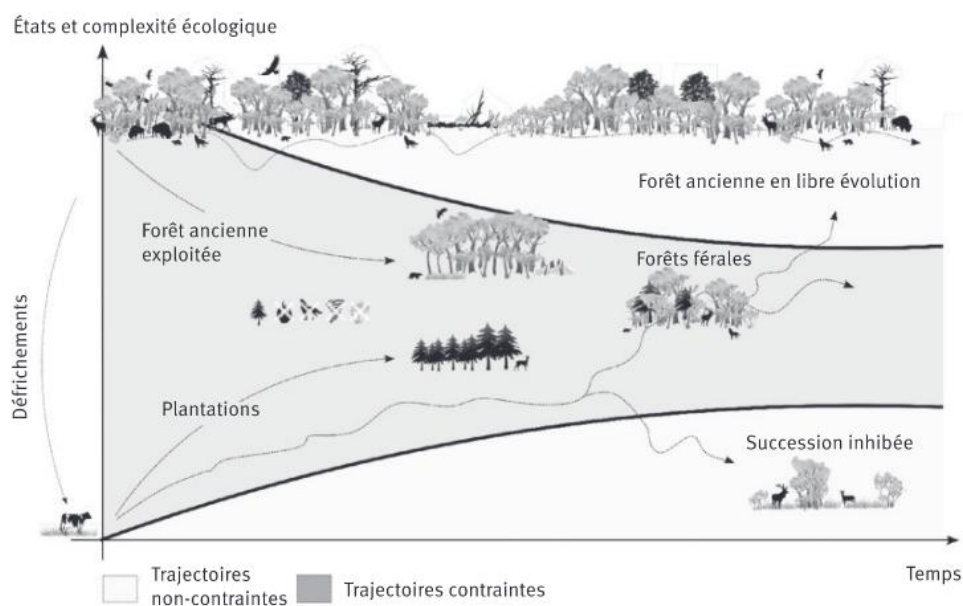


Figure 2. Evolution de la complexité écosystémique au cours du temps. D'après : (Morel and Chollet, 2021)

- **Bois mort**

Le bois mort regroupe les arbres ou parties d'arbres dépériss, qu'ils soient sur pied ou au sol, tels que les rameaux, branches du houppier, tronc, mais également les résidus issus des opérations forestières comme les souches, les branches de houppiers, les sections de tronc (Forêt & Naturalité, 2022; Lachat et al., 2014).

Le bois mort joue un rôle fondamental au sein l'écosystème forestier. Appartenant au cycle sylvigénétique naturel, il assure de multiples fonctions écologiques. Il fournit notamment des services écosystémiques : séquestration du carbone, recyclage des nutriments, apport en matière organique, rétention d'eau, protection des sols contre l'érosion (Bouget, 2007; Christensen et al., 2005; Kraus and Krumm, 2014; Parmain, 2015). En tant que ressources multifonctionnelles, le bois mort représente l'habitat crucial de près d'un quart des espèces forestières au cours de leur cycle de développement (Bouget, 2007; Lachat et al., 2014). Il est utilisé comme habitat, source de nourriture, site de reproduction ou de nidification par une multitude d'organismes : champignons, bryophytes, lichens, invertébrés, oiseaux et mammifères (Lachat et al., 2014; Siitonen, 2001).

La composition en espèce liée au bois mort dépend des différentes caractéristiques de ce dernier telles que l'essence, le volume, le stade de décomposition ainsi que la continuité spatio-temporelle (Bouget, 2007; Lachat et al., 2014). Chaque stade de décomposition est colonisé par un cortège spécifique d'espèces, ce qui souligne l'importance de maintenir une diversité de bois mort de stade de décomposition, de dimension et d'essences différents (Bouget et al., 2013; Lachat et al., 2014). En effet, un grand volume de bois mort offre une grande disponibilité et diversité de ressources et d'habitats, ce qui attire plus d'organismes (Heilmannclausen and Christensen, 2004; Lachat et al., 2014; Müller and Bütler, 2010).

Après avoir été longuement négligé, le bois mort est maintenant considéré comme un indicateur de gestion durable (Bouget, 2007). Il fait partie des neuf indicateurs de la diversité biologique formulés par la Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe (Christensen et al., 2005; Stokland et al., 2004). De ce fait, les pratiques de gestion forestière actuelles visent à en augmenter sa quantité (Stokland et al., 2004). Le volume minimal de bois mort, répondant aux besoins des espèces dépendantes, est estimé à 30m³/ha au sein des forêts feuillues de basse altitude (Direction de l'état environnemental, 2019; Müller and Bütler, 2010). En Wallonie, la législation impose la conservation de deux bois morts par hectare par rotation (Branquart and Liégeois, 1997; Forêt & Naturalité, 2022). L'inventaire forestier wallon montre une évolution progressive du volume de bois mort avec 3.8 m³/ha entre 1994 et 2000, 11.3 m³/ha entre 2001 et 2008, une baisse entre 2008 et 2015 à 9.8 m³/ha. Actuellement, le volume de bois mort moyen atteint 12.3 m³/ha (14.3 m³/ha en forêts feuillues et 9.7 m³/ha en forêts résineuses) ce qui représente 0.65 arbre mort à l'hectare et 4.4% du volume total de bois vivant (Dufrêne, 2025; Dufrêne et al., 2025).

- **Dendromicrohabitats**

Dans un contexte forestier, les microhabitats désignent de petites structures situées sur les arbres morts ou vivants contribuant à l'installation de nombreuses espèces spécialisées (Larrieu, 2014). Ces dendromicrohabitats incluent les cavités, les fentes, les bois morts, les parties cassées, les plages de bois sans écorces ou à écorces décollées, les champignons du bois, les coulées de sève (Larrieu and Gonin, 2008; Michel and Winter, 2009).

L'exploitation forestière influence la quantité et la diversité en dendromicrohabitats disponibles (Michel and Winter, 2009). Plus un arbre possède un grand diamètre, plus il a de chance d'abriter un dendromicrohabitat (Larrieu et al., 2014; Larrieu and Gonin, 2008; Winter and Möller, 2008). De plus, les peuplements non exploités présentent une plus grande richesse en dendromicrohabitats (Larrieu et al., 2012). Selon Larrieu et al. (2014), il est nécessaire de conserver au moins 20 ha de forêts non exploitées d'un seul tenant pour obtenir la diversité totale en microhabitats (Larrieu et al., 2014).

Ces structures sont considérées comme des indicateurs intéressants pour évaluer la biodiversité (Gosselin et al., 2006; Michel and Winter, 2009), car elles offrent un habitat et des ressources à de nombreuses espèces (arthropodes, reptiles, amphibiens, champignons, oiseaux, mammifères) (Larrieu and Gonin, 2008). La présence de microhabitat est positivement corrélée à l'abondance en espèces et aux fonctions écosystémiques (Michel and Winter, 2009).

La présence de microhabitats sur un arbre permet de le classer parmi les arbres d'intérêt biologique, au même titre que les arbres de dimension exceptionnelle. Sous ce statut, un arbre d'intérêt biologique ne sera jamais exploité, sauf s'il présente un danger pour le public ou une valeur économique importante. En Wallonie, la législation impose la conservation d'un arbre d'intérêt biologique pour deux ha par rotation (Branquart and Liégeois, 1997). En 2014, le seuil était atteint avec 1,53/2ha contre 0,96/2ha en 2001 (Direction de l'état environnemental, 2019).

1.4. Arthropodes en tant que bioindicateur

Le monde actuel fait face à une importante perte de biodiversité. Selon le rapport fourni par la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), près d'un million d'espèces animales et végétales sont menacées d'extinction actuellement et durant les décennies à venir (Pascual et al., 2022). Parmi les principales causes du déclin de la biodiversité figurent les activités humaines qui impactent grandement notre environnement telles que la destruction, la dégradation et la fragmentation des habitats, les changements d'occupation du sol, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources et la pollution (Christian, 2023).

Les arthropodes, qui forment le groupe le plus diversifié du règne animal (Iorio et al., 2022), sont affectés par ce déclin (Seibold et al., 2019). Pourtant, ils sont nécessaires au fonctionnement des écosystèmes en tant qu'herbivores, prédateurs, décomposeurs, parasites, pollinisateurs et agents dans la dispersion des graines (Humphrey et al., 1999; Maleque et al., 2006). En milieu forestier, ils constituent 65 à 70% de l'ensemble des espèces (Langor and Spence, 2006).

En raison de leur forte sensibilité aux modifications environnementales, les arthropodes sont considérés comme de précieux indicateurs de la biodiversité et de l'intégrité des écosystèmes (Maleque et al., 2009, 2006). En effet, l'abondance, la diversité et la dynamique des populations dépendent des multiples facteurs environnementaux tels que l'hétérogénéité du milieu, l'intensité des perturbations naturelles ou anthropiques, le degré de fragmentation et d'isolement des massifs forestiers (Maleque et al., 2006). L'identification de ces bioindicateurs peut permettre d'évaluer le niveau de naturalité ou de dégradation d'un écosystème (Langor and Spence, 2006; Maleque et al., 2009). Parmi les arthropodes, certains groupes, considérés comme indicateurs écologiques, font l'objet de nombreuses études, notamment les insectes saproxyliques et les Carabidae.

• Insectes saproxyliques

Du grec *sapros* (pourri) et *xylon* (bois), les espèces saproxyliques désignent les organismes dépendants du bois mort, des arbres sénescents ou d'autres organismes saproxyliques pendant une partie de leur cycle de vie. Ce concept a été défini en 1966 par Dajoz et approfondi par Speight en 1989. Les habitats concernés sont variés allant des arbres morts sur pied ou couchés, aux parties mortes et plaies d'arbres vivants (cavités, pourritures, branches et racines mortes ...), aux souches et bois au sol, aux champignons, mousses et lichens associés à ces arbres (Falk, 2021).

En Europe, 25% des espèces forestières sont considérées comme saproxyliques, incluant des arthropodes, champignons, lichens, mousses, mammifères ... (Bouget, 2007). Les insectes saproxyliques constituent le groupe le plus abondant, le plus diversifié, mais aussi le plus menacé des forêts européennes (Parisi et al., 2022; Stockland et al., 2012). Parmi ceux-ci, les coléoptères représentent 20% des espèces saproxyliques, ce qui en fait le deuxième groupe taxonomique le plus important, après les champignons (30%) (Stokland et al., 2004).

Le déclin des populations d'insectes saproxyliques est en grande partie liée à l'intensification des pratiques sylvicoles (Siitonen, 2001). Les principales menaces sont la fragmentation des peuplements, la diminution des surfaces forestières, la diminution de la diversité des essences et du volume de bois mort (Nageleisen and Bouget, 2009). Ce déclin est confirmé par les listes rouges qui recensent les espèces menacées d'extinction. La région d'Auvergne-Rhône-Alpes comptabilise 194 espèces de coléoptères saproxyliques portant les statuts de vulnérables, en danger ou au bord de l'extinction, soit 27% des espèces locales

(Dodelin and Calmont, 2021). Quant à l'Italie, elle en recense 421 espèces, soit 21% des espèces évaluées sur son territoire (Carpaneto et al., 2015).

La présence de coléoptères saproxyliques constitue un bon indicateur du niveau de perturbation anthropique ou naturelle d'un milieu. En effet, ils reflètent la biodiversité, l'intégrité écologique et la qualité de gestion sylvicole (Bouget et al., 2013; Kraus and Krumm, 2014; Lachat et al., 2014; Parmain, 2015). Ces espèces présentent des exigences écologiques particulières, car leur développement dépend des différentes phases du cycle sylvigénétique (Parmain, 2015; Siitonen, 2001). La disponibilité de leurs habitats est conditionnée par des facteurs abiotiques tels que la fermeture du couvert forestier, le microclimat (température, humidité), la ressource en bois mort et en dendromicrohabitats (Bouget et al., 2013; Caminada et al., 2011; Paillet et al., 2010; Parmain, 2015). Or, ces éléments sont impactés par les pratiques sylvicoles qui entraînent une diminution de ces ressources (Parmain, 2015). Par conséquent, la composition du cortège saproxyliques varie selon le type de gestion (Stenbacka et al., 2010). La mise en réserve se révèle favorable au développement de nombreuses espèces saproxyliques (Cherel et al., 2023; Larrieu and Gosselin, 2015), dont la richesse s'accroît progressivement avec la durée d'abandon des pratiques sylvicoles (Paillet et al., 2010).

L'une des familles de coléoptères saproxyliques les plus étudiées (Langor et al., 2008) et les plus diversifiées (Siitonen, 2001) est celle des Cerambycidae. En Wallonie, 124 espèces de Cerambycidae sont présentes (Thomaes et al., 2025). Ces longicornes sont d'excellents indicateurs de l'ancienneté des forêts (Maeto et al., 2002). La diversité de ce groupe reflète une grande variété de modes de vie, ce qui conduit le groupe à abriter une diversité de microhabitats auxquels les espèces sont spécifiques. Certaines espèces ont des exigences en termes de quantité et de stade de développement du bois. Les larves se développent généralement dans le bois mort, mais également vivant ou dépérissant, dont elles se nourrissent. Leur présence est signe d'abondance en bois mort ou en décomposition (Karpiński et al., 2021).

• Carabidae

Les carabidés forment l'une des familles de coléoptères les répandues dans le monde avec environ 60 000 espèces (Dufrêne and Desender, 2006). En Belgique, 414 espèces sont connues dont 374 sont présentes en Wallonie (Thomaes et al., 2025). En 2006, 155 de ces dernières obtenaient le statut « menacé » selon les critères de l'IUCN (Dufrêne and Desender, 2006). Ce groupe taxonomique a largement été étudié en raison de son abondance, de sa diversité, de la facilité avec laquelle les individus peuvent être capturés au sol (Fuller et al., 2008; Thiele, 1977).

Présents dans tous les types d'habitats, les carabidés sont considérés comme des bioindicateurs pertinents à échelle locale pour évaluer la perturbation d'un milieu (Butterfield, 1995; Pearce and Venier, 2006). En effet, leur présence dépend des variables environnementales, telles que l'humidité du sol, la température, la quantité en matière organique au sol (Brouat, 2004; Du Bus De Warnaffe and Lebrun, 2004; Fuller et al., 2008; Magura et al., 2001; Thiele, 1977). De plus, comme une grande partie des espèces forestières vit au sol et est brachyptère, c'est-à-dire possédant des ailes de taille réduite qui les obligent à se déplacer par la marche (Dufrêne and Desender, 2006), leur faible capacité de dispersion les rend d'autant plus sensibles aux perturbations environnementales (Brouat, 2004; Butterfield, 1995; Dufrêne, 1992).

Dans les milieux forestiers, la richesse et la diversité en carabidés varient en fonction des perturbations (mise à blanc, incendie) et de la sylviculture (Fuller et al., 2008; Magura et al., 2001; Pearce and Venier, 2006). Ces coléoptères sont plus abondants dans les forêts présentant une complexité structurelle, une diversité en essences, un couvert forestier dense, une abondance de litière et de bois mort (Fuller et al., 2008). Ils utilisent les débris ligneux comme site d'hivernage, de ponte ou de développement larvaire (Thiele, 1977). D'autres facteurs spatiaux entrent également en compte comme la taille des peuplements, les effets de bordure et la fragmentation (Báldi and Kisbenedek, 1994; Burke and Goulet, 1998; Martikainen et al., 2006). Butterfield et al. (1995) ont estimé que les milieux mis à blanc comptaient davantage d'espèces, mais cela s'explique par le remplacement des espèces forestières indigènes par des espèces pionnières d'habitats ouverts (Butterfield, 1995; Maleque et al., 2006; Pearce and Venier, 2006). Néanmoins, plus de carabes forestiers sont retrouvés dans les forêts non exploitées que dans celles exploitées (Magura et al., 2001) et leur abondance augmente avec la durée d'arrêt des pratiques sylvicoles (Paillet et al., 2010).

1.5. Parc national de l'Entre-Sambre-et-Meuse

Le Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse (PNESEM) a vu le jour en 2023. Situé en Wallonie, le parc possède une surface 22 129 ha. Il s'étend sur 3 grandes régions naturelles à savoir 51% en Ardenne (plus de 11.000 ha), 31% en Fagne (pratiquement 7.000 ha) et 18% en Calestienne (environ 4 000 ha), et se développe plus précisément sur 5 communes soit Viroinval, Couvin, Chimay, Froidchapelle et Momignies. Il est également traversé par 3 cours d'eau : l'Eau Blanche, l'Eau Noire et le Viroin. Parmi ces 20 000 ha, 80.2% font partis des zones nodales et le reste des zones de développement (Figure 3). Les zones nodales sont les zones qui font l'objet d'accord entre le propriétaire et le Parc National (PN) pour les inclure dans le territoire, contrairement aux zones de développement qui n'ont pas encore d'accord, mais sont gérées dans le but de favoriser la connectivité entre les sites (Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2022, 2024a).

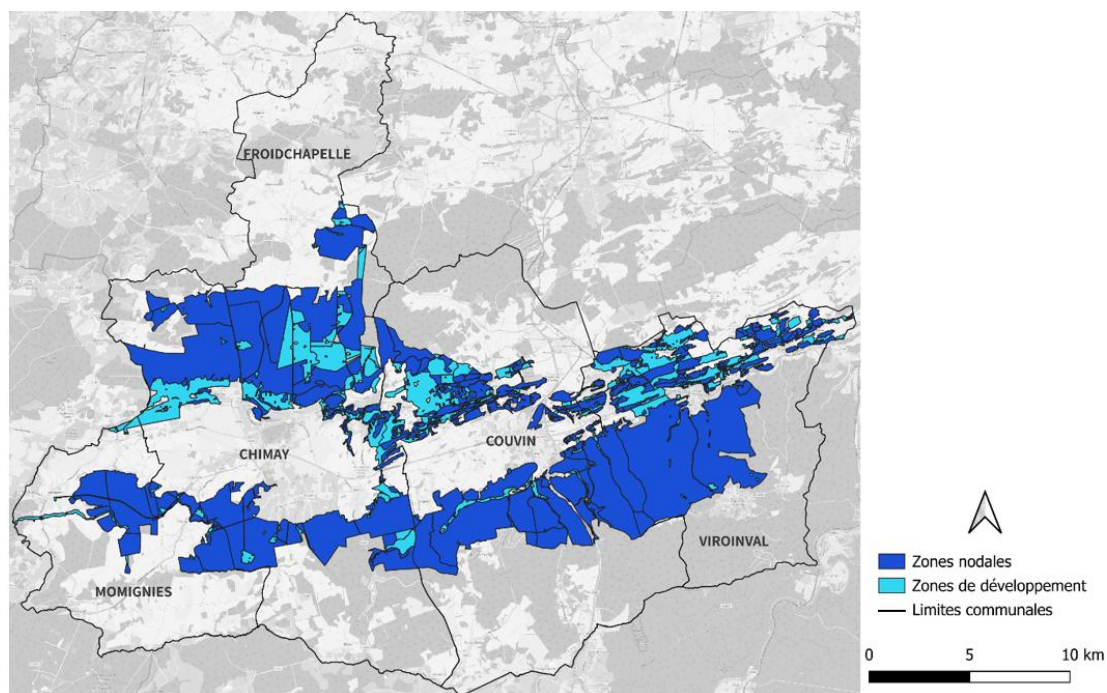


Figure 3. Distinction entre les zones nodales et les zones de développement du Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse.

Ce vaste territoire permet d'englober des habitats variés, tels que des forêts, des pelouses calcicoles, des landes résiduelles, d'anciennes carrières, des milieux humides (rivières, réseaux de mares et d'étangs). Les écosystèmes forestiers couvrent, à eux seuls, 79% de la surface. L'ensemble de ces biotopes offre une diversité de niche écologique, permettant à 80% des espèces wallonnes de s'y installer (Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2022).

Le PNESEM a été créé dans le but de mener des actions de restauration, de réensauvagement et de gestion visant à améliorer la résilience des écosystèmes. L'un des principaux objectifs est de passer de 3% des forêts feuillues du territoire placées en RBI imposés par le Code forestier de 2008, à 10% d'ici 2026, ce qui représente une surface totale de 1746 ha de forêts en RBI divisé en 170 sites individuels (Figure 3). La sélection de ces sites est réalisée en fonction de leur historique, de leur richesse en espèce, de leur taille et des connectivités. Les forêts en RBI sont laissées en libre évolution afin de favoriser le retour aux dynamiques naturelles (Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2022). La totalité du bois mort et des arbres d'intérêts biologiques y est conservée en faveur de la biodiversité (Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2024b).

Un projet de suivi des RBI a été mis en place afin de développer un protocole de suivi durable, exhaustif et opérationnel qui permettrait d'évaluer l'état biologique et l'évolution écologique des RBI. L'objectif est de mettre en place un plan d'échantillonnage représentatif et répétable dans le temps en s'intéressant à des groupes indicateurs de la naturalité et de l'intégrité du fonctionnement forestier. Dans ce contexte, des inventaires biologiques sont réalisés actuellement au sein des RBI. Ceux-ci concernent différents groupes taxonomiques tels que les arthropodes saproxyliques, les chiroptères, lichens, bryophytes, champignons. Ce travail de fin d'études s'inscrit dans l'inventaire réalisé sur les arthropodes au sein des RBI du PNESEM.

1.6. Objectifs

Ce travail de fin d'études fait partie du premier inventaire réalisé au PNESEM. Cet inventaire est avant tout un état des lieux, un « T₀ », permettant d'acquérir des données initiales sur les RBI du parc. Cet objectif est abordé à travers l'analyse de la richesse spécifique et de la diversité en coléoptères, en lien avec différents facteurs environnementaux des RBI.

Pour y répondre, plusieurs questions de recherche et les hypothèses associées ont été formulées :

- **Q1 : Les caractéristiques structurelles et environnementales des peuplements forestiers différent-elles significativement entre les forêts en RBI et les forêts exploitées ?**

Hypothèse 1 : Idéalement, il ne devrait avoir aucune différence au départ entre les zones exploitées et les RBI. Cependant, cela doit être vérifié, car le choix des zones mises en RBI ne provient pas toujours d'une sélection aléatoire des parcelles forestières, et souvent orienté par l'inaccessibilité et la difficulté d'exploitation de certaines zones pour limiter l'impact économique lié à la « perte » de surface de forêt productive. Certaines de ces zones étaient d'ailleurs quasiment abandonnées depuis plusieurs années et peuvent déjà présenter certaines caractéristiques d'une forêt non exploitée.

- **Q2 : Quelle est l'évolution des différences de composition spécifique des coléoptères entre les forêts en RBI et les forêts exploitées ?**

Hypothèse 2 : Etant donné que l'arrêt des pratiques sylvicoles au sein des RBI est très récent, on suppose qu'il n'y a pas au T₀ de différence significative de richesse et de diversité pour les groupes entomologiques étudiés entre les forêts RBI et les forêts exploitées, mais que des différences seront observées plus tard.

- **Q3 : L'absence d'exploitation du bois en forêt dans les RBI favorise-t-elle les assemblages et communautés d'espèces saproxyliques ?**

Hypothèse 3 : A terme, on suppose qu'il y aura un impact significatif favorable du statut de RBI sur les populations de coléoptères saproxyliques, mais que l'immaturité des RBI ne propose pas les ressources suffisantes à leur développement (volume et diversité du bois mort, quantité et diversité des microhabitat, ...) permettant d'observer une différence en espèce entre les RBI et les forêts exploitées.

- **Q4 : Dans quelle mesure le statut de RBI influence-t-il aussi d'autres composantes de la biodiversité moins directement dépendante des ressources en biomasse vivante et morte ?**

Hypothèse 4 : Si l'on suppose que d'ici plusieurs années, l'accumulation de biomasse vivante et morte influencera la biodiversité qui en dépend, mais que cela pourrait également impacter d'autres groupes biologiques. En forêt, les Carabidés sont généralement de grande taille et jouent un rôle de prédateurs qui les place dans les parties hautes des chaînes alimentaires. Leur présence va permettre d'évaluer dans quelle mesure la composition spécifique et les abondances sont modifiées par l'accumulation des ressources alimentaires dans les RBI. Néanmoins, les RBI restent encore marquées par la gestion sylvicole passée, indiquant une perturbation du milieu perceptible qui ne favorise pas l'abondance et la diversité des carabes forestiers.

2. Matériel et Méthode

2.1. Zone d'étude

L'inventaire a été réalisé au sein des réserves biologiques intégrales du parc national de l'Entre-Sambre-et-Meuse. La zone d'étude s'étend sur les trois régions naturelles : la Fagne, la Calestienne, qui sont regroupées toutes les deux en une zone sur la figure 4 ; et l'Ardenne. Elle couvre 3 cantonnements forestiers : Chimay, Couvin et Viroinval.

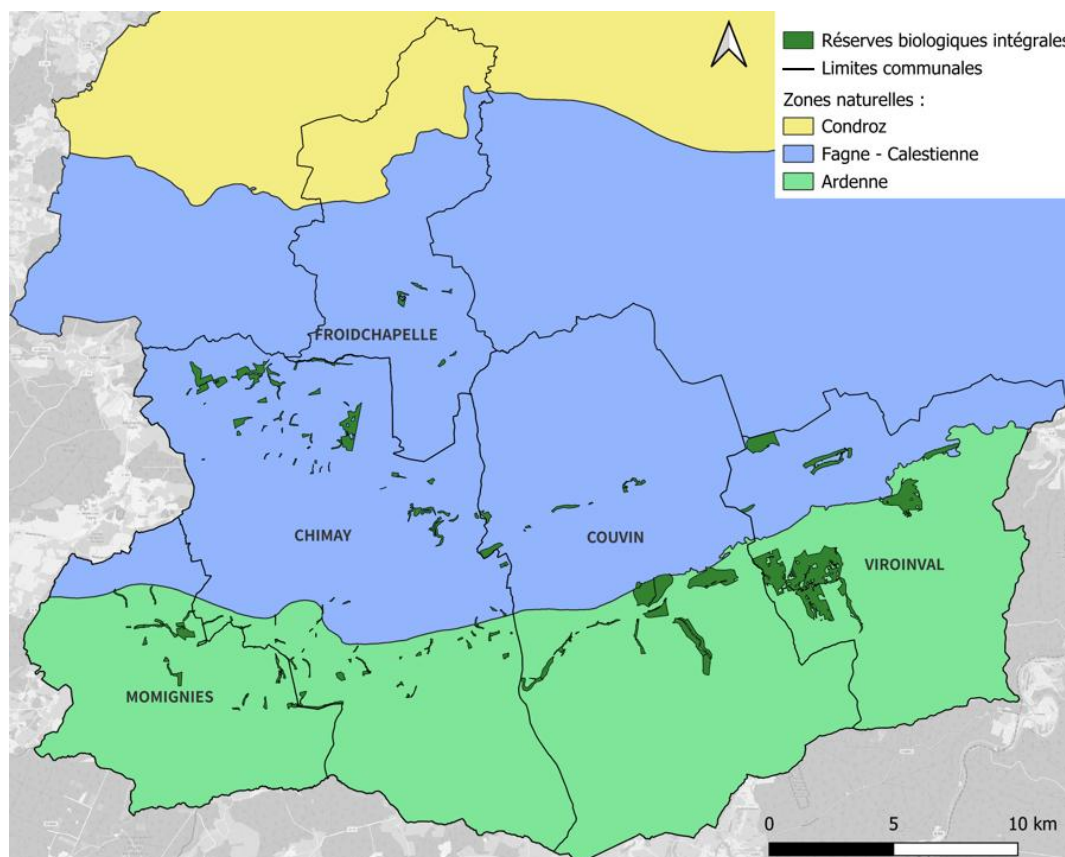


Figure 4. Répartition des réserves intégrales biologiques (RBI) du Parc National d'Entre-Sambre-et-Meuse en fonction des zones naturelles.

2.2. Sélection des points d'échantillonnage

Pour rappel, cette étude s'inscrit dans le projet d'inventaire réalisé par le PNESEM qui vise à recenser la biodiversité présente dans les RBI à travers l'étude de plusieurs groupes biologiques : les arthropodes saproxyliques, les chiroptères, lichens, bryophytes et champignons. Le processus de sélection des sites suit donc différents critères afin de permettre une analyse transversale et pérenne des données entre les différents suivis du projet. Pour rappel, ce TFE s'intéresse seulement à l'inventaire en arthropodes au sein des RBI, pour lequel sera évaluée la diversité en coléoptères.

Le processus de sélection des points d'échantillonnage, appelés par la suite placettes, repose sur un échantillonnage stratifié proportionnel. La stratification est définie par la sélection des placettes selon la fréquence des principaux contextes écologiques identifiés à l'aide du modèle de la végétation naturelle potentielle (VNP). La VNP est un modèle prédictif fondé sur une typologie écologique de référence (EUNIS), combiné à des relevés phytosociologiques, à des avis d'experts et à des variables environnementales (topographie, pédologie, climat). Elle permet d'estimer le type de végétation théorique qui s'établirait spontanément dans un milieu laissé en libre évolution (Bourdouxhe et al., 2023). Les placettes ont été choisies de sorte à respecter la fréquence relative de chaque VNP, tout en veillant à couvrir l'ensemble des contextes présents dans la zone afin d'obtenir un modèle représentatif de l'hétérogénéité écologique du PNESEM (Tableau 1).

Le second critère appliqué lors de la sélection concerne la taille minimale des RBI. Seules celles de plus de 2 ha ont été retenues. Ce seuil permet de limiter les impacts liés aux effets de bord, à la fragmentation ainsi qu'à la sylviculture pratiquée aux alentours. De plus, il augmente la probabilité de retrouver des structures forestières caractéristiques des forêts en libre évolution telles que les bois morts et dendromicrohabitats en quantité suffisante pour certaines espèces (Larrieu and Gosselin, 2015). Ces critères garantissent une potentielle continuité écologique spécifique aux forêts en RBI.

Au total, 30 placettes font l'objet de cet inventaire en coléoptères dont 9 sont placées en dehors des RBI, dans des forêts exploitées en tant que témoins (Figure 5). Ces témoins ont également été choisis de manière à refléter la diversité des contextes écologiques présents en RBI (Tableau 1) et sont placés à proximité d'une placette RBI au contexte analogue afin de les comparer. La période d'échantillonnage s'étend d'avril à octobre, afin de couvrir la majeure partie de la période d'activité des insectes adultes (Dodelin, 2006). Dans le cadre de ce TFE, 4 récoltes des pièges ont été réalisées sur le terrain. L'installation du matériel a débuté le 14 avril et le dernier relevé de terrain s'est effectué le 20 juin. Toutefois, seules les deux premières récoltes ont pu être identifiées.

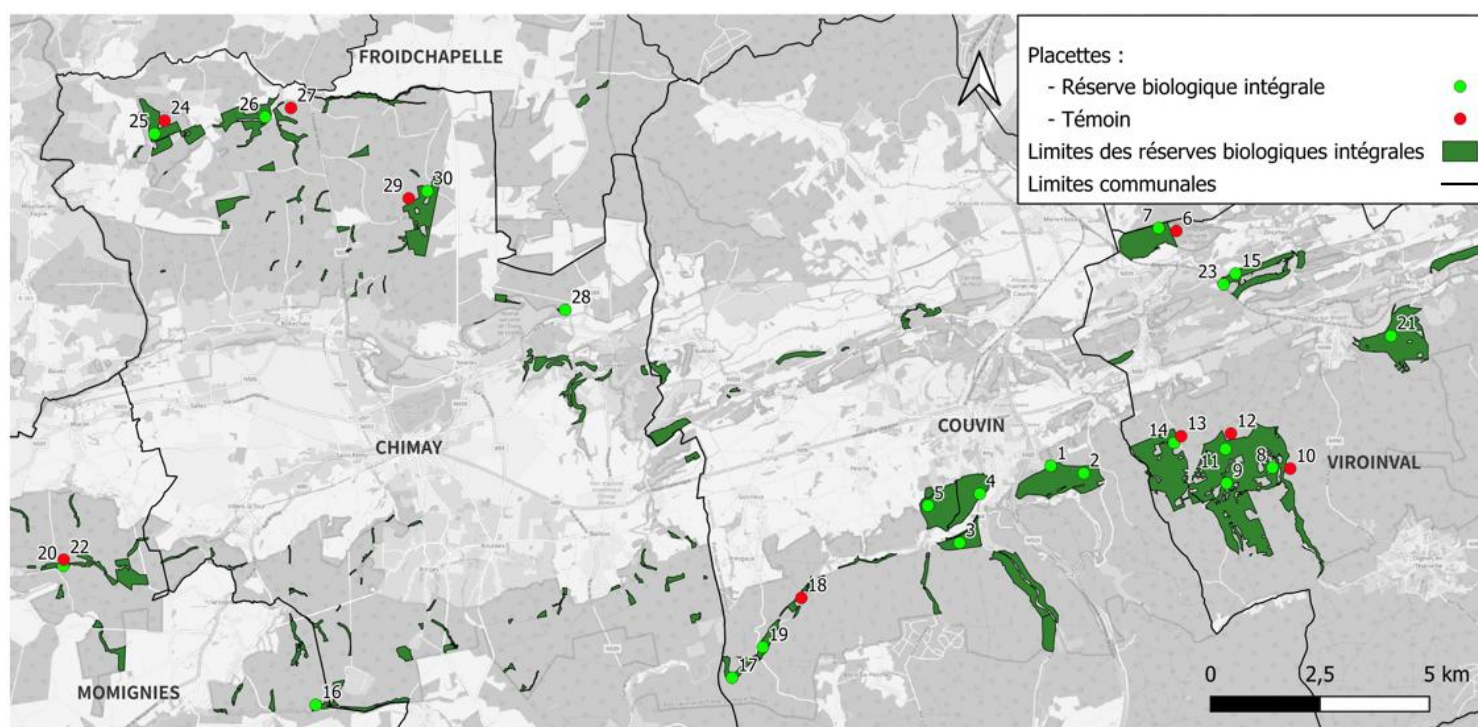


Figure 5. Répartition des placettes d'inventaires au sein du PNESEM.

Tableau 1. Proportion des placettes par type de VNP.

Type de VNP	Nombre de placettes	Nombre de placettes en RBI	Nombre de placettes témoins
Hêtraies acidophiles climatiques	20	13	7
Hêtraies chênaies calcaires	3	2	1
Forêts alluviales	3	2	1
Hêtraies neutrophiles	1	1	0
Chênaies charmaies xérophiles famenniennes	1	1	0
Aulnaies marécageuses	1	1	0
Forêts de ravins hygrosiaphiles	1	1	0

2.3. Installation des pièges

Dans le cadre de cet inventaire, deux types de pièges ont été utilisés : le piège à verre et le piège à fosse.

Le piège à verre, ou polytrap, est un piège à interception multidirectionnelle constitué de deux panneaux en plexiglas de 73x42cm disposés en croix au-dessus d'un entonnoir menant à un récipient de 11cm de diamètre sur 13cm de hauteur (1.235L) (Figure 6). La transparence de cette structure le rend discret dans le milieu interceptant ainsi les insectes volants qui percutent les panneaux et tombent dans le récipient (Nageleisen and Bouget, 2009). Selon Siitonen (1994), ce type de piège assure la capture de 60% des coléoptères du milieu et fournit un large échantillonnage à moindre coût (Siitonen, 1994). Le récipient collecteur contient 300ml de vinaigre, utilisé comme liquide conservateur, amorcé à l'éthanol 99%. L'éthanol agit comme un leurre olfactif. En effet, ce composé volatil est libéré lors de la décomposition des tissus du bois mort ou de la sève des arbres blessés et déperissants, signalant un état de stress (Bouget et al., 2009; Montgomery and Wargo, 1983), ce qui permet de cibler les insectes saproxyliques. Le dispositif est suspendu à une branche à hauteur d'homme au centre de la placette.

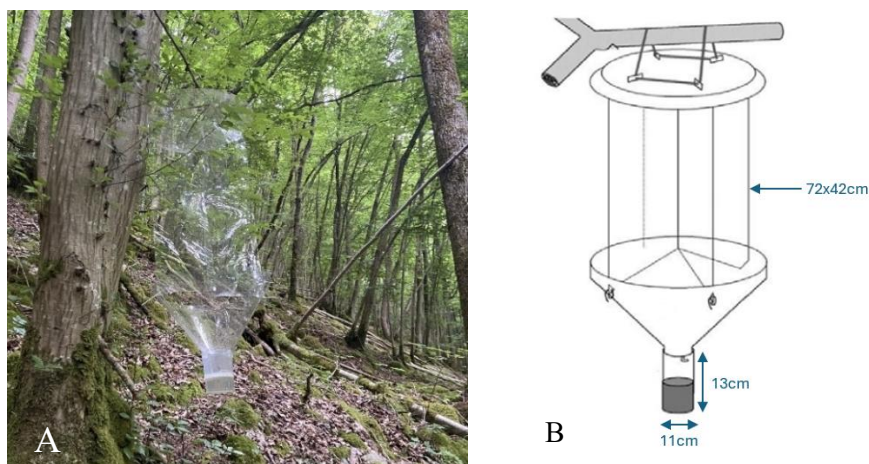


Figure 6. A – Photo d'un piège à verre sur le terrain. B - Schéma d'un piège à verre. D'après : (Nageleisen and Bouget, 2009), modifié.

Le piège à fosse (« pitfall trap »), ou piège Barber, est conçu pour capturer les insectes qui se développent à la surface du sol, qualifiés d'épigés tels que les Carabidae (Nageleisen and Bouget, 2009). Il consiste en un récipient de 8.5cm de diamètre sur 10cm de hauteur (0.57L) enterré dans le sol de sorte que son ouverture soit à ras du sol. Chaque piège est rempli de 200ml de vinaigre dans lequel est ajoutée une goutte de savon liquide inodore pour réduire la tension superficielle. De cette manière, les insectes ne flottent pas et ne peuvent pas s'échapper (Nageleisen and Bouget, 2009). Sur le terrain, un couvercle, surélevé d'une dizaine de centimètres du sol par deux bâtons en bois, protège le dispositif des précipitations et des chutes de feuilles (Figure 7). Sur chaque placette, cinq pièges à fosse sont installés. Le premier est positionné à proximité du polytrap et constitue le centre des quatre autres pots. Ceux-ci sont alignés d'est en ouest espacés de 10m, avec deux pièges de chaque côté du piège central. Cette disposition est choisie de façon arbitraire pour les retrouver facilement sur le terrain.

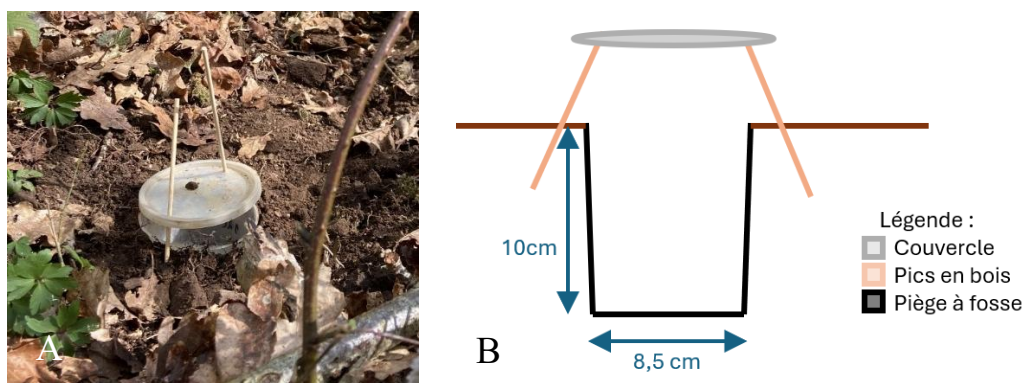


Figure 7. A – Photo d'un piège à fosse sur le terrain. B - Schéma d'un piège à fosse.

En résumé, chaque placette est équipée d'un piège à vitre et de cinq pièges à fosse disposés tous les dix mètres d'est en ouest (Figure 8). Au total, 180 pièges ont été placés sur les 30 placettes durant la semaine du 14 avril.

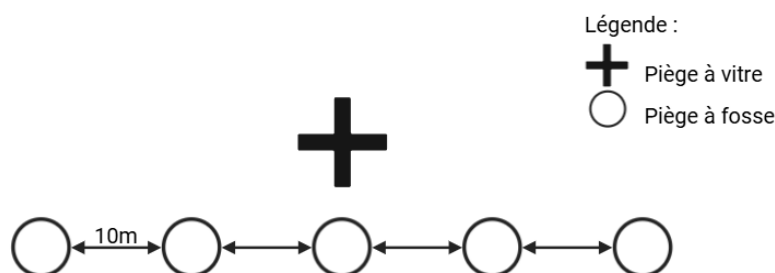


Figure 8. Schéma de la disposition des pièges sur le terrain.

2.4. Récoltes des pièges

Les pièges ont été récoltés pour la première fois trois semaines après leur installation sur le terrain. Lors de ce relevé, de nombreux pièges à fosse avaient été endommagés ou détruits par des sangliers. Pour limiter ces perturbations, l'intervalle entre les récoltes a été réduit à 2 semaines. Le premier relevé commence le 14 avril, le deuxième relevé débute le 8 mai et se termine le 22 mai. A chaque campagne de récolte, un nouveau piège, préalablement préparé avec son contenu, est interverti avec celui du site.

Sur les deux relevés, 42 pièges à fosse ont été endommagés et sont par conséquent inexploitable sur les 360 au total (Figure 9).

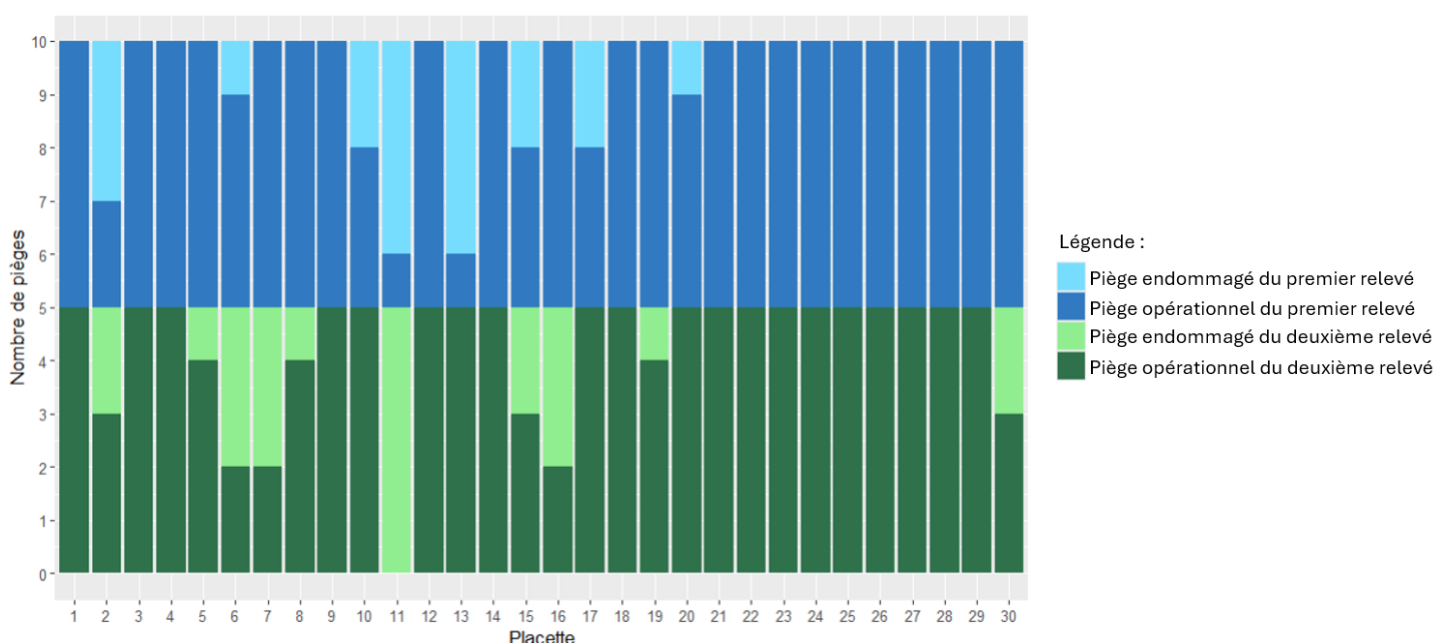


Figure 9. Nombre des pièges à fosse selon les relevés de terrain (1 ou 2) et selon l'état (endommagé ou opérationnel) sur les différentes placettes.

Au laboratoire, les échantillons sont traités individuellement. Le contenu de chaque piège est versé sur un tamis à maille fine (1mm ou 750µm) afin de séparer les insectes des autres éléments (feuilles, terre, cailloux) (Figure 10 A). Les insectes sont récupérés à l'aide d'une pince souple et transférés dans un pilulier contenant de l'éthanol à 99% pour assurer leur conservation (Figure 10 B). Chaque pilulier est étiqueté à deux niveaux afin de garantir la traçabilité : sur le capuchon à l'indélébile et sur un morceau de papier au crayon (résistant à l'éthanol) inséré à l'intérieur. Ces annotations comportent le numéro du piège et la date de récolte associée.



Figure 10. A - Tamis d'une maille de 1mm avec le contenu d'un pilulier. B - Pilulier doublement annoté.

2.5. Identification

Les individus identifiés dans le cadre de ce TFE sont ceux piégés à partir 14 avril jusqu'au 22 mai.

Tous les coléoptères collectés au stade imago sont identifiés jusqu'au niveau de la famille. Pour deux familles d'intérêt, Carabidae et Cerambycidae, l'identification est poussée jusqu'au niveau de l'espèce. Les individus appartenant à d'autres ordres d'insectes, ainsi que les myriapodes, crustacés et collembolés, ont quant à eux uniquement été dénombrés.

Les familles des coléoptères ont été déterminées à l'aide de la clé de Ferret-Bouin (1995) et complétées par celle de Lompe (2024) (Ferret-Bouin, 1995; Lompe, 2024). Les espèces de Carabidae ont été identifiées grâce à Roger et al. (2010) et les Cerambycidae à l'aide de Lompe (2024) (Lompe, 2024; Roger et al., 2010).

Pour réaliser l'identification, chaque pilulier a été ouvert au-dessus d'un tamis à maille fine (1mm), lui-même placé au-dessus d'un bac pour récupérer l'éthanol. Les individus sont identifiés sous binoculaire à l'aide de clés dichotomiques (Figure 11) et ensuite replacés dans le pilulier.

Chaque donnée est retranscrite dans des fichiers Excel. Le premier synthétise les groupes recensés (ordres d'insectes, les collembolés, les myriapodes et crustacés). Le deuxième détaille les différentes familles de coléoptères. Finalement, un fichier pour chacune des familles ciblées recense les espèces.



Figure 11. Identification aux binoculaires d'un *Elaphrus cupreus* capturé sur la placette numéro 17 lors du premier relevé.

2.6. Analyses statistiques

L'ensemble du traitement de données est réalisé sur le logiciel Rstudio employant le langage de programmation R.

- **Mise en place des données**

Tout d'abord, les variables environnementales utilisées dans les analyses sont les régions bioclimatiques, le niveau trophique (NT), le niveau hydrique (NH), la situation topographique, le modèle numérique de terrain, la densité de tiges (NHA), la surface terrière (GHA), le volume sur pied (VHA). Elles proviennent du site « Forestimator » (forestimator.gembloux.ulg.ac.be).

Les informations de ces variables ont été extraites aux localisations des placettes. Le modèle numérique de terrain a permis d'obtenir les valeurs de pente en degrés. Et la situation topographique a été utilisée pour caractériser le milieu. En effet, le regroupement par type de station a été privilégié à celui des VNP, car les stations agrègent plus de placettes, ce qui permet d'assurer les conditions des analyses statistiques (Tableau 2). Pour le NT et le NH, c'est la valeur modale dans un rayon de 20 mètres qui a été choisie. La distance à une RBI la plus proche, afin de mesurer la connectivité et la surface des RBI, égale à 0 lorsque c'est une placette témoin, sont également des variables utilisées dans les analyses.

Tableau 2. Proportion des placettes par type de station.

Type de station	Nombre de placettes	Nombre de placettes en RBI	Nombre de placettes témoins
Plateaux et faibles pentes	17	10	7
Versants nord	5	4	1
Versants sud	4	4	0
Fonds de vallées	4	3	1

Afin de mettre en lumière la différence de contexte environnemental selon le statut des placettes, deux types d'ordination ont été réalisés à partir de la fonction *rda()* de la librairie *vegan*. Une ordination permet de visualiser la répartition des sites dans un espace multidimensionnel dont les axes principaux représentent les directions maximisant la variance des données initiales. En d'autres termes, il s'agit d'une méthode d'analyse multivariée qui organise des données complexes dans un espace réduit afin de faciliter son interprétation (Borcard et al., 2011). L'analyse en composantes principales (ACP), ordination non contrainte, a permis de projeter les composantes environnementales associées à chaque placette. Ensuite, l'analyse de redondance (RDA), une ordination contrainte, a identifié les relations entre les variables explicatives (le statut RBI ou témoin) et les variables à expliquer continues (les composantes environnementales).

Ensuite, les données des pièges à fosses et des pièges à vitre ont été étudiées séparément pour les familles de coléoptère, les espèces Carabidae et les espèces Cerambycidae (Tableau 3). En effet, les deux méthodes de captures ne sont pas comparables, car elles n'échantillonnent pas les mêmes individus (cf. 2.3 *Installation des pièges*) et n'ont pas été réalisées avec le même effort d'échantillonnage. Cela a été confirmé par le très faible taux de capture des Cerambycidae dans les pièges à fosse et des Carabidae dans les pièges à vitre. C'est pourquoi ces deux jeux de données ne seront pas analysés, car ils présentent un nombre insuffisant d'effectifs.

Tableau 3 : Distinction des jeux de données utilisés dans les analyses.

Groupe	Type de piège	Nombre de pièges récoltés	Nombre de placettes
Famille de Coléoptère	Piège à fosse	258	30
Famille de Coléoptère	Piège à vitre	60	30
Espèces de Cerambycidae	Piège à vitre	60	30
Espèces de Carabidae	Piège à fosse	258	30

• Diversité Alpha

La diversité alpha décrit la diversité d'une communauté à l'échelle locale. Dans cette étude, une communauté correspond à une placette. Elle est évaluée à l'aide des indices suivants pour chaque placette.

Abondance

L'abondance d'individus par familles de coléoptère, espèces de Carabidae ou espèces de Cerambycidae est relevée par des histogrammes en fonction des relevés. Une courbe d'accumulation d'individus dans les pièges est réalisée par statut de la placette (RBI ou témoin) et par type de station (plateau et faible pente, fond de vallée, versant sud et versant nord) à l'aide de la fonction *specaccum* de la librairie *vegan*.

Afin de standardiser les données, les abondances par famille/espèce sont sommées par placette et divisées par le nombre de pièges opérationnels de la placette sur les deux relevés confondus. Cette méthode permet d'obtenir une abondance relative par placette qui prend compte du nombre variable de pièges dus aux dégâts de la faune sauvage (Figure 9).

Indices de richesse

La richesse spécifique est le nombre d'individus distincts sur une placette. Elle est obtenue par la fonction *specnumber* du package *vegan*.

L'indice de Chao, estimateur non-paramétrique, exprime la richesse spécifique en donnant du poids aux espèces rares (Eq. 1). Cela permet d'estimer le nombre d'espèces non observées (Chao, 1984). Plus la valeur est élevée, plus la placette est riche en espèces. Il est calculé avec la fonction *specpool* de la librairie *vegan* :

$$S_p = S_0 + \frac{a_1^2}{2a_2} \frac{N - 1}{N} \quad \text{Eq. 1}$$

Où :

- S_p est la richesse extrapolée d'un pool,
- S_0 est le nombre observé d'espèces dans la collection,
- a_1 et a_2 sont le nombre d'espèces présentes uniquement dans un ou deux sites de la collection,
- N est le nombre de sites de la collection.

Indices de diversité

L'indice de Shannon-Wiener indique la diversité au sein d'un relevé en tenant compte du nombre d'espèces et de l'abondance relative de chacune d'entre elles (Eq. 2). Sa limite inférieure est 0 et exprime la dominance d'une seule espèce, alors que sa limite supérieure, $\log S$, témoigne de la codominance entre les espèces. Il est calculé à l'aide de la fonction *diversity* de la librairie *vegan* :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \quad \text{Eq. 2}$$

L'indice de Gini-Simpson est également un indice de diversité qui exprime la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce (Eq. 3). Les espèces abondantes ont ainsi plus de poids face aux espèces rares. Il varie de 0, indiquant la présence d'une seule espèce, à $1 - 1/S$ lorsque toutes les espèces ont la même probabilité d'être rencontrées (Jost, 2007). Il est également obtenu avec la fonction *diversity* de la librairie *vegan* :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad \text{Eq. 3}$$

Où :

- p_i est l'abondance relative ($p_i = n_i / N$),
- n_i est abondance relative de l'espèce i ,
- N est abondance totale relative de toutes les espèces,
- S est nombre total d'espèces.

L'indice de Berger-Parker dépend de l'abondance relative de l'espèce la plus abondante (Eq. 4) (Caruso et al., 2007). Plus la valeur est élevée, plus la communauté est dominée par une espèce.

$$d = \frac{n_{max}}{N} \quad \text{Eq. 4}$$

Où :

- n_{max} est nombre d'individus de l'espèce la plus abondante,
- N est nombre total d'individus dans la communauté.

Visualisation

La matrice de corrélation indique la corrélation entre les indices et ses valeurs varient de -1 pour des résultats opposés, à 1 pour des résultats comparables.

Avant de réaliser les ordinations centrées et réduites sur les indices de biodiversité Alpha, un test de Shapiro a été appliqué à chaque indice pour voir si la normalité de la population était vérifiée. Lorsque la condition n'était pas remplie, une transformation logarithmique en base 10 est exécutée sur les valeurs de l'indice en question afin de tendre vers une distribution gaussienne.

L'ACP met en lumière la répartition des placettes dans un espace multidimensionnel selon leur valeur de richesse, diversité et abondance moyenne. La dispersion des placettes selon leur statut le long des axes a été évaluée par un test ANOVA.

L'analyse RDA identifie les relations entre les variables explicatives (facteurs environnementaux) et les variables à expliquer continues (valeurs des indices par placette). La significativité des statuts, de chaque variable environnementale ainsi que celle du modèle global ($indices \sim Pente + NHA + VHA + GHA + NT + NH + Surface + Distance$) a été testée par un test ANOVA par 999 permutations, méthode recommandée pour les analyses d'ordination multivariées (Borcard et al., 2011). L'analyse par statut permet d'identifier s'il y a une différence significative entre les valeurs des indices selon leur statut. L'analyse par variable permet d'évaluer leur effet individuel sur les indices de biodiversité, alors que le modèle global évalue l'effet simultané des variables sur les indices.

• Diversité Beta

La diversité Beta correspond à la dissimilarité entre communautés, soit entre les placettes de cette étude.

Indice de dissimilarité de Bray-Curtis

La matrice de distance de Bray-Curtis indique la dissimilarité entre les communautés (Eq. 5). Sa valeur inférieure, 0, signale que les communautés sont totalement similaires en termes d'espèce et de nombre d'individus. A l'opposé, sa valeur supérieure, 1, indique que les communautés n'ont rien en commun (Sherwin, 2022). Elle est calculée à partir des données d'abondance relative avec la fonction *vegdist* de la librairie *vegan* :

$$D_{jk} = \frac{\sum_i |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_i (x_{ij} + x_{ik})} \quad \text{Eq. 5}$$

Où :

- X_{ij} et X_{ik} représentent l'abondance de l'espèce i de la communauté j et k

Visualisation

L'analyse en coordonnées principales (PCoA) est une méthode d'ordination non contrainte se basant sur une matrice des distances, dont celle de Bray-Curtis. Elle permet de visualiser les relations entre les communautés. Plus les placettes sont proches sur le graphique, plus elles sont similaires en espèces et en abondance d'individus.

La classification hiérarchique utilise également la matrice de distance pour regrouper les placettes selon leur similarité sous forme d'un dendrogramme. (Borcard et al., 2011)

L'analyse canonique des coordonnées principales (CAP) est une ordination contrainte utilisant une matrice de distance telle que celle de Bray-Curtis (Anderson and Willis, 2003). Cette méthode recherche l'axe canonique qui maximise la séparation entre des groupes prédéfinis, ici RBI et témoin. Etant donné qu'il n'y a que le facteur statut avec deux niveaux (RBI ou témoin), un seul axe peut être extrait. Le deuxième axe correspond à un axe MDS résiduel (multi-dimensional scaling), qui est une ordination non contrainte qui positionne les échantillons dans un espace réduit de manière à préserver au mieux les distances initiales entre eux. Cet axe représente donc la variation non expliquée par le facteur statut. La significativité du statut est testée par un test global par ANOVA avec 999 permutations sur la matrice de distance, complété par une ANOVA portant sur l'effet du statut sur l'axe canonique.

Espèce indicatrice

La méthode *IndVal* permet d'identifier les espèces indicatrices d'un groupe (Eq 6). Elle caractérise la fidélité et l'exclusivité de chaque espèce de chaque groupe en un pourcentage :

$$IndVal_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100 \quad \text{Eq. 6}$$

L'exclusivité (A_{ij}) est représentée par l'abondance relative d'une espèce i dans un groupe j par rapport à son abondance dans tous les groupes. La fidélité (B_{ij}) se traduit par le nombre de sites dans le groupe où l'espèce est présente. Plus ces valeurs sont élevées, plus cela témoigne que l'espèce est spécifique au groupe (Dufrêne and Legendre, 1997). La fonction *indval* appartient à la librairie *labdsv*. Dans cette étude, le groupement a été réalisé selon le statut des placettes.

• Identification par groupe fonctionnel

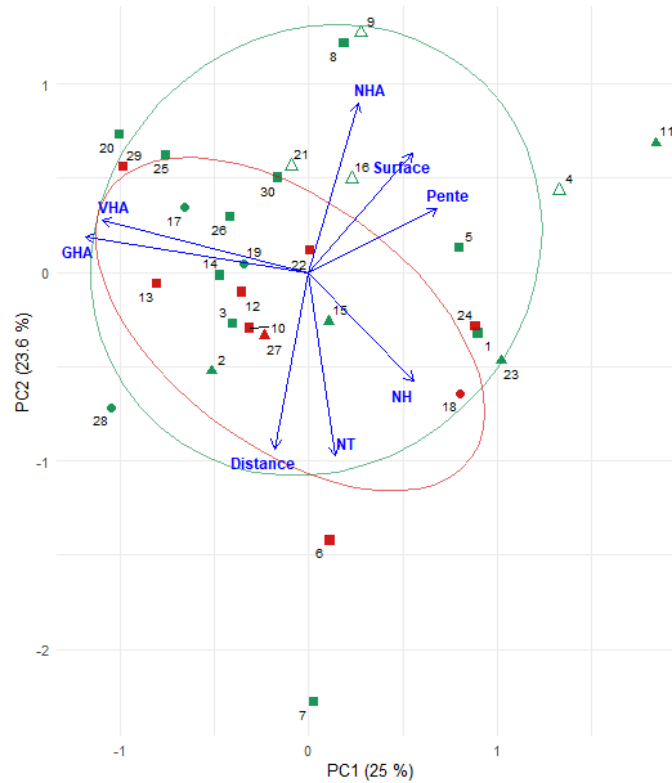
Tout d'abord, le niveau trophique de chaque famille a été cherché dans la littérature afin de créer des groupes fonctionnels (Carpaneto et al., 2015; Chambord and Chabrol, 2013; Denux and Zagatti, 2010; Didham, 1998; Schoenly et al., 1991). Ils se divisent en : xylophage (se nourrit principalement de bois), saproxylophage (se nourrit principalement de bois infecté par des champignons), mycophage (se nourrit principalement de champignons), saprophage (se nourrit principalement de matière morte animale ou végétale), prédateur (se nourrit principalement en tuant et en consommant d'autres organismes), herbivore (se nourrit principalement de végétaux).

L'effet du statut sur l'abondance des groupes fonctionnels a été analysé à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) avec distribution de Poisson ($abondance \sim statut \times groupe$). Au préalable, l'homogénéité des variances a été vérifiée par le test de Levene. Ensuite, les moyennes marginales estimées ont été utilisées pour comparer les abondances attendues entre les statuts au sein de chaque groupe fonctionnel à l'aide de la fonction *emmeans* de la librairie *emmeans*. Lorsque la p-valeur est significative, le ratio RBI/Témoin fournit pour chaque groupe fonctionnel une information sur le statut ayant la plus grande abondance.

3. Résultats

3.1. Analyse des composantes environnementales

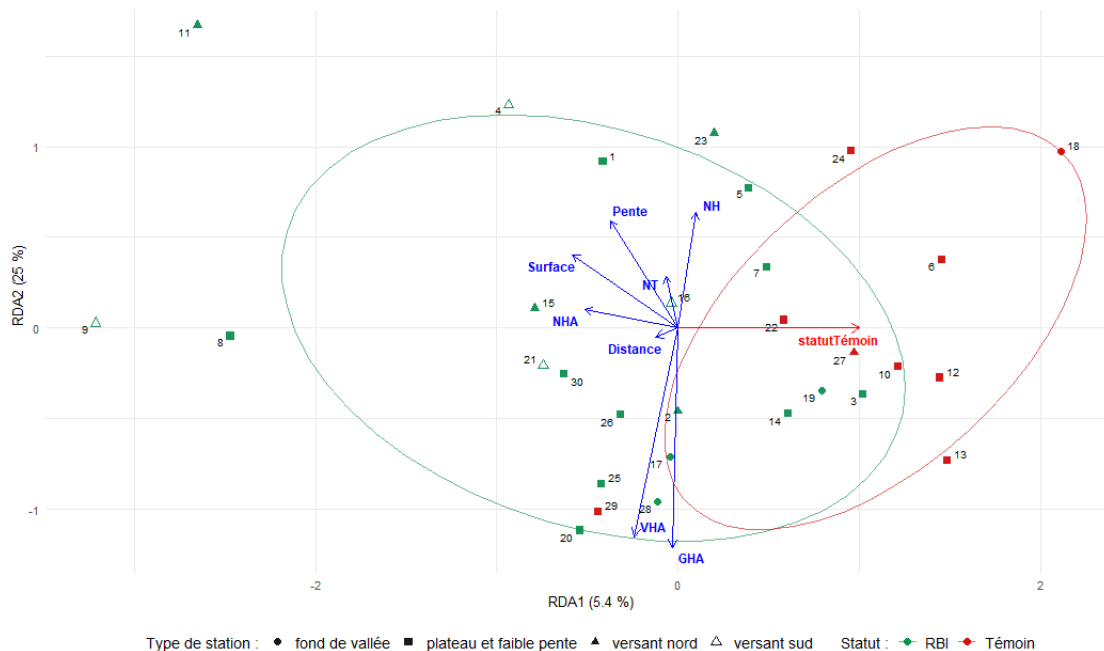
L'analyse en composantes principales (ACP) explique 48.6% de la variance des composantes environnementales entre les placettes (Figure 12). Aucun des axes ne possède une corrélation significative avec le statut ($p_{\text{val}_{\text{statut}}\sim\text{PC1}} = 0.639$ et $p_{\text{val}_{\text{statut}}\sim\text{PC2}} = 0.1785$).



Type de station : ● fond de vallée ■ plateau et faible pente ▲ versant nord △ versant sud Statut : ● RBI ● Témoin

Figure 12 : Représentation graphique de l'ACP basée sur les composantes environnementales.

L'analyse de redondance (RDA) appliquée aux composantes environnementales contrainte par le statut uniquement (Figure 13), ne montre pas de différence significative entre les RBI et les témoins ($p_{\text{val}_{\text{statut}}}=0.136$).



Type de station : ● fond de vallée ■ plateau et faible pente ▲ versant nord △ versant sud Statut : ● RBI ● Témoin

Figure 13. Représentation graphique de la RDA basée sur les composantes environnementales contrainte par le statut.

3.2. Analyse des familles de coléoptères

Au total, 23 567 individus ont été piégés au cours des 5 semaines d'échantillonnage. Le groupe le plus abondant est celui des coléoptères avec 16 278 individus, suivi des araignées (4 528), ensuite des diptères (1 221) et des hyménoptères (754) (Figure 14).

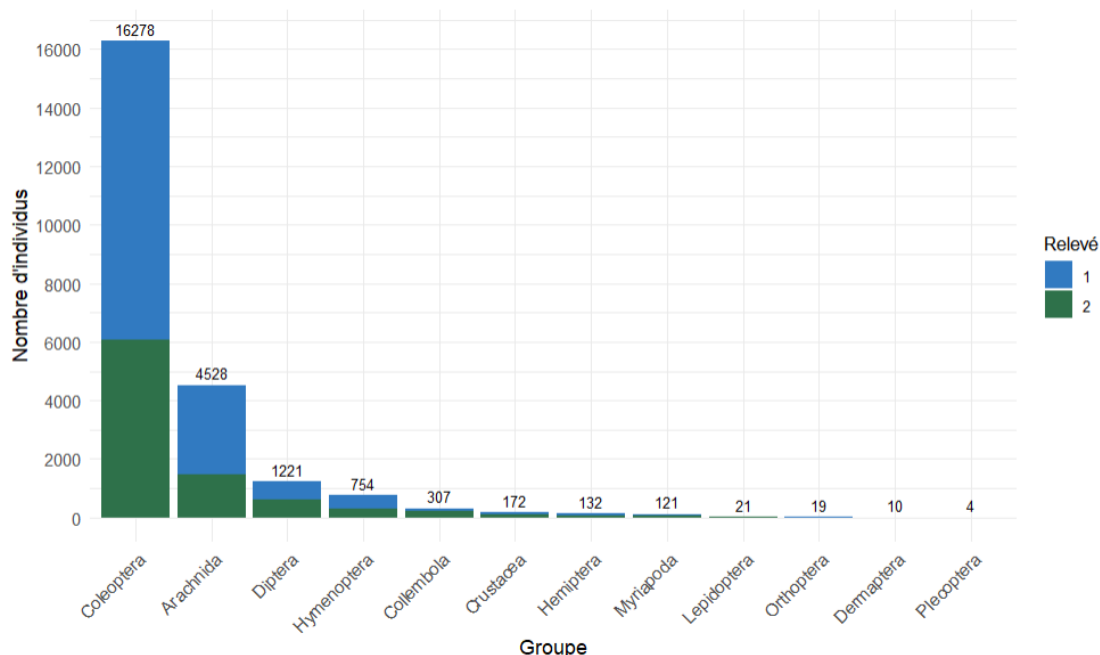


Figure 14. Nombre d'individus piégés par groupe taxonomique sur les trente placettes par relevé.

Au sein des coléoptères, 40 familles ont été identifiées. Les familles contenant le plus d'individus sont en premier lieu les Scolytidae avec plus de cinq mille individus, viennent ensuite les Carabidae (3 893), les Staphilinidae (3 016) et finalement les Elateridae (1 306). Toutefois, 17 familles possèdent moins de 50 effectifs (Figure 15).

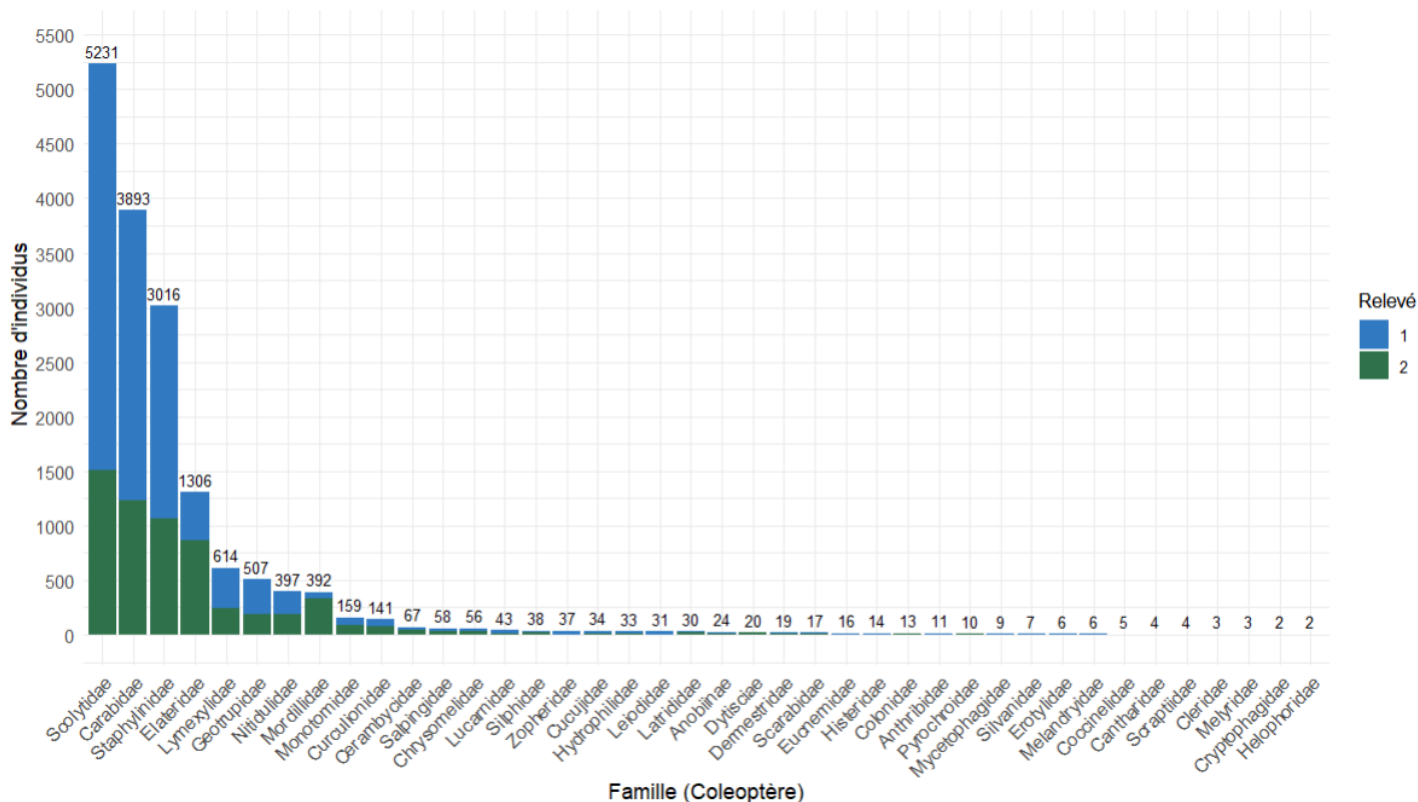


Figure 15. Nombre d'individus piégés par famille de coléoptères sur les trente placettes par relevé.

Les courbes d'accumulation du nombre de familles en fonction du nombre de pièges en RBI ou témoin tendent toutes les deux vers une asymptote. La courbe en RBI montre une grande stabilité après 150 pièges visant les 40 familles, alors que la courbe témoin, possédant moins de pièges au total, atteint plus de 30 familles avec 100 pièges (Annexe A). Lorsque les stations sont séparées entre elles, seule la station « plateau et pente faible » semble atteindre un plateau vers les 150 pièges. Les trois autres stations, possédant presque 40 pièges, sont croissantes (Annexe B).

Analyse des familles de coléoptères par piège à fosse

• Diversité Alpha

Le tableau en annexe C détaille les données d'abondance totale, d'abondance relative, les indices de richesse et de diversité par placette.

Selon la figure 16, les indices ne mettent pas en évidence une distribution nette entre les placettes en RBI et les placettes témoins en termes de richesse et de diversité. En effet, parmi les cinq placettes les plus riches identifiées par Chao, trois sont des placettes témoins.

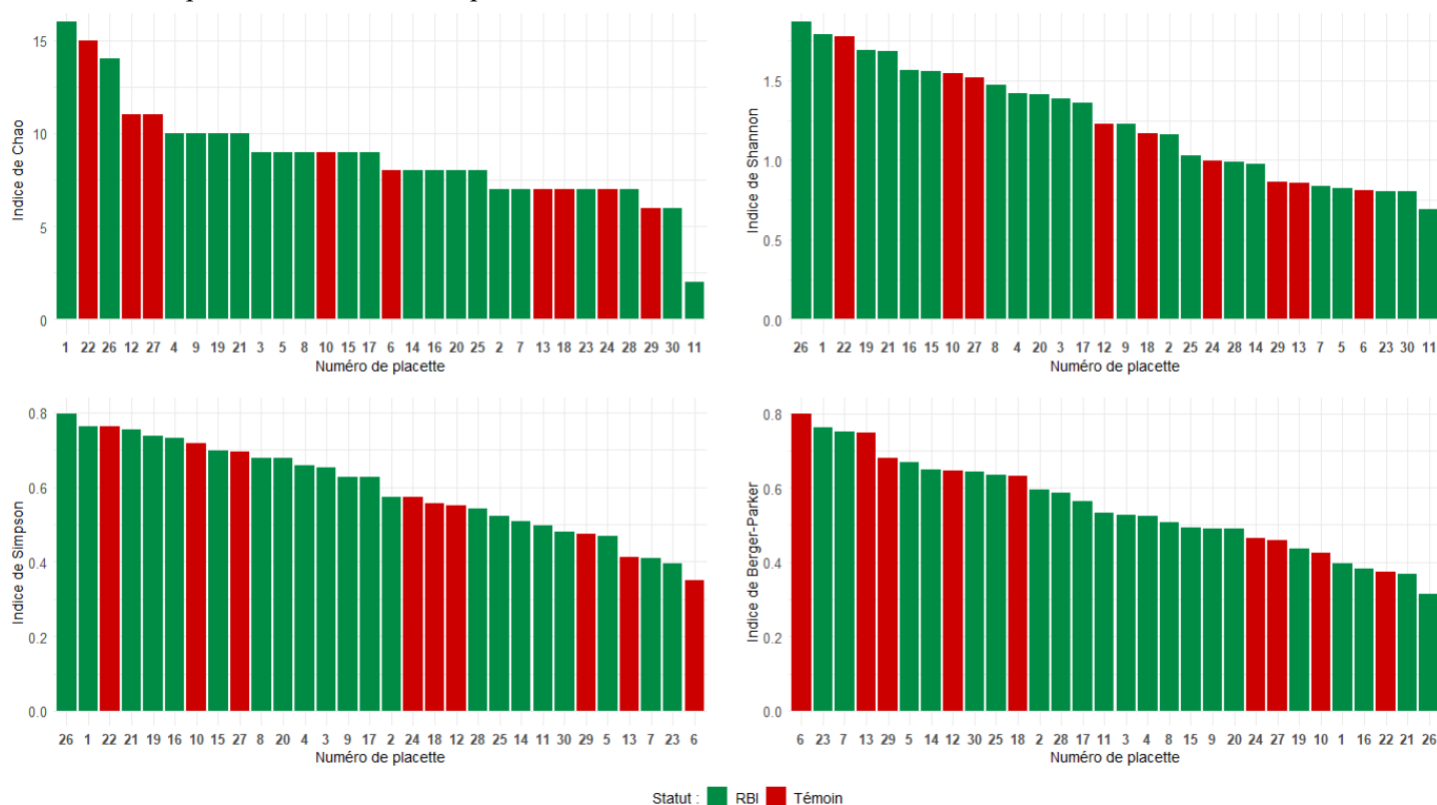


Figure 16. Distribution des placettes selon les indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des familles de coléoptères capturés par piège à fosse.

La figure 17 permet d'observer une corrélation spatiale entre les placettes RBI et témoins placées à proximité. En effet, les placettes (7, 8, 14, 19, 25, 26, 30) ont une valeur de richesse spécifique similaire à celle des témoins respectivement à proximité (6, 10, 13, 18, 24, 27, 29).

Les indices n'assurant pas une population normale suite au test de Shapiro, ont subi une transformation logarithmique (abondance moyenne, richesse spécifique, chao).

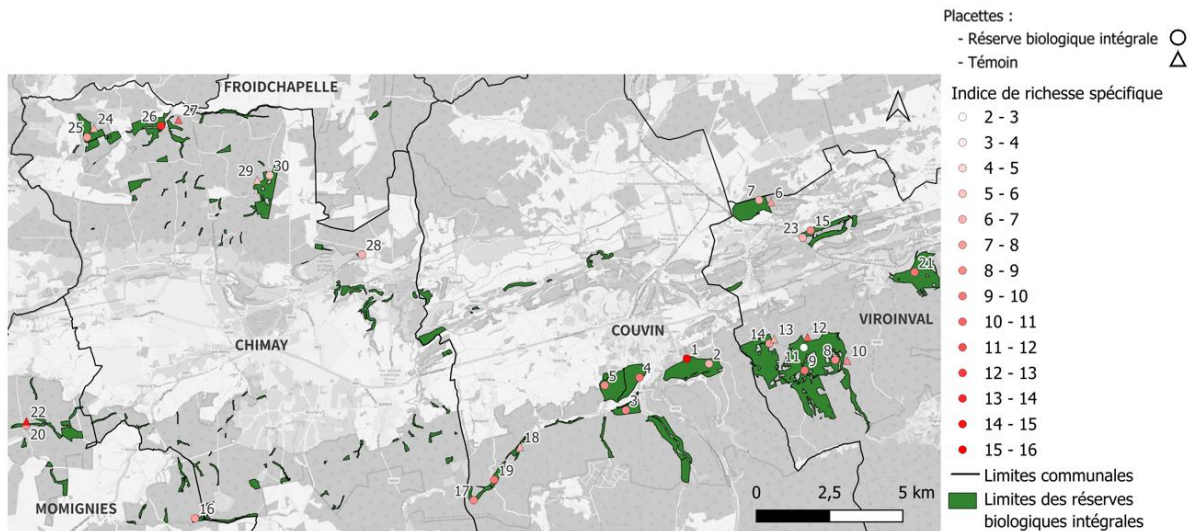


Figure 17. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à fosse des Coléoptères sur les placettes.

L'ACP explique 88,6% de la variance du jeu de données ($PC1 = 65.6\%$ et $PC2 = 23.4\%$) (Figure 18). Le premier axe est principalement structuré par les indices de richesse et de diversité, tandis que le second est influencé par l'abondance moyenne (Tableau 4). Les indices Chao et richesse spécifique d'une part et les indices de Shannon et Simpson d'autre part, sont fortement corrélés entre eux et les indices de Shannon et Simpson inversement corrélés à l'indice de Berger-Parker (Annexe D). Cette opposition se justifie par le fait que Berger-Parker augmente avec la présence d'une forte dominance d'une seule famille, traduisant d'une faible diversité à l'inverse de Shannon et Simpson.

La répartition des placettes selon les axes principaux de l'ACP n'est pas significativement influencée par leur statut ($p_{\text{statut-PC1}} = 0.614$ et $p_{\text{statut-PC2}} = 0.2041$). Le type de station a une relation marginalement significative avec l'axe 2 ($p_{\text{station-PC1}} = 0.443$ et $p_{\text{station-PC2}} = 0.0988$). Il révèle que les versants sud se regroupent autour d'une valeur similaire de richesse spécifique, et que les versants nord se dispersent pour une abondance moyenne proche (Annexe E).

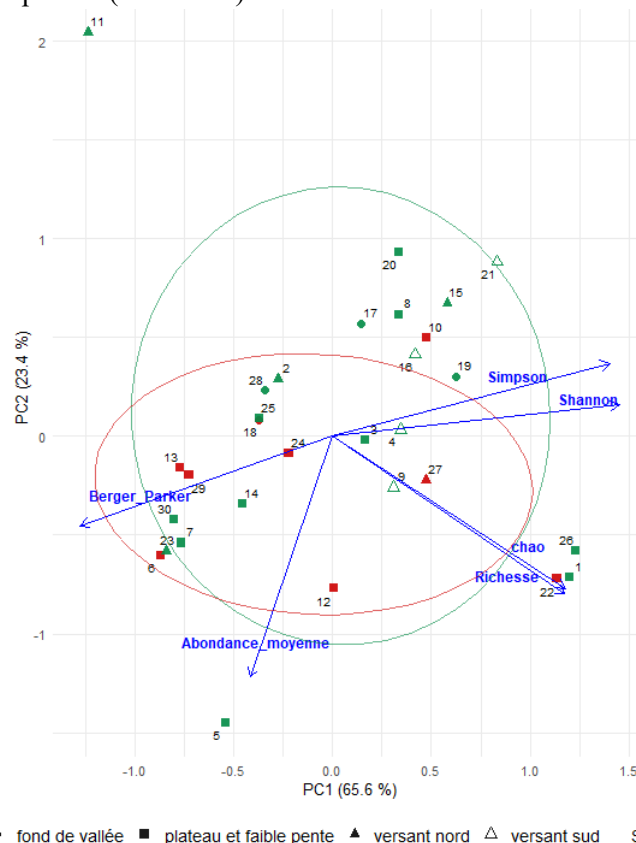


Figure 18. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à fosse.

Tableau 4. Corrélation entre les variables et les axes principaux de l'ACP des coléoptères capturés par piège à fosse.

Variabes	PC1	PC2
Abondance moyenne	-0.2826228	-0.8218179
Richesse spécifique	0.7924188	-0.5375276
Chao	0.7935946	-0.5192492
Shannon	0.9796239	0.1082279
Simpson	0.9457249	0.2494538
Berger Parker	-0.8631082	-0.3056610

La RDA indique que les variables environnementales expliquent 37.8% de la variance des indices de biodiversité ($R^2=0.378$), mais cette relation n'est pas statistiquement significative ($pval_{global}=0.111$).

Les deux axes de la RDA capturent 34.9% de la variance totale (Figure 19). Le premier axe principal est corrélé aux variables pente ($R^2 = 0.2505$ et $pval_{corrélation} = 0.028$) et NT ($R^2 = 0.1107$), tandis que le second l'est à la surface ($R^2 = 0.1201$) et à la pente également. Les tests ANOVA révèlent que deux variables environnementales ont un effet significatif sur la composition des indices de diversités : la pente ($pval_{anova}=0.024$) et le GHA ($pval_{anova} = 0.036$) ; NT et VHA montrent une tendance marginalement significative ($pval_{anova} = 0.085$ et $pval_{anova} = 0.065$) (Tableau 5).

Le statut des placettes ne permet pas de différencier significativement les communautés ($pval_{statut} = 0.47$).

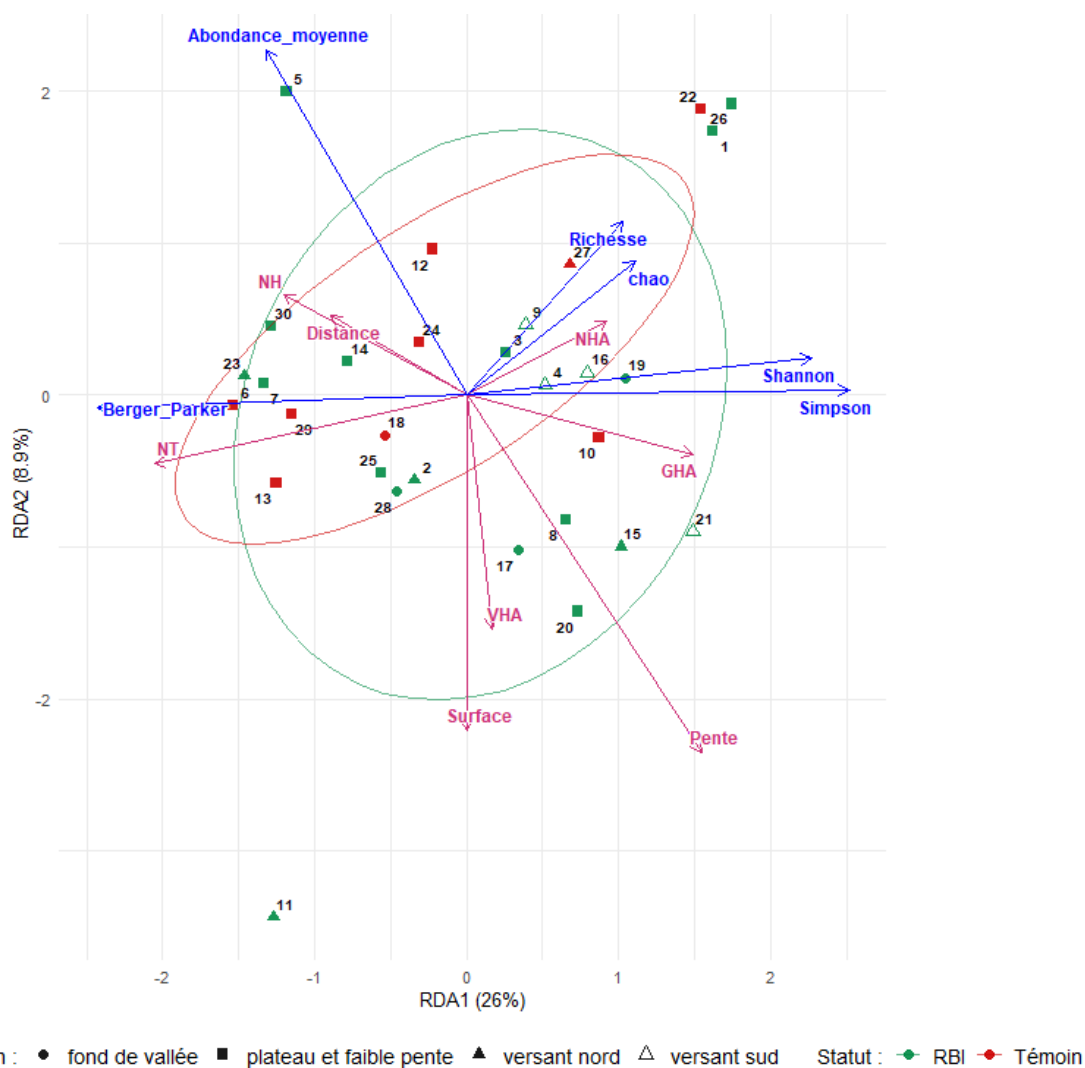


Figure 19. Représentation graphique de la RDA basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à fosse et contrainte par les variables environnementales.

Tableau 5. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des coléoptères capturés par piège à fosse.

Variable	RDA1	RDA2	R ²	Pval _{corrélation}	Pval _{anova}
Pente	0.6503735	-0.75961457	0.25052485	0.028	0.024
NHA	0.9669850	0.25483331	0.02396548	0.717	0.481
VHA	0.3500992	-0.93671263	0.06260075	0.394	0.065
GHA	0.9165772	-0.39985788	0.07332213	0.347	0.036
NT	-0.9993084	0.03718447	0.11065200	0.200	0.085
NH	-0.8442807	0.53590114	0.06139537	0.419	0.228
Surface	0.2522458	-0.96766319	0.12013789	0.180	0.269
Distance	-0.8353326	0.54974492	0.03498936	0.598	0.567

• Diversité Beta

L'analyse en coordonnées principales (PCoA), basée sur la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, illustre que les deux axes expliquent 36.2% de la variance totale des dissimilarités entre communautés. Le premier axe, qui décrit 24,4% de la variance, dépend surtout de la variable pente ($R^2 = 0.1906$ et $pval_{corrélation} = 0.055$). Le deuxième axe est structuré par la distance ($R^2 = 0.1013$) (Tableau 6). Sur la figure 20, deux groupes se distinguent. Le premier se compose de placettes en RBI (8, 15, 17, 20 et 21) et le deuxième de la plupart des placettes témoins (6, 12, 13, 18, 24, 29). Ces groupements indiquent une similarité en abondance de coléoptères entre les communautés. Cette tendance est également visible sur l'analyse en clustering laissant apparaître quatre groupes dont le premier contient six des neuf placettes témoins (Annexe F).

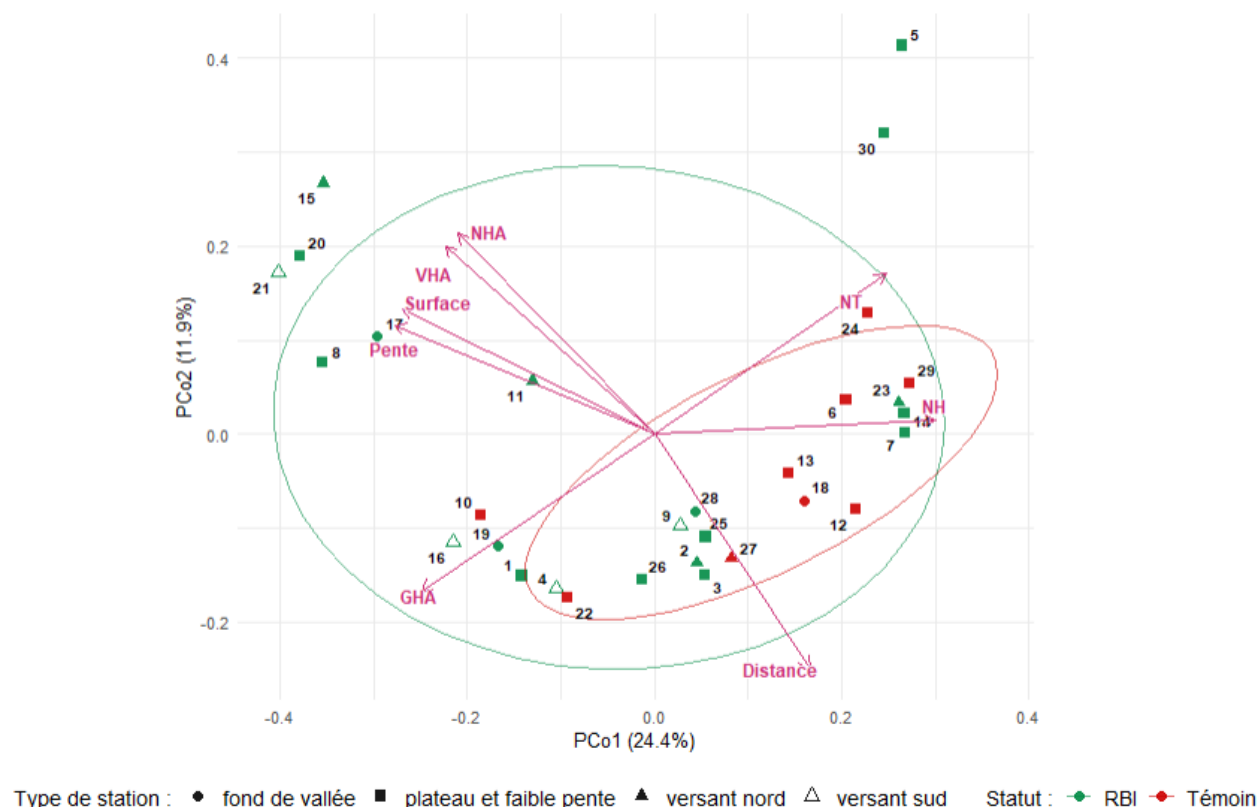


Figure 20. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à fosse.

Tableau 6. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la PCoA des coléoptères capturés par piège à fosse.

Variable	PCo1	PCo2	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	-0.92235	0.38636	0.1906	0.055
NHA	-0.70242	0.71176	0.0765	0.361
VHA	-0.74590	0.66605	0.0298	0.677
GHA	-0.83108	-0.55615	0.0631	0.418
NT	0.82328	0.56764	0.0671	0.378
NH	0.99876	0.04969	0.0569	0.472
Surface	-0.89746	0.44109	0.0596	0.448
Distance	0.55225	-0.83368	0.1013	0.211

L'analyse canonique des coordonnées principales (CAP) ne révèle pas de différence significative entre les communautés RBI et témoin ($pval_{global} = 0.141$), bien qu'une tendance soit observée sur l'axe canonique ($pval_{anova} = 0.0193$) (Figure 21). La séparation entre les communautés des placettes est associée significativement à la pente ($pval_{corrélation} = 0.023$), et marginalement à la surface des RBI ($pval_{corrélation} = 0.060$) et NHA ($pval_{corrélation} = 0.060$) (Tableau 7).

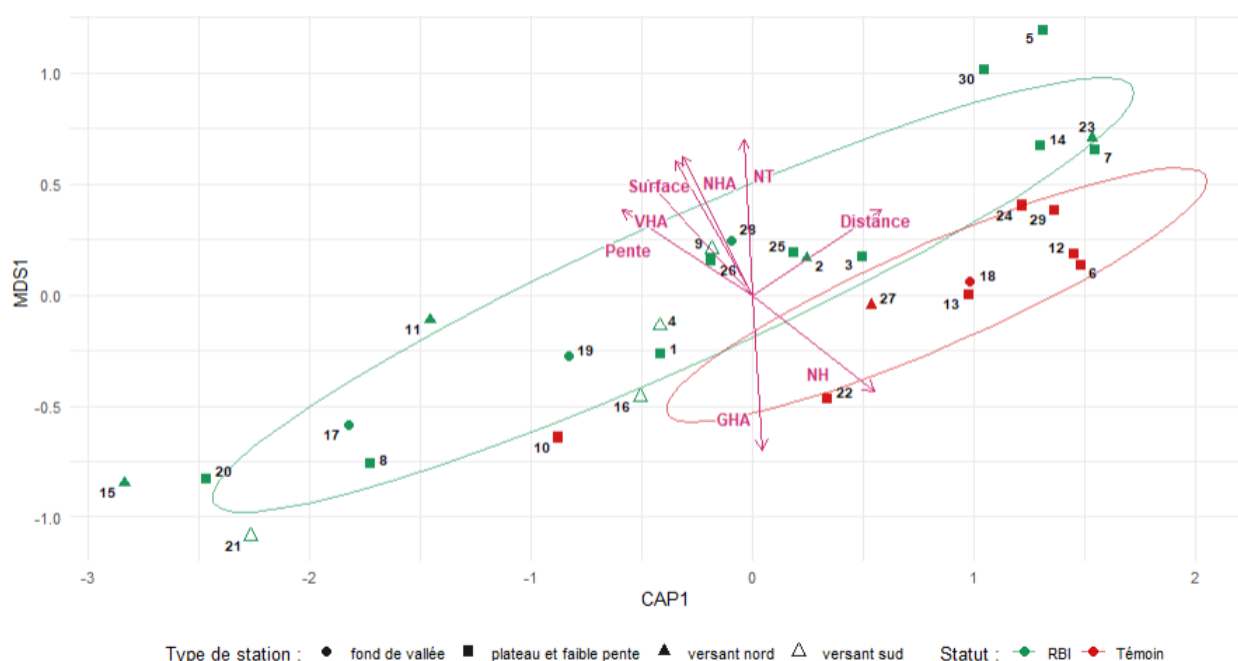


Figure 21. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à fosse et contrainte par le statut.

Tableau 7. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la CAP des coléoptères capturés par piège à fosse.

Variable	CAP1	MDS1	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	-0.83934	0.54360	0.2530	0.023
NHA	-0.44685	0.89461	0.1927	0.060
VHA	-0.68027	0.73296	0.0603	0.440
GHA	0.06419	-0.99794	0.0794	0.343
NT	-0.05541	0.99846	0.0460	0.535
NH	0.78613	-0.61806	0.0854	0.309
Surface	-0.49738	0.86753	0.1942	0.060
Distance	0.83607	0.54862	0.0512	0.501

Une seule famille se révèle significativement indicatrice du type de statut par la méthode IndVal : les Dermestridae, avec une valeur indicatrice de 0.3172 et une probabilité associée de 0.03 pour les placettes témoins.

Analyse des familles de coléoptères par piège à vitre

• Diversité Alpha

Les données d'abondance totale, d'abondance relative, les indices de richesse et de diversité par placette se trouvent à l'Annexe G.

La figure 22 illustre la valeur des indices de chaque placette. Aucune différence nette en richesse et diversité selon le statut des placettes n'en ressort. Il est intéressant de relever que les indices de Shannon et de Simpson indiquent tous les deux que la placette 12 témoin est la plus diversifiée des trente.

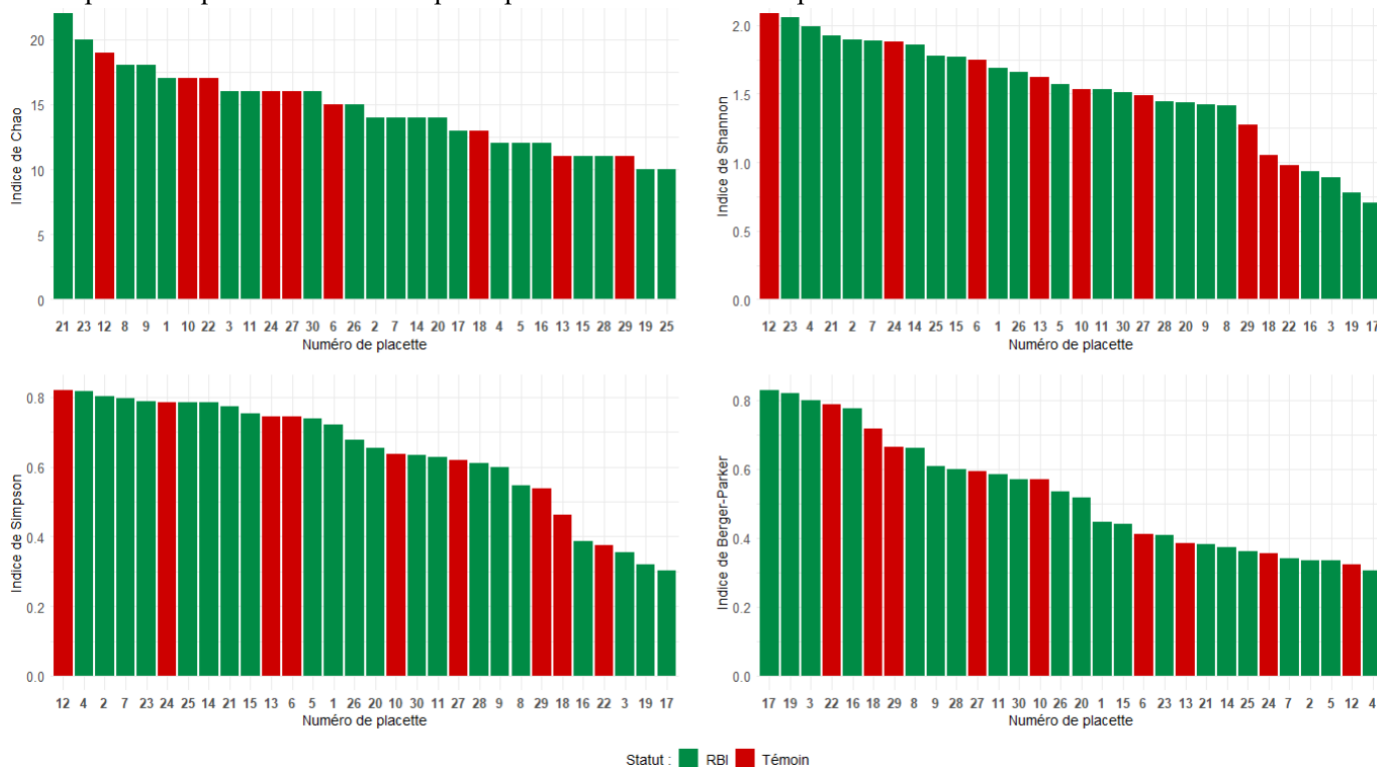


Figure 22. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des familles de coléoptères capturés par piège à vitre.

La figure 23 permet d'observer que les placettes RBI (7, 8, 26) ont une richesse spécifique similaire à celle de leur voisin témoin (6, 10, 27).

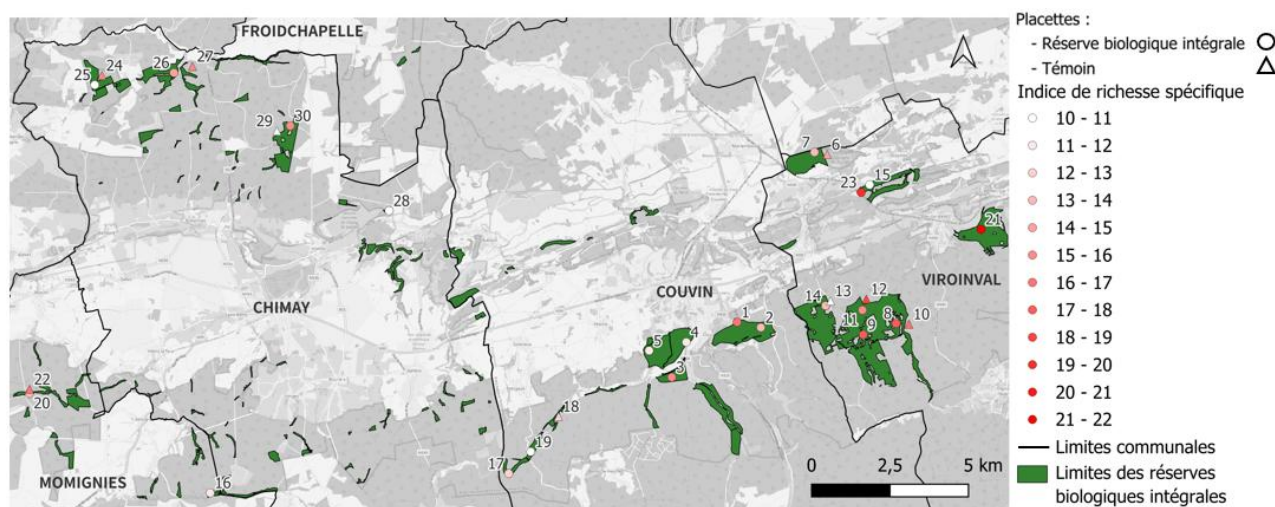


Figure 23. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à vitre des Coléoptères sur les placettes.

Les indices, n'assurant pas une population normale suite au test de Shapiro, ont subi une transformation logarithmique (abondance moyenne, Simpson et Berger-Parker).

La PCA indique que les deux axes principaux expliquent 91.9% de la variance totale du jeu de données. Le premier est influencé par les trois indices de diversité et le second est structuré par les deux indices de richesse (Tableau 8). Les indices de Shannon et Simpson sont fortement corrélés et inversement corrélée avec l'indice de Berger-Parker. Le coefficient de corrélation élevé entre les indices de richesse spécifique et Chao (Annexe H).

Le statut n'influence pas significativement la répartition des placettes ($p_{\text{statut-PC1}} = 0.8974$ et $p_{\text{statut-PC2}} = 0.8746$) (Figure 24). Cependant, l'axe 1 montre une distribution significative des types de stations en fonction des indices de diversité ($p_{\text{station-PC1}} = 0.0386$ et $p_{\text{station-PC2}} = 0.3767$). Les fonds de vallée se caractérisent par la dominance de certaines familles de coléoptères alors que les plateaux et faibles pentes ou les versants nord présente une plus grande diversité de familles (Annexe K).

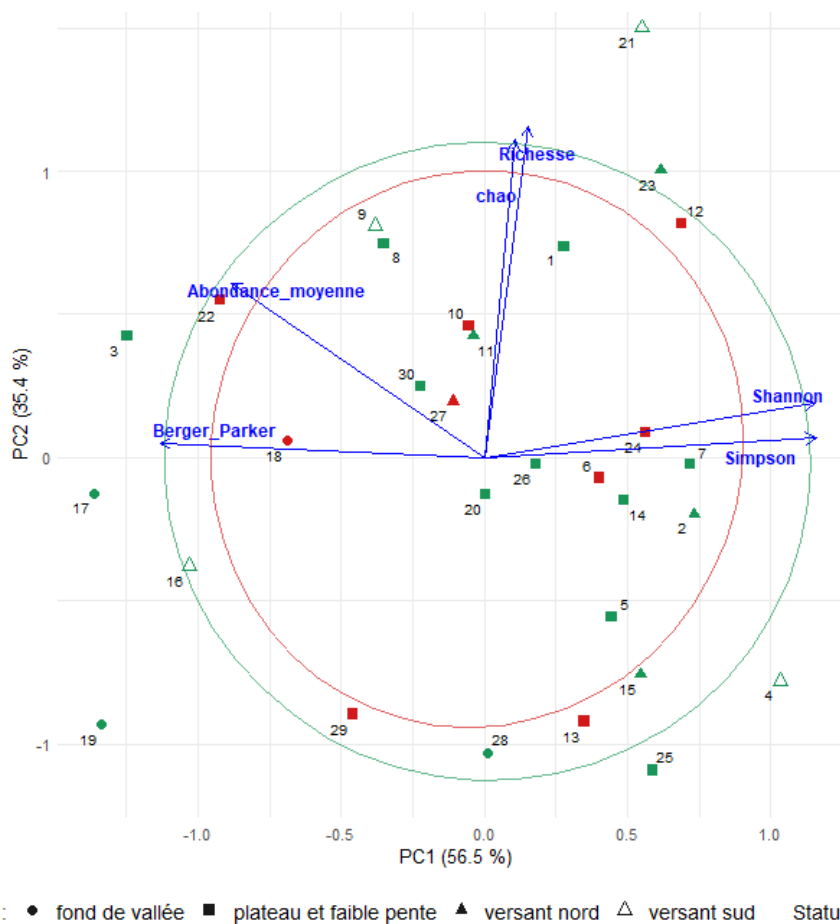


Figure 24. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à vitre.

Tableau 8. Corrélation entre les variables et les axes principaux de l'ACP des coléoptères capturés par piège à vitre.

Variables	PC1	PC2
Abondance moyenne	-0.7441683	0.51407939
Richesse spécifique	0.1294588	0.97480745
Chao	0.0893715	0.93598621
Shannon	0.9738813	0.16212063
Simpson	0.9761180	0.05744127
Berger Parker	-0.9538935	0.04323542

La RDA indique que l'ensemble des variables environnementales explique 34.2% de la variance des indices de biodiversité ($R^2 = 0.342$), mais cette relation n'est pas statistiquement significative ($p_{\text{global}} = 0.176$).

Les deux premiers axes de la RDA capturent 32% de la variance (Figure 25). Le premier axe dépend principalement de la variable NH ($p_{\text{valeur de corrélation}} = 0.015$), le deuxième axe est influencé pour la surface des RBI ($p_{\text{valeur de corrélation}} = 0.096$).

Les tests ANOVA ne révèlent aucun effet significatif individuel des variables environnementales sur les indices (Tableau 9). Le statut des placettes ne permet pas de différencier significativement les communautés ($p_{\text{valeur de statut}} = 0.965$).

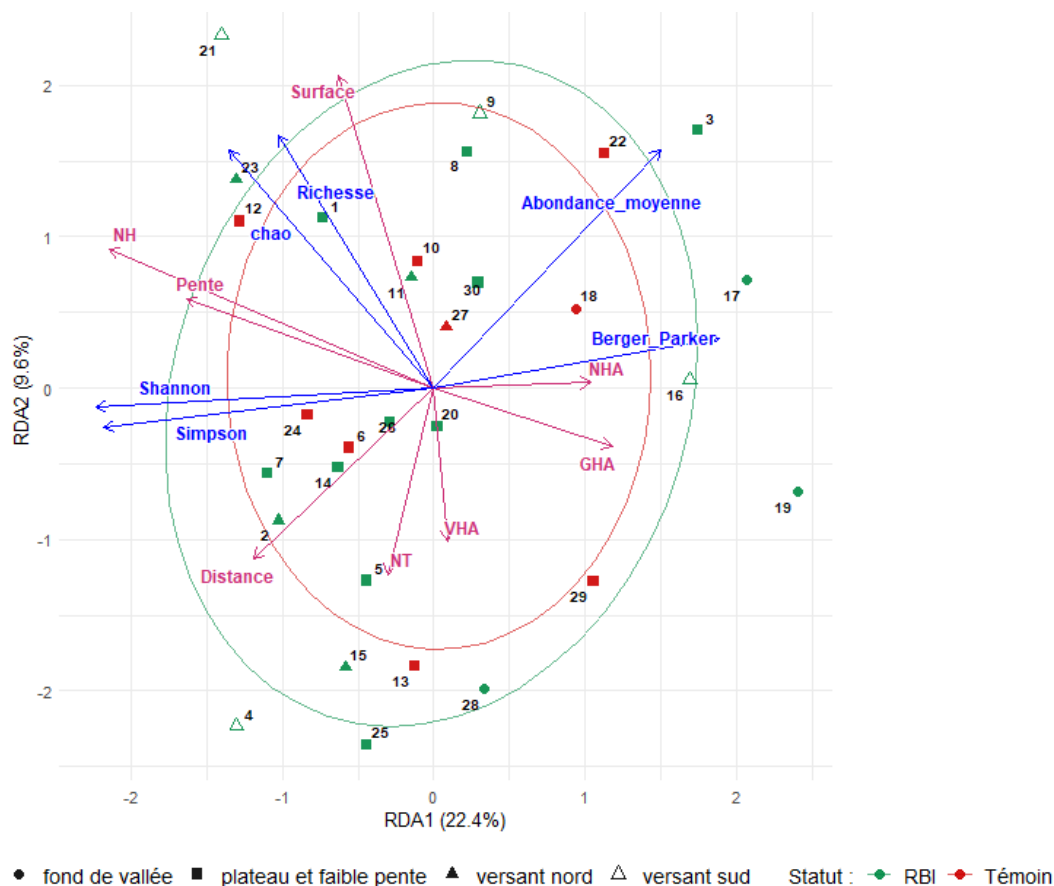


Figure 25. Représentation graphique de la RDA basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptère capturées par piège à vitre et contraintes par les variables environnementales.

Tableau 9. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des coléoptères capturés par piège à vitre.

Variable	RDA1	RDA2	R ²	P _{valeur de corrélation}	P _{valeur de anova}
Pente	-0.9542648	0.29896284	0.14498575	0.127	0.290
NHA	0.9971923	-0.07488383	0.05041599	0.501	0.680
VHA	0.2764740	-0.96102141	0.03162873	0.685	0.195
GHA	0.9596722	-0.28112141	0.07445780	0.359	0.163
NT	-0.2427810	-0.97008112	0.04590193	0.550	0.763
NH	-0.9431142	0.33246908	0.25925403	0.015	0.358
Surface	-0.5182751	0.85521397	0.15689771	0.096	0.245
Distance	-0.8754221	-0.48335927	0.09224959	0.267	0.351

• Diversité Beta

L'analyse PCoA révèle que les deux premiers axes expliquent 39.3% de la variance totale de la composition des communautés. Le premier est corrélé principalement à la variable NH ($R^2=0.1138$) et la distance ($p_{\text{valeur de corrélation}} = 0.085$) au RBI. La deuxième est influencée le NT ($R^2 = 0.1696$ et $p_{\text{valeur de corrélation}} = 0.077$) (Tableau 10).

Une tendance se dessine sur la figure 26 où le rassemblement des témoins indique une ressemblance entre les communautés alors que la dispersion des RBI témoigne une grande hétérogénéité entre les communautés. Le dendrogramme met en évidence trois groupes de placettes, sans distinction entre les statuts.

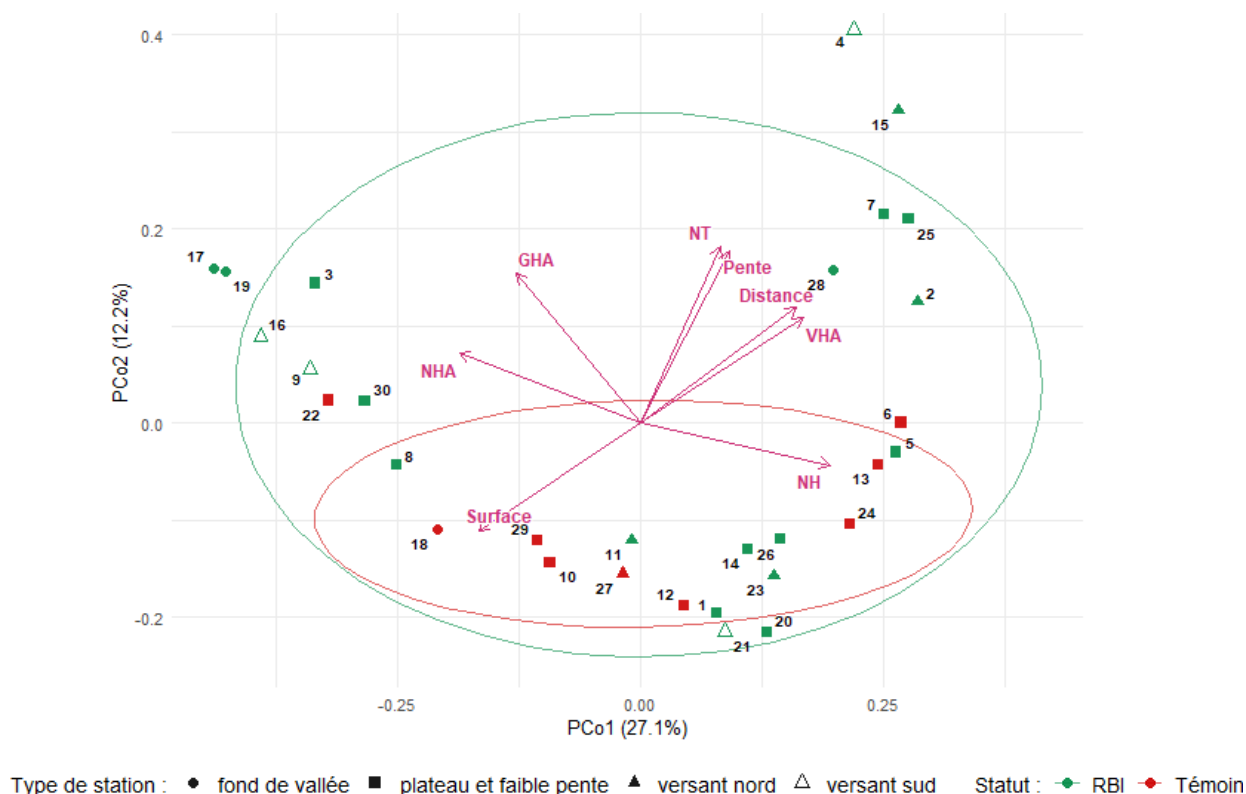


Figure 26. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptères capturées par piège à vitre.

Tableau 10. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la PCoA des coléoptères capturés par piège à vitre.

Variable	PCo1	PCo2	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	0.45837	0.88876	0.0560	0.488
NHA	-0.93261	0.36088	0.0881	0.258
VHA	0.84064	0.54160	0.0151	0.824
GHA	-0.63743	0.77051	0.0354	0.616
NT	0.41451	0.91005	0.1696	0.077
NH	0.97649	-0.21558	0.1138	0.182
Surface	-0.83453	-0.55097	0.0252	0.724
Distance	0.80309	0.59586	0.1534	0.085

La CAP contrainte par le statut ne révèle pas de différence significative entre les communautés des statuts selon le test global par permutation ($p_{\text{val global}} = 0.606$), bien que le test ANOVA sur l'axe canonique montre une différence hautement significative entre les statuts ($p_{\text{val anova}} = 0.00452$) (Figure 27). Aucune variable ne possède de corrélation significative avec les axes dans la séparation des communautés (Tableau 11).

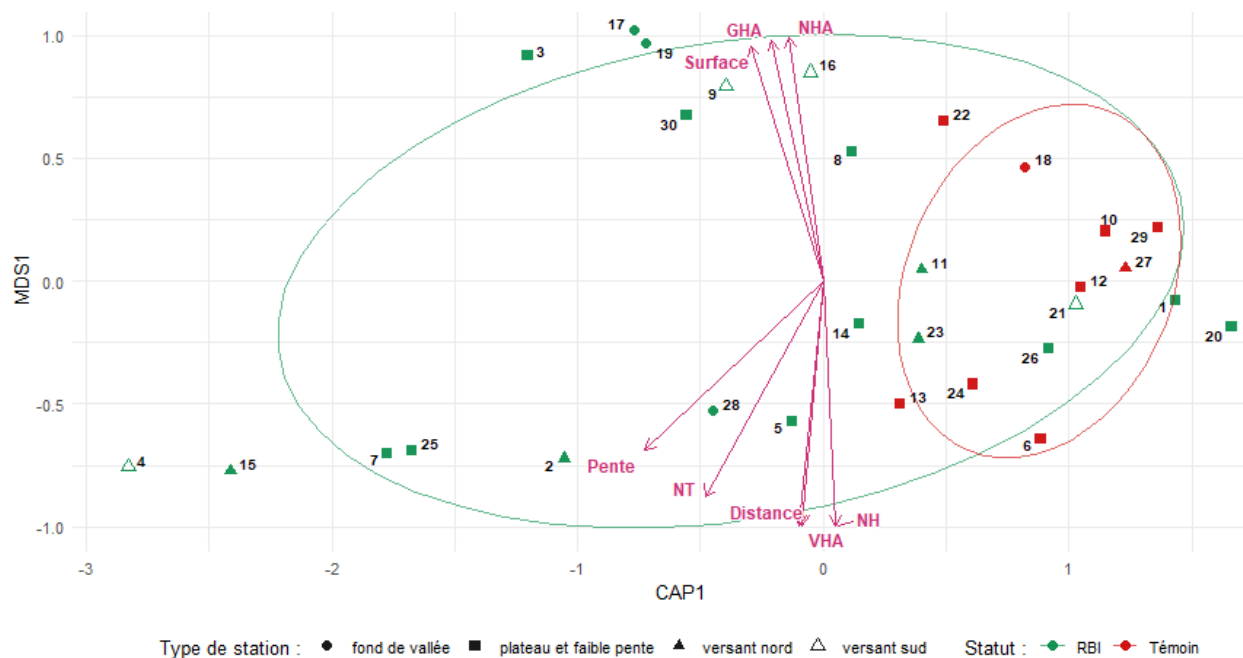


Figure 27. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des familles de coléoptère capturées par piège à vitre et contrainte par le statut.

Tableau 11. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la CAP des coléoptères capturés par piège à vitre.

Variable	CAP1	MDS1	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	-0.72598	-0.68771	0.1031	0.239
NHA	-0.13788	0.99045	0.0744	0.362
VHA	-0.08743	-0.99617	0.0088	0.886
GHA	-0.21017	0.97766	0.0241	0.684
NT	-0.48132	-0.87654	0.1331	0.120
NH	0.05014	-0.99874	0.1056	0.208
Surface	-0.29589	0.95522	0.0301	0.709
Distance	-0.09830	-0.99516	0.1457	0.106

A l'aide de méthode IndVal, une seule famille s'avère être indicatrice du statut témoin avec une valeur indicatrice de 0.4204 et une probabilité de 0.027. Cette famille est celle des Eucnemidae.

Analyse des coléoptères par groupes fonctionnels

Le test Shapiro est supérieur à 0.05, ce qui indique que l'égalité des variances est vérifiée.

L'analyse des groupes fonctionnels permet d'identifier les groupes les plus abondants selon les différents statuts (Tableau 12). Les familles saproxylophages, prédatrices sont plus abondantes dans les placettes témoins alors que les familles mycophages, saprophages et xylophages sont plus abondantes dans les RBI. Seuls les herbivores n'appartiennent pas significativement à un des deux statuts.

Tableau 12. Abondance des groupes fonctionnels selon le statut des placettes.

Groupe fonctionnel	Ratio : RBI/Témoin	Pvaleur
Saproxylophage	0.862	0.0006
Mycophage	1.366	0.0359
Prédateur	0.763	<0.0001
Saprophage	1.113	0.017
Herbivore	1.042	0.7918
Xylophage	1.255	<0.0001

3.3. Analyse des espèces de la famille des Cerambycidae par piège à vitre

Pour ce qui est des Cerambycidae, seules 7 espèces ont été identifiées comprenant 67 individus au total dont 48 sont des *Rhagium mordax* (Figure 28). Les 7 espèces font partie des espèces saproxyliques (Chambord and Chabrol, 2013; Dodelin and Calmont, 2021). Seuls 27 des 60 pièges à vitre au total ont capturé au moins un individu. Cela provient de 20 placettes différentes, dont 6 témoins.

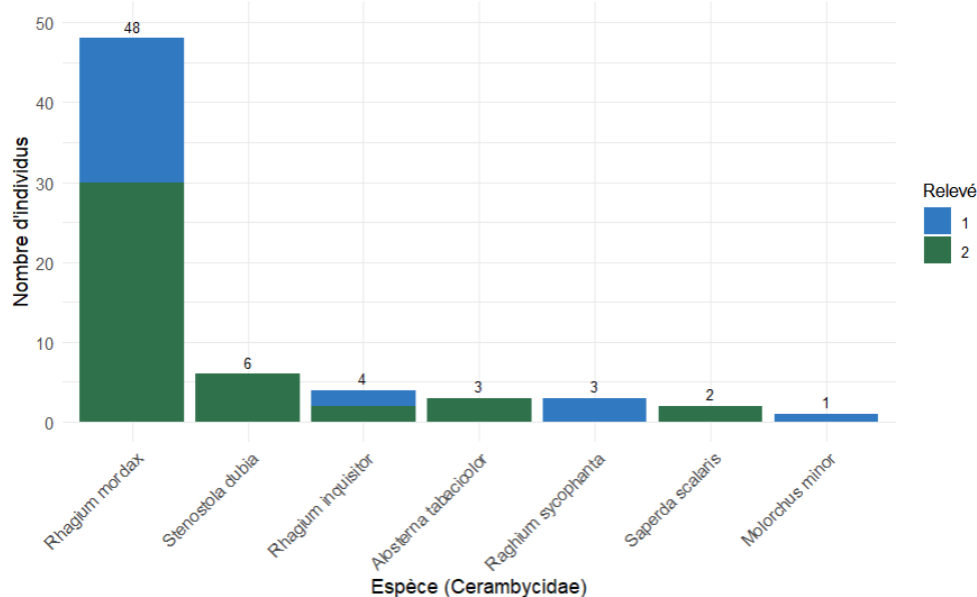


Figure 28. Nombre d'individus par espèces de Cerambycidae sur les vingt placettes par relevé.

• Diversité Alpha

L'annexe M contient l'ensemble des données d'abondance totale, d'abondance relative, les indices de richesse et de diversité par placette.

Les valeurs nulles de l'indice de Shannon ou de Simpson pour 10 des placettes sont dues à la présence d'une seule espèce piégée sur la placette, visible sur le graphique de Chao. A l'inverse, ces placettes auront la valeur maximale avec l'indice de Berger-Parker puisque cela exprime la dominance d'une seule espèce. Il est important de noter que la placette témoin numéro 12 possède la plus grande richesse spécifique. Quatre des six témoins possèdent plus d'un individu (Figure 29). La répartition spatiale de la richesse spécifique par placette est visible à la figure 30.

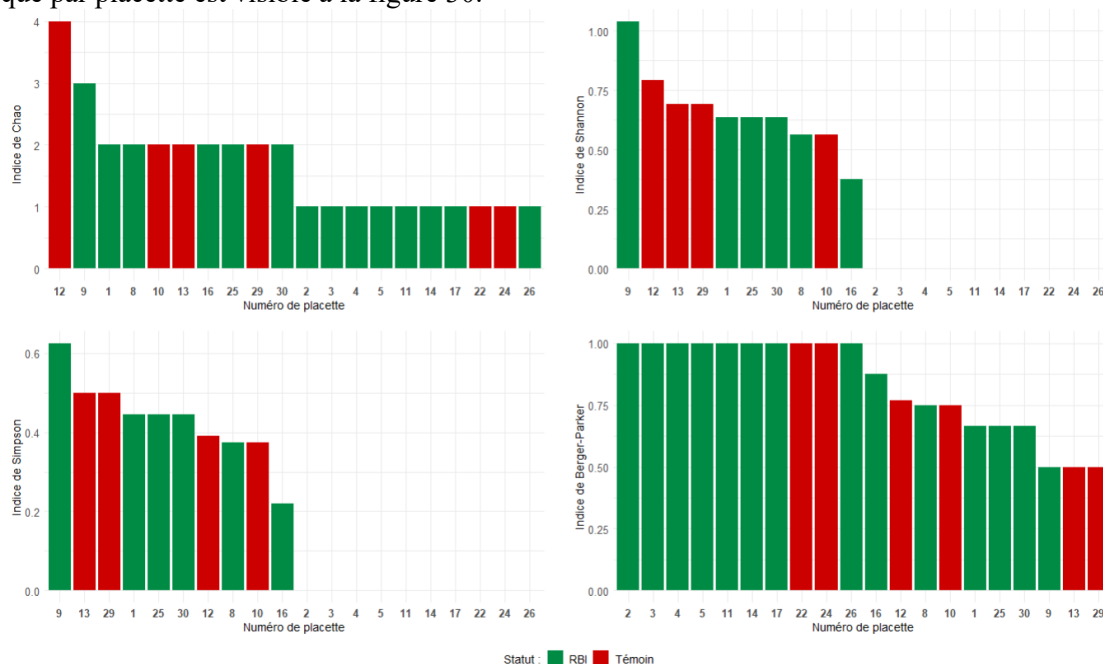


Figure 29. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

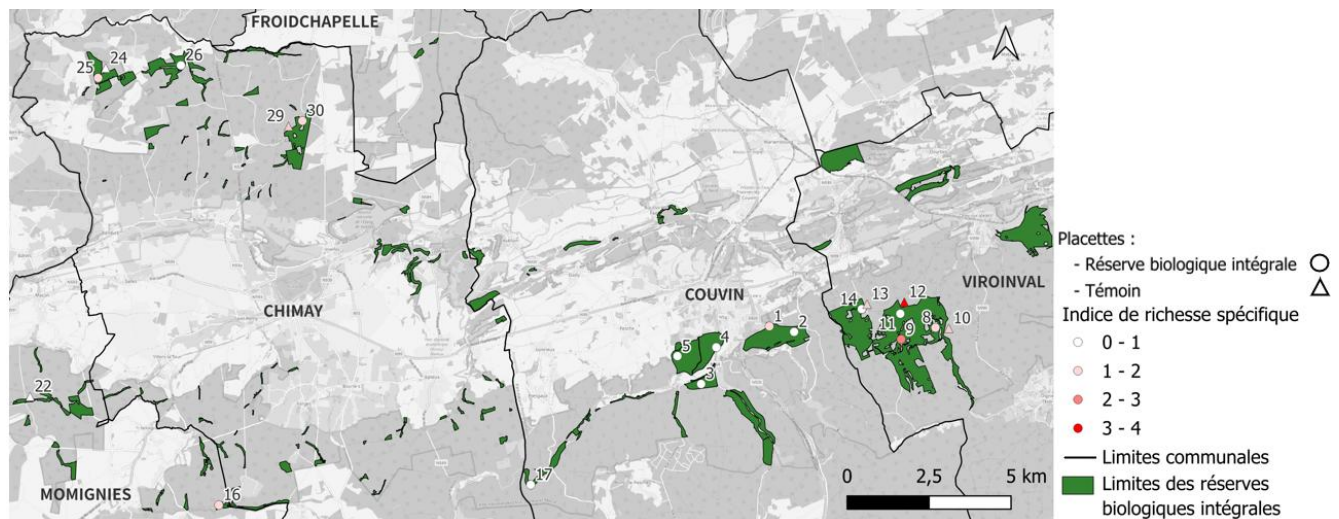
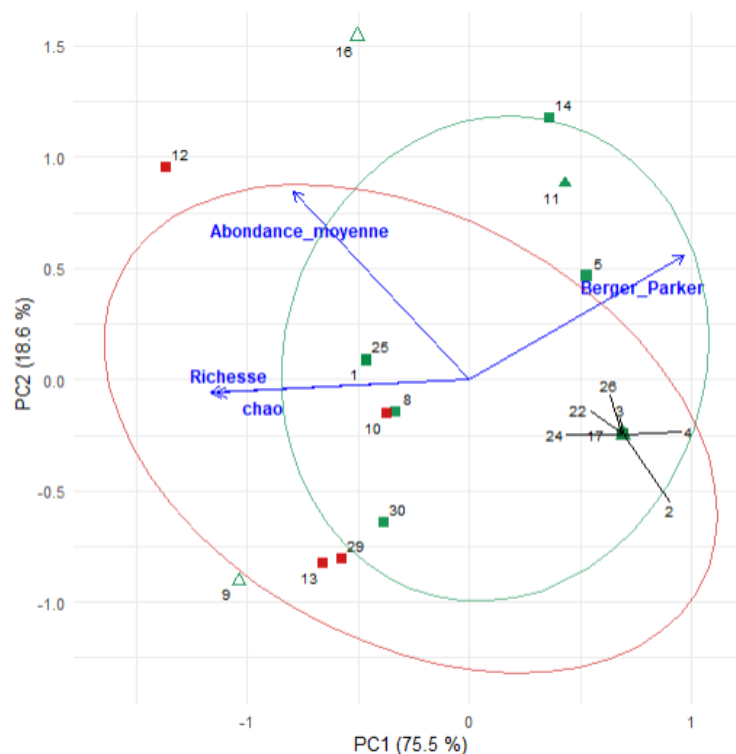


Figure 30. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à vitre des Cerambycidae sur les placettes.

À part l'indice de Berger-Parker, tous les indices possèdent un coefficient de corrélation élevé entre eux, et opposé à celui de Berger-Parker (Annexe O).

Aucun des indices n'assurait une population normale suite aux tests de Shapiro. Les indices, transformés par un logarithme, gardés pour cette analyse sont l'abondance moyenne la richesse spécifique, chao et Berger-Parker. Les indices de Shannon et de Simpson n'ont pas été transformés par le logarithme, car ils ont des valeurs nulles.

Selon l'analyse de l'ACP, la variance totale est expliquée à 94.1% par les deux axes principaux (Figure 31). Toutes les variables environnementales influencent principalement le premier axe sauf l'abondance moyenne qui structure le deuxième axe. La station et le statut des placettes n'impactent pas la composition en espèces selon les axes principaux ($p_{\text{val}_{\text{statut-PC1}}}=0.2641$, $p_{\text{val}_{\text{statut-PC2}}}=0.8744$, $p_{\text{val}_{\text{station-PC1}}}=0.4051$ et $p_{\text{val}_{\text{station-PC2}}}=0.8744$) (Tableau 13). Le groupement de placettes visibles à droite sur la représentation graphique de l'ACP est l'ensemble des placettes où la dominance d'une espèce est maximale.



Type de station : ● fond de vallée ■ plateau et faible pente ▲ versant nord △ versant sud Statut : ● RBI ● Témoin

Figure 31. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses en Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Tableau 13. Corrélation entre les variables et les axes principaux de l'ACP des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Variabes	PC1	PC2
Abondance moyenne	-0.671	0.718
Richesse spécifique	-0.986	-0.046
Chao	-0.964	-0.051
Berger-Parker	0.819	0.473

L'analyse RDA indique que les variables environnementales expliquent 49.9% de la variance des indices de biodiversité ($R^2 = 0.499$). Mais la relation entre l'ensemble des variables environnementales et les indices de biodiversité n'est pas significative ($pval_{global} = 0.279$).

Les deux axes expriment 49.4% de la variance totale, avec une dominance de l'axe 1 (44.4%) qui est défini majoritairement par le NT ($pval_{corrélation} = 0.017$ et $R^2 = 0.4002$) et le VHA ($pval = 0.1802$) alors que le deuxième axe est structuré par le NH ($R^2 = 0.1737$) et le VHA également. Le test ANOVA s'intéressant aux variables individuelles indique que le NT possède un effet hautement significatif sur les indices ($pval_{anova} = 0.003$) (Tableau 14). Deux groupes de placettes se distinguent de chaque côté du gradient de NT. Celui de gauche reprend toutes les placettes comptant une seule espèce (Figure 32).

Le statut ne permet pas de différencier significativement les communautés ($pval_{statut} = 0.37$).

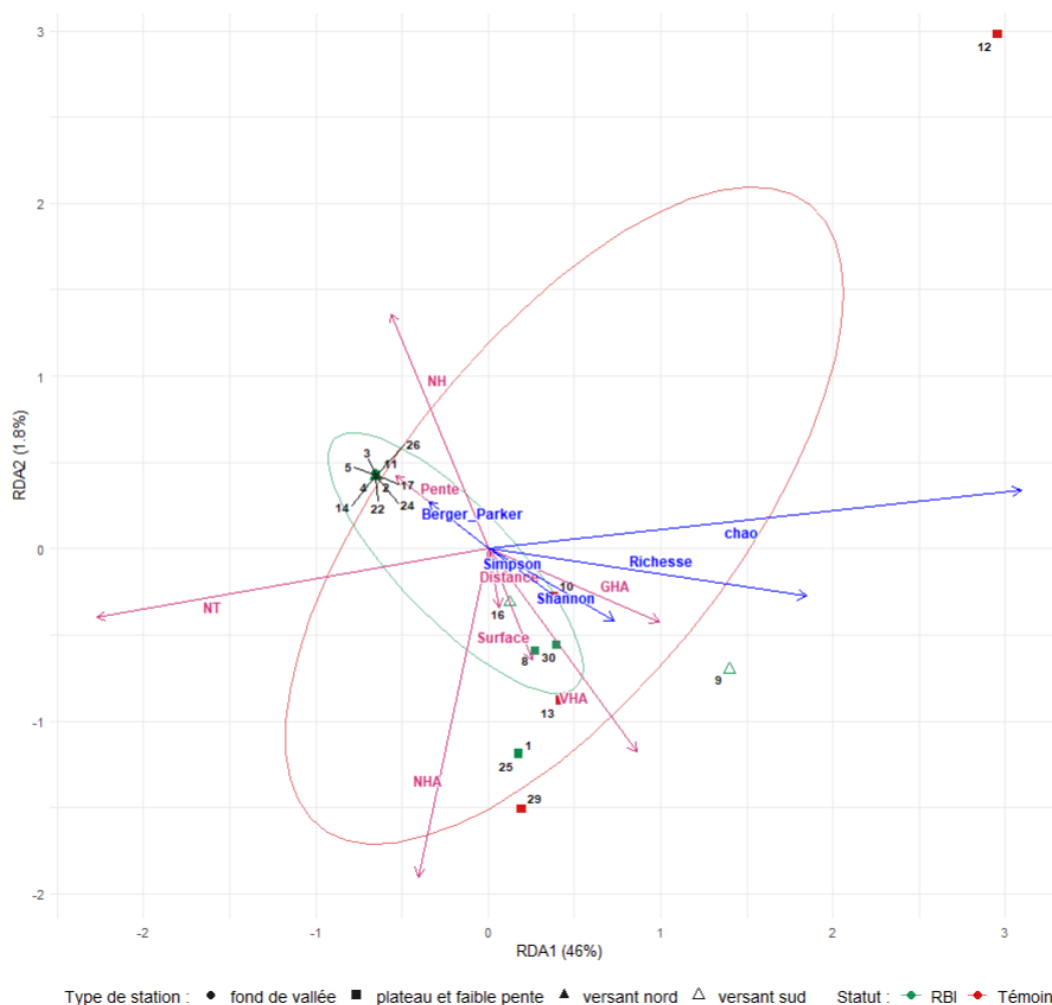


Figure 32. Représentation graphique de la RDA sur les indices de diversité et richesses en Cerambycidae capturées par piège à vitre.

Tableau 14. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Variable	RDA1	RDA2	R ²	Pval _{corrélation}	Pval _{anova}
Pente	0.9132770	-0.4073391	0.038898372	0.717	0.973
NHA	-0.4014839	0.9158661	0.022893878	0.808	0.849
VHA	-0.7871923	0.6167076	0.180212593	0.183	0.838
GHA	-0.8168638	0.5768305	0.119412879	0.338	0.906
NT	0.9458527	0.3245963	0.400195668	0.017	0.003
NH	0.5886230	-0.8084077	0.173653986	0.186	0.164
Surface	-0.9922297	-0.1244199	0.011846919	0.904	0.905
Distance	-0.3078731	0.9514274	0.006577792	0.927	0.727

• Diversité Beta

L'analyse PCoA indique que les axes principaux structurent 50.3% de la variance. Le premier axe est influencé par la pente ($R^2 = 0.1264$) et le NH ($R^2 = 0.1825$). Le deuxième axe est structuré par le NH, la surface ($R^2 = 0.1190$) et significativement par le NT ($p_{\text{valcorrélation}} = 0.026$) (Tableau 15). La représentation graphique de la PCoA (Figure 33) et le dendrogramme (Annexe Q) n'offrent pas un groupement clair des communautés selon leur statut.

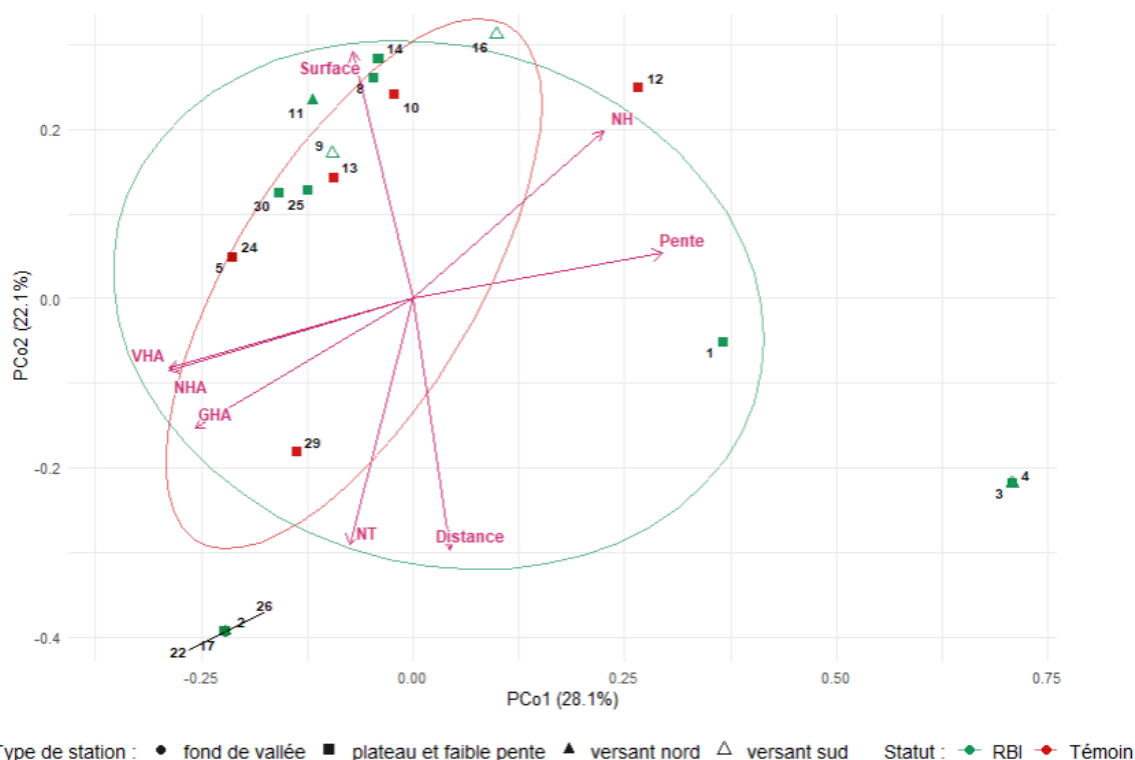


Figure 33. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Tableau 15. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la PCoA des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Variable	PCo1	PCo2	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	0.98390	0.17874	0.1264	0.303
NHA	-0.95841	-0.28538	0.0229	0.838
VHA	-0.96161	-0.27443	0.0318	0.773
GHA	-0.85998	-0.51033	0.0704	0.558
NT	-0.25051	-0.96811	0.3495	0.026
NH	0.75030	0.66109	0.1825	0.173
Surface	-0.23868	0.97110	0.1190	0.303
Distance	0.14591	-0.98930	0.0847	0.445

La CAP contrainte par le statut ne révèle aucune différence significative entre les communautés des placettes RBI et témoins ($p_{\text{val global}} = 0.934$ et $p_{\text{val anova}} = 0.333$) (Figure 34). A nouveau, la séparation entre les communautés est marquée significativement par la NT (Tableau 16).

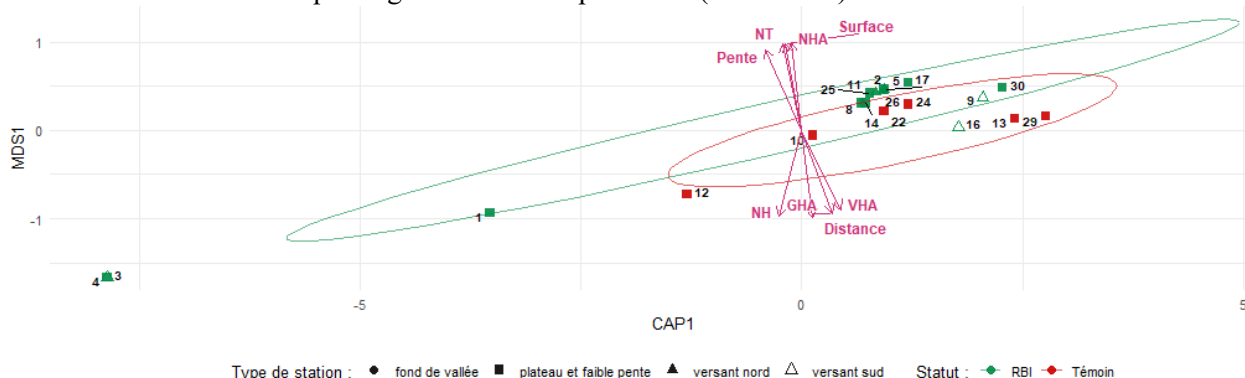


Figure 34. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives des Cerambycidae capturées par piège à vitre et contrainte par le statut.

Tableau 16. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la CAP des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Variable	CAP1	MDS1	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	-0.41093	0.91167	0.1442	0.269
NHA	-0.11803	0.99301	0.0436	0.693
VHA	0.44563	-0.89521	0.0731	0.518
GHA	0.34769	-0.93761	0.1114	0.383
NT	-0.22122	0.97522	0.3155	0.038
NH	-0.25354	-0.96732	0.1013	0.407
Surface	-0.18427	0.98288	0.1205	0.334
Distance	0.12525	-0.99212	0.0171	0.893

Aucune des espèces de Cérambycides collectées dans les pièges ne s'est révélé être indicatrice du type de statut par la méthode IndVal.

3.4. Analyse des espèces de la famille des Carabidae par piège à fosse

Les Carabidae comptent 3 893 individus répartis en 43 espèces différentes, dont la plus abondante est *Abax parallelepipedus* avec 1 421 individus. Il est à noter que 33 espèces ont moins de 50 effectifs (Figure 35).

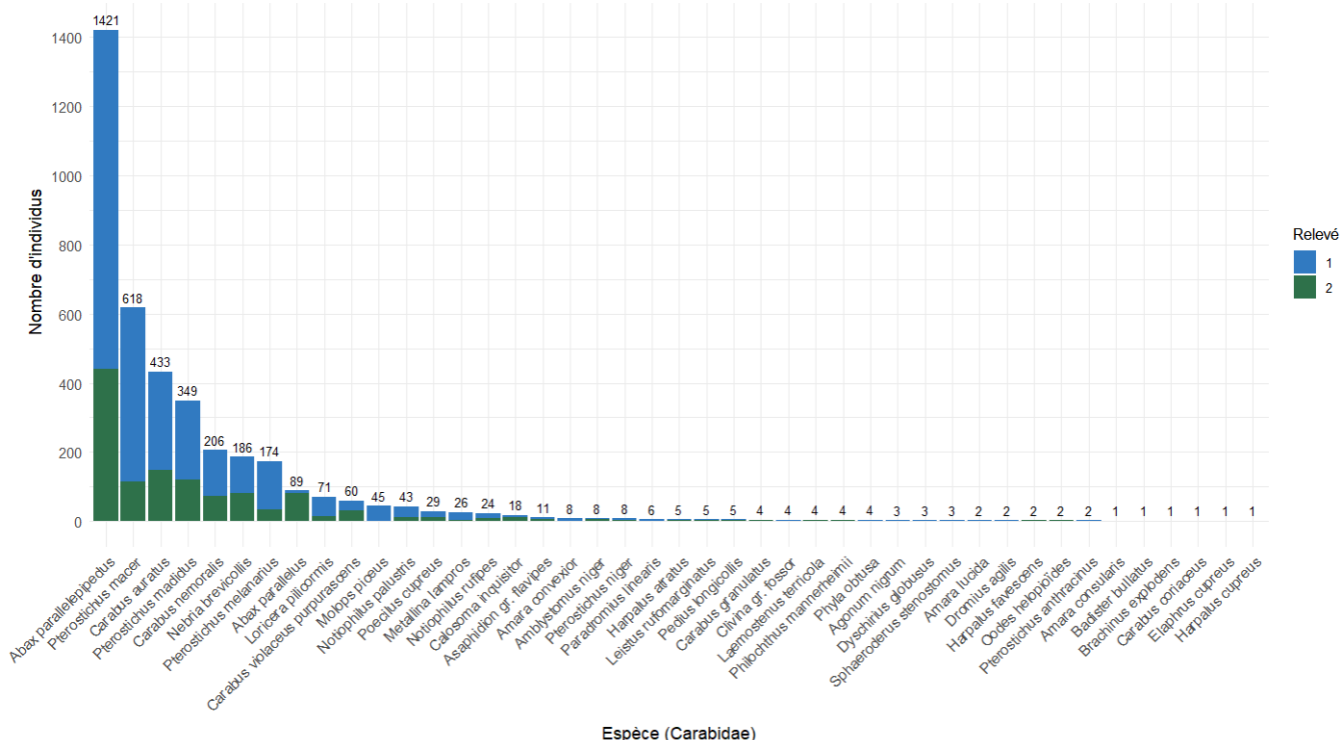


Figure 35. Nombre d'individus par espèces de Carabidae sur les trente placettes par relevé.

• Diversité Alpha

L'annexe N fournit l'ensemble des résultats obtenus en abondance totale, d'abondance relative, les indices de richesse et de diversité par placette.

La richesse spécifique et la diversité ne se différencient pas selon le statut de la placette lors de l'analyse graphique de la Figure 36. L'indice de Berger-Parker indique que cinq des neuf placettes témoins font partie des dix placettes qui ont la valeur la plus faible qui signifie que la codominance des espèces est importante. Toutefois, la placette témoin numéro 18 montre une forte valeur de dominance d'une espèce (indice de Berger-Parker) et fait en même temps partie des plus riches en espèces (indice de Chao) Cette même observation peut être faite avec la placette RBI numéro 20.

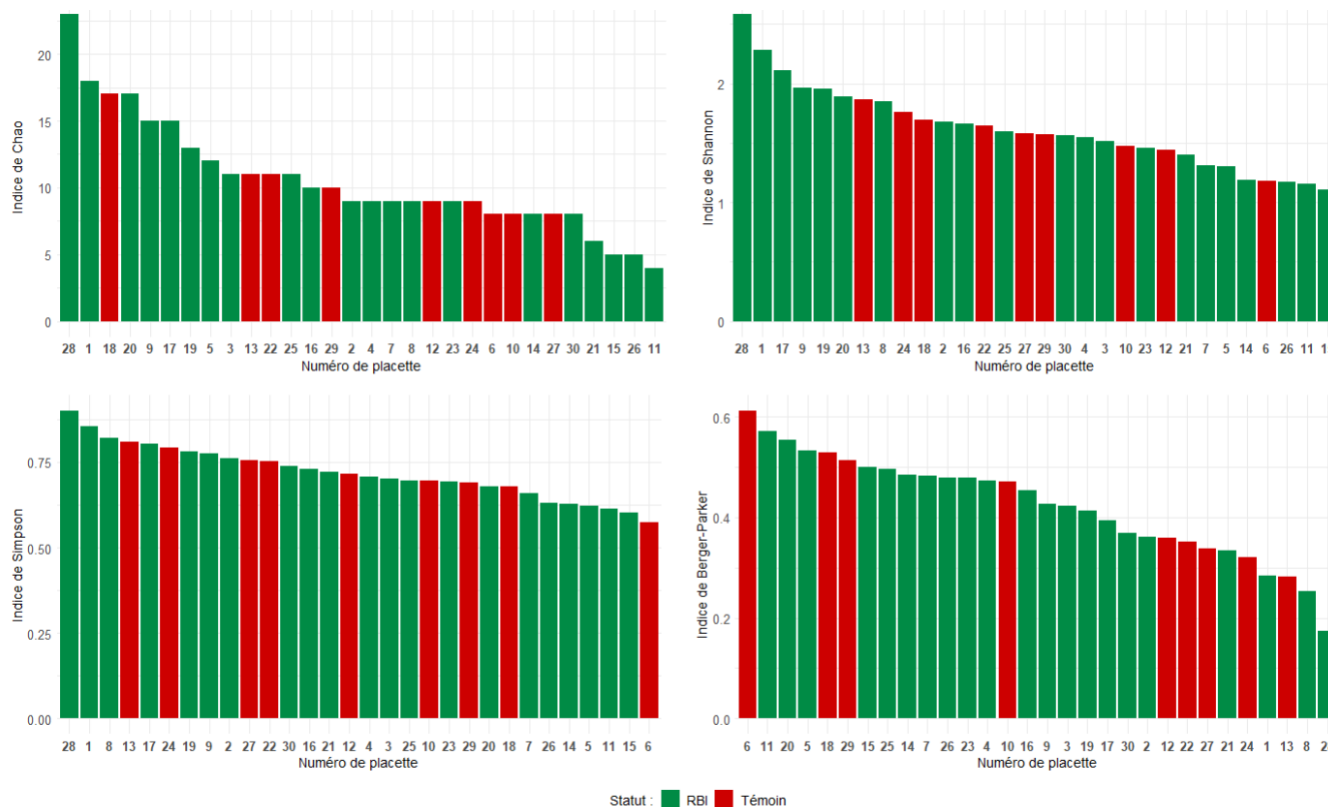


Figure 36. Distribution des placettes en fonction des indices (Chao, Shannon, Simpson et Berger-Parker) calculés à partir de l'abondance relative des Carabidae capturés par piège à fosse.

La figure 37 permet de mettre en lumière que les placettes RBI ont une richesse spécifique similaire (7, 8, 25, 30) à celle des témoins situés à proximité (6, 10, 24, 30).

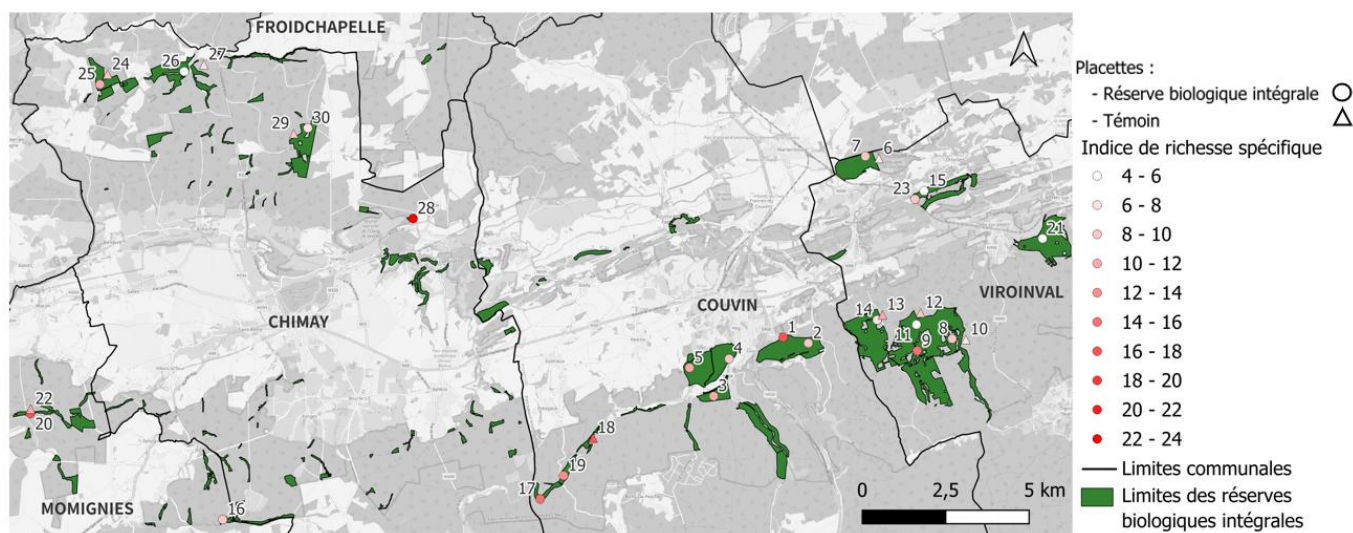


Figure 37. Répartition des valeurs de richesses spécifiques provenant des captures par pièges à fosse des Carabidae sur les placettes.

Les indices, n'assurant pas une population normale suite au test de Shapiro, ont subi une transformation logarithmique (richesse spécifique et chao).

L'ACP indique que la variance est expliquée par 82.7% des axes principaux (PC1 = 59.8% et PC2 = 22.9%) (Figure 38). En ce qui concerne le premier axe, celui-ci est principalement structuré par la richesse spécifique et les indices de Shannon et Simpson (Tableau 17). L'indice de Shannon est corrélé à la richesse spécifique et à l'indice de Simpson, lui-même inversement proportionnel à l'indice de Berger-Parker (Annexe O). Le type de statut n'influence pas la répartition des placettes ($p_{\text{val}_{\text{statut-PC1}}}=0.8213$ et $p_{\text{val}_{\text{statut-PC2}}}=0.5011$), contrairement au type de station qui possède une relation significative avec le premier axe ($p_{\text{val}_{\text{station-PC1}}} = 0.0244$ et $p_{\text{val}_{\text{station-PC2}}}=0.3709$). Les fonds de vallée semblent être le milieu le plus riche en espèces et les plus diversifiés en Carabes à l'opposé des versants nord (Annexe P).

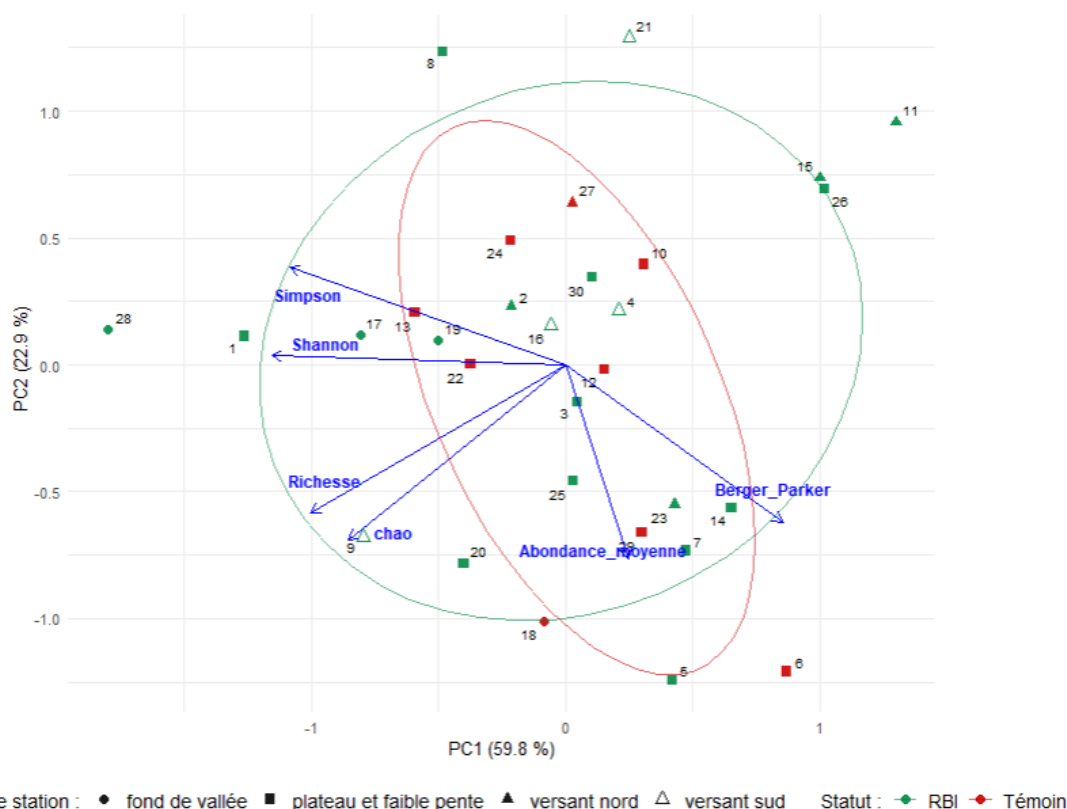


Figure 38. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses en Carabidae capturés par piège à fosse.

Tableau 17. Corrélation entre les variables et les axes principaux de l'ACP des Carabidae capturés par piège à fosse.

Variables	PC1	PC2
Abondance moyenne	0.210	-0.645
Richesse spécifique	-0.846	-0.492
Chao	-0.722	-0.581
Shannon	-0.976	0.029
Simpson	-0.915	0.323
Berger-Parker	0.721	-0.522

L'analyse RDA montre que les variables environnementales expliquent 52.9% de la variance des indices de biodiversité ($R^2 = 0.529$), cette relation est hautement significative ($p_{\text{val}_{\text{global}}} = 0.003$).

Les deux premiers axes expliquent 47.7% par de la variance totale. Le premier axe est déterminé par NH ($p_{\text{val}_{\text{corrélation}}} = 0.018$), la pente ($p_{\text{val}_{\text{corrélation}}} = 0.001$) et la distance ($R^2 = 0.1104$), et le deuxième dépend principalement du NT ($p_{\text{val}_{\text{corrélation}}} = 0.025$) et la pente. De plus, le test par ANOVA indique que ces quatre variables environnementales sont significatives liées aux indices : ($p_{\text{val}_{\text{anova-pente}}} = 0.022$, $p_{\text{val}_{\text{anova-NT}}} = 0.011$, $p_{\text{val}_{\text{anova-NH}}} = 0.007$, $p_{\text{val}_{\text{anova-distance}}} = 0.002$) (Tableau 18). L'analyse graphique indique que la pente

est inversement corrélée à la richesse spécifique (Figure 39), ce qui est validé par la figure 36 qui montre que les placettes 11, 15, 21 qui possèdent un fort degré de pente, ont les plus faibles valeurs de richesse spécifique.

Le statut ne permet pas de différencier significativement les communautés ($p_{\text{statut}} = 0.598$).

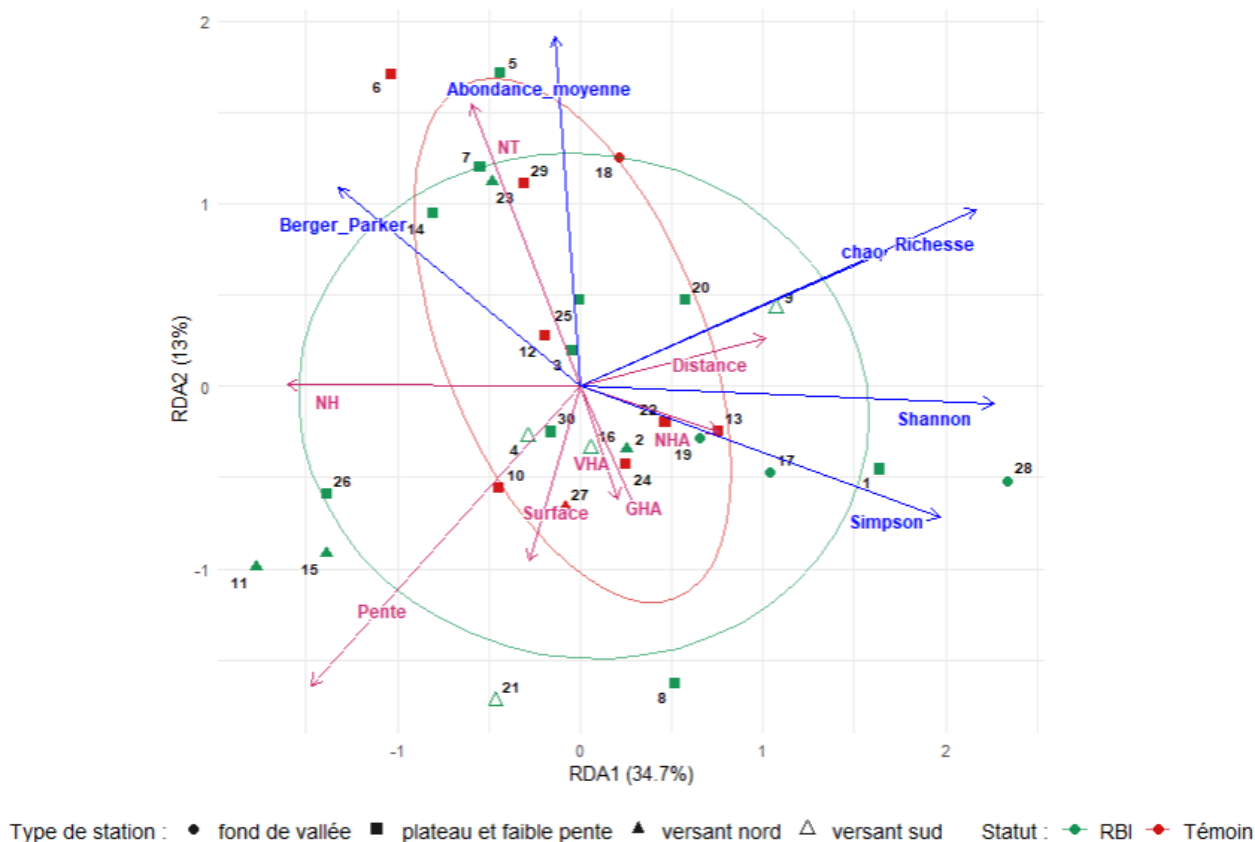


Figure 39. Représentation graphique de la RDA sur les indices de diversité et richesses en Carabidae capturées par piège à fosse.

Tableau 18. Corrélations et significativités des variables environnementales dans l'espace RDA des Carabidae capturés par piège à fosse.

Variable	RDA1	RDA2	R ²	Pval _{corrélation}	Pval _{anova}
Pente	-0.6840908	-0.7293969	0.51346517	0.001	0.022
NHA	0.9791803	-0.2029922	0.05595608	0.460	0.691
VHA	0.2162029	-0.9763484	0.03723547	0.586	0.828
GHA	0.3278868	-0.9447170	0.05158339	0.469	0.540
NT	-0.2722811	0.9622178	0.23487288	0.025	0.011
NH	-0.9932182	-0.1162654	0.24518833	0.018	0.007
Surface	-0.3785090	-0.9255976	0.09942090	0.256	0.990
Distance	0.9384383	0.3454468	0.11040325	0.218	0.002

• Diversité Beta

L'analyse PCoA indique que les deux premiers axes structurent 30.3% de la variance. Le NT intervient de façon hautement significative dans la structure du deuxième axe ($p_{\text{corrélation}} = 0.001$) et NH est marginalement significatif dans la structuration du premier axe ($p_{\text{corrélation}} = 0.066$) (Tableau 19). La représentation graphique (Figure 40) et le clustering hiérarchique (Annexe U) n'indiquent pas de répartition claire des communautés selon leur statut.

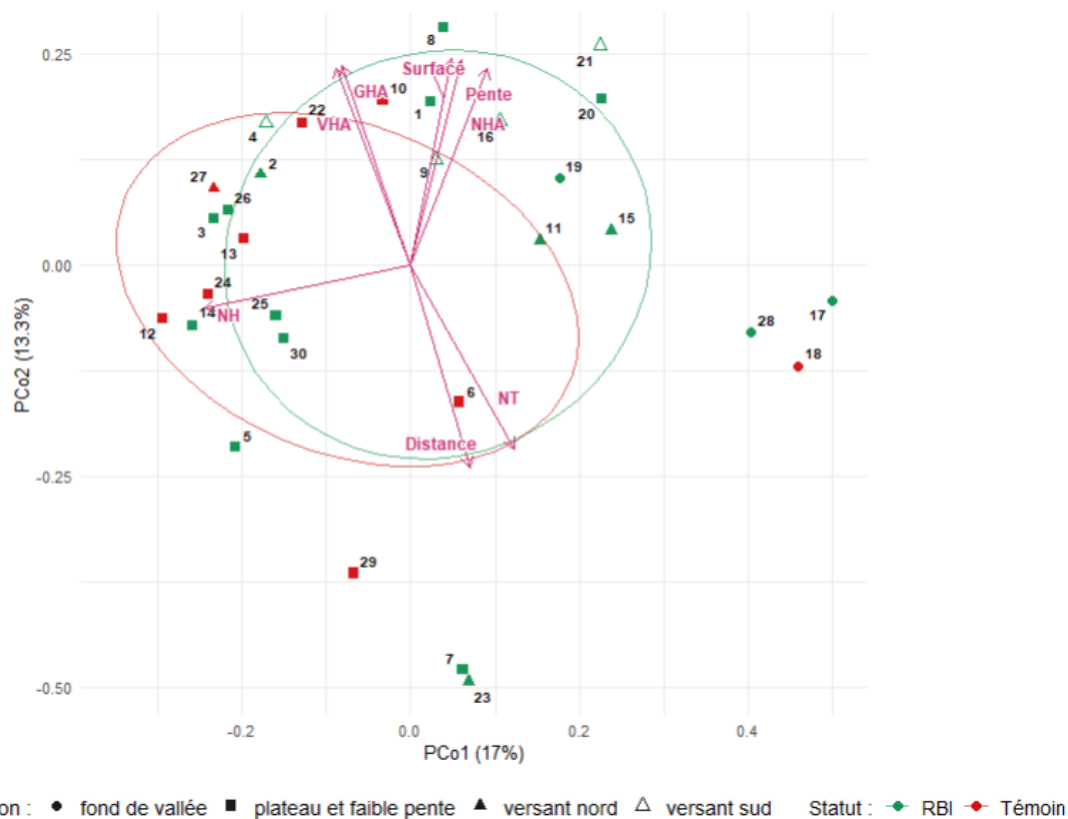


Figure 40. Représentation graphique de la PCoA réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Carabidae capturés par piège à fosse.

Tableau 19. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la PCoA des Carabidae capturés par piège à fosse.

Variable	PCo1	PCo2	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	0.23906	0.97100	0.0882	0.295
NHA	0.36542	0.93084	0.0247	0.717
VHA	-0.35637	0.93435	0.0114	0.854
GHA	-0.32564	0.94549	0.0620	0.447
NT	0.49030	-0.87155	0.5144	0.001
NH	-0.97946	-0.20164	0.1936	0.066
Surface	0.19156	0.98148	0.0645	0.392
Distance	0.28130	-0.95962	0.0896	0.289

La CAP contrainte par le statut ne révèle pas de différence significative entre les communautés RBI et témoin ($p_{\text{val global}} = 0.513$), bien qu'une tendance soit observée sur l'axe canonique ($p_{\text{val anova}} = 0.00862$) (Figure 41). La séparation entre les communautés est associée significativement au NT ($p_{\text{val corrélation}} = 0.026$) et NH ($p_{\text{val corrélation}} = 0.004$) (Tableau 20).

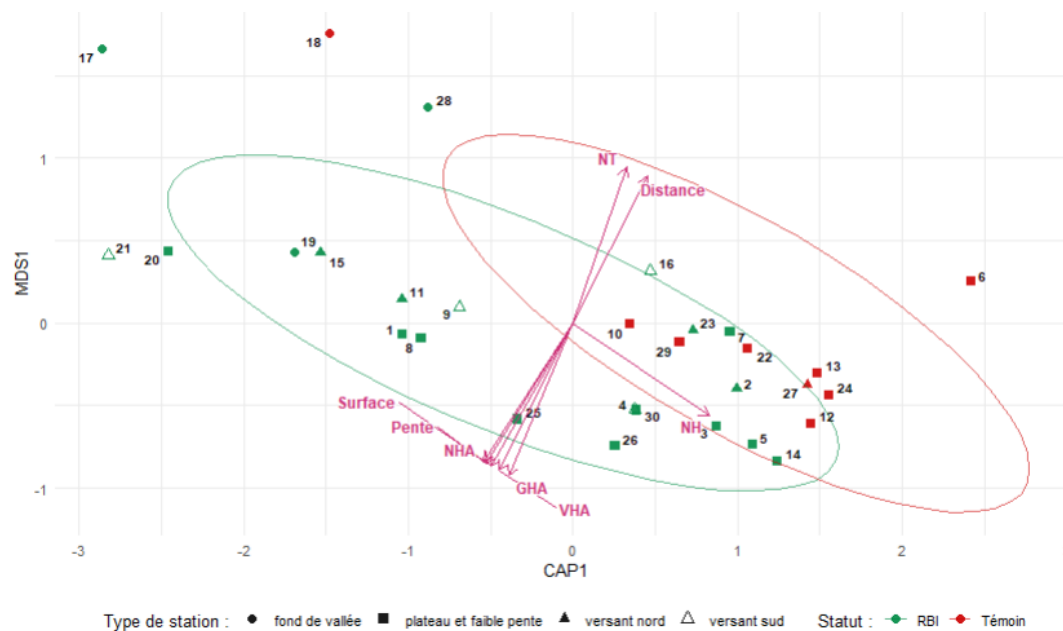


Figure 41. Représentation graphique de la CAP réalisée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis sur les abondances relatives en Carabidae capturés par piège à fosse et contrainte par le statut.

Tableau 20. Corrélation entre les variables et les axes principaux de la CAP des Carabidae capturés par piège à fosse.

Variable	CAP1	MDS1	R ²	Pval _{corrélation}
Pente	-0.52991	-0.84806	0.1343	0.136
NHA	-0.54476	-0.83859	0.1598	0.100
VHA	-0.45124	-0.89240	0.0460	0.561
GHA	-0.38659	-0.92225	0.0334	0.654
NT	0.32289	0.94644	0.2382	0.026
NH	0.82736	-0.56167	0.3760	0.004
Surface	-0.49878	-0.86673	0.1646	0.090
Distance	0.45200	0.89202	0.0775	0.326

Aucune des espèces de Carabidae identifiées ne s'est révélé être indicatrice du type de statut par la méthode IndVal.

4. Discussion

4.1. Composantes environnementales

Le premier objectif de cette étude avait pour but de vérifier si les forêts en réserve biologique intégrale, où les pratiques sylvicoles ont cessé, présentaient des composantes environnementales différentes de celles des forêts exploitées.

Les analyses par ordination (ACP et RDA) ont montré qu'il n'y avait pas de distinction significative dans la composition environnementale entre les deux statuts (RBI ou témoin). Seule la RDA montre une tendance graphique de la séparation des placettes selon leur statut, ce qui se justifie par le fait que le statut est la seule contrainte appliquée au modèle, et est donc la seule variable à structurer le premier axe.

L'hypothèse principale est que les peuplements ont été placés récemment en RBI ce qui n'a pas encore permis aux processus naturels, favorisés par l'abandon de l'exploitation, de se développer. En effet, il est important de rappeler que 70% des RBI du PN ont été créées légalement depuis 2003 par le PN. Les 30% restant ont également moins de 20 ans puisque le code forestier ne les a imposés qu'à partir de 2008. Pourtant, la durée d'abandon des pratiques sylvicoles est un critère primordial dans l'évaluation du retour à la naturalité d'un peuplement. En effet, en fonction du type de peuplement, ce retour peut prendre plusieurs centaines d'années (Cateau et al., 2015). Cette différence se marquera sur le long terme par un NHA, un VHA et un GHA variant dans les forêts exploitées suite aux prélèvements d'arbres ou à la plantation d'arbres, alors que ces valeurs dans les RBI seront en légère croissance (Rivero et al., 2008).

Cette absence de différence entre les placettes RBI et les placettes témoins permet de valider l'hypothèse d'un T_0 , supposant un état similaire entre forêts en RBI et les forêts exploitées au départ. Cet état initial permettra de voir l'évolution de la libre évolution au sein RBI en les comparant avec les forêts exploitées à l'avenir.

4.2. Structure des communautés de Coléoptères

Ensuite, le deuxième objectif consistait à identifier d'éventuelles différences dans la structure des coléoptères entre les RBI et les forêts témoins.

Malgré les 16 000 individus identifiés jusqu'à la famille des coléoptères, les résultats obtenus à partir des deux types de pièges n'ont pas permis pas de mettre en évidence une différence significative d'abondance, de richesse ou de diversité entre les deux types de statuts. En effet, les parcelles témoins possèdent des valeurs de richesse spécifique et diversité comparables à celles observées dans les RBI.

Les quatre ordinations n'indiquent pas de relation significative entre le statut et la diversité en espèces. Les témoins ont tendance à se regrouper, tandis que les RBI apparaissent plus dispersés. Cela peut traduire d'une homogénéité des conditions environnementales des forêts exploitées (témoins), avec la dominance d'un sol productif. Alors que les RBI ont été souvent désignées sur des contextes écologiques plus diversifiés, pas sur les terres les plus fertiles et les plus intéressantes économiquement. Pour les pièges à fosse, le regroupement des témoins est associé majoritairement au gradient de pente et au GHA, mais montre une tendance selon le NH et le VHA. Pour les pièges à vitre, c'est la distance des placettes à une RBI et le NT qui sont marginalement significatifs. Le regroupement des témoins le long de la distance témoignerait de la faible connectivité entre des forêts exploitées échantillonnées et les RBI du PNESEM. Les témoins vont à l'opposé du gradient de GHA et de VHA ce qui indique que la croissance des arbres est moins favorisée dans les forêts exploitées. Ils sont aussi opposés au gradient de pente, ce qui suppose que les RBI sont souvent sur des sols en pente par rapport aux forêts exploitées. La pente et le NT sont également liés au type de station qui par ailleurs semble influencer la composition des populations. Les individus des pièges à fosse des versants sud se regroupent autour d'une richesse spécifique similaire et ceux des versants nord autour d'une abondance totale similaire.

Seule une famille par type de piège s'est révélée indicatrice des placettes témoins, c'est-à-dire des forêts exploitées. Il s'agit des Dermestidae pour les pièges à fosse et les Eucnemidae pour les pièges à vitre. Ces deux familles sont composées majoritairement d'espèces saproxyliques. Cela semble être contradictoire

avec le fait que les forêts non exploitées proposent une variété de bois mort et de microhabitats plus importants que les forêts exploitées, favorisant l'installation des espèces saproxyliques (Fridman and Walheim, 2000; Lachat et al., 2014; Vallauri (Daniel) et al., 2003).

L'ensemble de ces résultats ne permet pas de mettre en avant les bénéfices des RBI pour la biodiversité, contrairement à ce que soulignent de nombreuses études. Plusieurs hypothèses peuvent être formulées afin d'expliquer l'absence de relation significative entre l'arrêt de l'exploitation forestière et la richesse et la diversité en familles de coléoptères.

La première hypothèse renvoie directement à celle formulée dans les objectifs, à savoir que l'arrêt encore récent des exploitations au sein des RBI, ne permet pas d'observer une différence de richesse et diversité spécifique par rapport aux forêts exploitées. En effet, la durée depuis laquelle une forêt n'a plus été exploitée à une importance significative. Avant les 20 premières années, la richesse spécifique est plus importante en forêts exploitées, mais cette tendance s'inverse au-delà de cette durée (Paillet et al., 2010). De plus, il faut environ une centaine d'années pour qu'une forêt feuillue tempérée retrouve une végétation typique des forêts anciennes (Bossuyt and Hermy, 2000). Ces délais laissent supposer que le rétablissement des espèces forestières, dont les coléoptères, est progressif et n'est donc pas encore visible au sein des RBI. De plus, la répartition spatiale des indices de richesses spécifiques suppose une corrélation spatiale entre les placettes RBI et les placettes témoins situées à proximité.

Ensuite, la méta analyse réalisée par Paillet et al. (2010), portant sur 49 articles comparant les forêts exploitées et non exploitées, montre que la relation entre richesse spécifique et gestion n'est que marginalement significative et dépend du groupe étudié. Ainsi les coléoptères saproxyliques présentent une richesse spécifique plus élevée en forêts non exploitées alors que les coléoptères non saproxyliques ne montrent pas de relation entre la gestion et la richesse spécifique (Paillet et al., 2010). La diversité des modes de vie et des besoins écologiques des coléoptères pourrait expliquer l'absence d'effet positif des RBI sur la biodiversité dans cette première partie de l'étude.

L'analyse par groupe fonctionnel permet de rassembler les familles par niveau trophique et a montré une abondance significative des mycophages, saprophages et xylophages en RBI. Un bon nombre de mycophages est associé au bois mort par les champignons, dont le groupe se nourrit, qui en dépendent eux-mêmes. Les xylophages secondaires se nourrissent de bois vivant dépérissant ou de bois mort frais. Ainsi plusieurs espèces mycophages et xylophages sont considérées comme des espèces saproxyliques (Bouget et al., 2005). Toutefois, les espèces saproxylophages, associées au bois mort en décomposition, sont plus abondantes dans les forêts exploitées. Cette analyse ne permet donc pas de faire le parallèle entre biodiversité, ressources disponibles pour la biodiversité et gestion forestière.

Sachant que les RBI sont récentes, un autre élément à prendre en compte est la gestion passée de ces forêts. En effet, la majorité des forêts européennes a été exploitée intensivement ces derniers siècles (Paillet et al., 2010). La gestion appliquée aux peuplements avant leur mise en réserve peut être perceptible pendant plusieurs années et selon l'intensité cela peut prendre plus ou moins de temps avant que l'écosystème se retrouve un équilibre écologique naturel. Par exemple, une pessière prendra plus de temps à se rétablir qu'une futaie irrégulière (Cateau et al., 2015).

Finalement, un autre facteur important est la durée d'échantillonnage. Malgré ce que témoignent les courbes d'accumulation, les 5 semaines de récolte analysées dans le cadre de ce TFE ne suffisent à atteindre l'ensemble de la variabilité des espèces présentes au sein d'une forêt. En effet, il conseille de réaliser l'échantillonnage d'avril à septembre ou octobre (Brustel et al., 2019; Nageleisen and Bouget, 2009). Par ailleurs, l'entière de la faune entomologique ne peut pas être interpellée en une seule année de piégeage (Valladares et al., 2016).

4.3. Structure des communautés d'espèces saproxyliques

Le troisième objectif est d'évaluer le lien entre la présence d'espèces saproxyliques et l'absence d'exploitation. Pour cela, une famille a été choisie pour étudier ce groupe très varié : les Cerambycidae. Cette famille, largement étudiée, est connue pour être majoritairement composée d'espèces saproxyliques.

Les pièges à vitre ont permis la récolte de seulement 7 espèces différentes de Cerambycidae. Toutefois, elles sont toutes identifiées comme espèce saproxylique selon les listes rouges de la région d'Auvergne-Rhône-Alpes et de la région du Limousin (Chambord and Chabrol, 2013; Dodelin and Calmont, 2021). De nouveau, les résultats ne montrent pas de relation significative entre la mise en RBI des forêts et l'abondance, la richesse et la diversité en Cerambycidae. Ces tendances sont confirmées par les quatre ordinations (PCA, RDA, PCoA et CAP) qui ne montrent pas de valeurs significatives des groupements par statut sur les indices ou les abondances.

Au total, 67 individus appartenant à ces 7 espèces ont été capturés. Ce faible jeu de données ne permet pas de satisfaire la normalité des populations, ce qui crée alors des résultats à analyser avec recul. En effet, 10 des 20 placettes, qui ont capturé des individus, ne comptaient qu'une espèce. C'est pourquoi la moitié des placettes ont une valeur maximale de dominance et minimale de diversité. Pour les 10 autres placettes qui possèdent plusieurs espèces à leur actif, la différence de richesse et diversité n'est pas nettement identifiable entre les RBI et les témoins.

Les analyses RDA, PCoA et CAP révèlent que le NT influence significativement la composition en Cerambycidae dans et entre les placettes. Cependant, les placettes ne comportant qu'une seule espèce semblent interférer dans ce résultat. En effet, deux groupes sont visibles le long du gradient de NT et l'un d'eux est composé de toutes ces placettes.

Les Cerambycidae semblent être une famille intéressante pour étudier l'utilité des RBI sur les espèces saproxyliques. En effet, il existe 124 espèces de Cerambycidae en Wallonie et est connu pour contenir de nombreuses espèces saproxyliques, ce qui permet de couvrir un large panel des modes de vie des espèces saproxyliques (Karpiński et al., 2021). Seulement, après cinq semaines, peu d'espèces ont été capturées, ce qui ne permet pas d'avoir une analyse statistique fiable et représentative.

4.4. Structure des communautés de Carabidae

Le dernier objectif visait à déterminer si la présence des carabes était liée aux RBI. Pour cela, l'abondance la richesse spécifique et la diversité ont été comparées entre les RBI et les forêts exploitées à l'aide des pièges à fosse.

Aucune différence significative de richesse spécifique ou de diversité n'a été observée entre les deux statuts. En effet, les données brutes des indices montrent que les forêts non exploitées (RBI) sont aussi riches et diversifiées en espèces que les forêts exploitées (témoin). Ces résultats sont également soutenus par les analyses par ordination (PCA, RDA, PCoA et CAP).

Le modèle global testé par la RDA met en évidence une relation significative entre les indices et les variables environnementales dont notamment la pente, le NH, le NH et la distance. Les analyses graphiques ont permis de montrer que plus le sol s'assèche, moins la placette est diversifiée, et plus la pente augmente, plus la richesse spécifique diminue. La PCoA et la CAP indiquent que le NT est un gradient environnemental permettant de comparer les communautés. Ces variables permettent de définir la station et la PCA montre d'ailleurs une relation significative entre le type de station et l'axe 1, laissant apparaître les fonds de vallée comme les plus riches et diversifiés en Carabes parmi les stations échantillonnées à l'inverse des versants nord. Ces analyses mettent en évidence que la présence de carabes dépend fortement des conditions écologiques du milieu. Cette hypothèse est également relevée par Gobbi et al. (2021) qui affirment que la pente influence la distribution en Carabes (Gobbi et al., 2021). Work et al. (2011) suppose cette distribution dépend de la topographie et du régime hydrique poussant les carabes à être plus nombreux dans les versants nord, où les incendies sont moins fréquents (Work et al., 2011). Dans cette étude, il est observé qu'un plus grand nombre d'espèces de carabes se trouve dans les milieux humides et à faible pente tels que les fonds de vallée.

Une richesse et une diversité plus importante des carabes forestiers dans les RBI auraient indiqué que ces milieux sont moins perturbés que les forêts exploitées puisque les carabes sont pour la plupart brachyptères et donc sensibles aux perturbations, car ils ne savent pas se déplacer rapidement comme les macroptères. L'absence de différence entre les RBI et les forêts exploitées peut s'expliquer par le caractère récent des RBI, laissant sous-entendre que les perturbations liées aux exploitations sont encore perceptibles durant les années qui suivent. Par ailleurs, la méta analyse de Paillet et al. (2010) énonce que l'abondance en carabidés augmente avec la durée d'abandon des pratiques sylvicoles (Paillet et al., 2010).

Il faut également relever que les coupes dans les forêts feuillues sont réalisées par rotation tous les 6 ans, ce qui signifie que les forêts exploitées n'ont subi que deux interventions depuis la création des plus anciennes RBI, qui ont 17 ans. Cela laisse supposer que la différence de perturbation entre RBI et forêts exploitées n'est pas encore suffisamment marquée.

Certaines études affirment que la richesse en espèces est plus importante dans les forêts exploitées (Desender et al., 1999; Toïgo et al., 2013). Cela est en réalité dû à l'installation d'espèces pionnières des milieux ouverts lors d'une perturbation au sein du peuplement telle qu'une éclaircie qui s'installent au détriment des espèces forestières (Butterfield, 1995; Du Bus De Warnaffe and Lebrun, 2004; Maleque et al., 2006; Pearce and Venier, 2006). Il est donc essentiel de ne s'intéresser qu'aux espèces forestières pour comparer les milieux non exploités des milieux exploités. Dans ce contexte, les espèces forestières sont plus nombreuses dans les forêts non exploitées, car elles dépendent des conditions locales et de proies qui ne sont pas perturbées par la gestion sylvicole (Bergès, 2004). Selon différentes sources, environ 19 espèces sur les 41 étudiées sont spécifiques aux milieux forestiers ("Global Biodiversity Information Facility," n.d.; Joachim, 2022; Roger et al., 2010).

Finalement, la période d'échantillonnage n'a probablement pas permis de capturer l'ensemble des espèces de Carabidae. Il sera nécessaire de poursuivre l'inventaire au moins jusqu'en automne, période à laquelle une partie des carabes se reproduise et l'autre, provenant de la reproduction estivale, émerge (Dufrêne, 1992).

5. Perspectives

La principale perspective est de continuer l'analyse sur le long terme. En effet, les résultats ont montré les RBI n'étaient pas encore significativement différentes en richesse spécifique et en diversité des forêts exploitées. Les effets ne seront pas visibles avant une vingtaine d'années d'abandon des pratiques sylvicoles selon la méta-analyse de Paillet et al. (2010). Il sera alors très intéressant d'avoir des données de diversité biologique au sein des RBI dans 10 ans et 20 ans pour évaluer leur évolution et leur niveau de naturalité. L'échantillonnage jusqu'en octobre se révèle également pertinent pour couvrir la période principale d'activité des coléoptères (Nageleisen and Bouget, 2009).

L'objectif initial du PN est d'identifier la diversité en arthropodes saproxyliques à travers cet inventaire. Pour augmenter la quantité des résultats concernant ce groupe, il pourrait être envisagé d'ajouter des pièges directement à même les bois morts ou dépourissants comme les nasses à émergence ou les « trunk-window traps » (Nageleisen and Bouget, 2009; Økland, 1996; Schiegg, 2000). Néanmoins, si l'étude veut couvrir une plus large gamme d'insectes comme le dispositif le permet pour le moment, pour constater plus de résultats sur les espèces saproxyliques, le nombre de polytrap peut-être augmenté. En effet, certaines études utilisent minimum 2 polytraps par site pour échantillonner l'entomofaune saproxylique (Carnet, 2022; Martikainen et al., 1999; Meriguet et al., 2022; Nageleisen and Bouget, 2009). Une autre solution serait d'identifier d'autres familles saproxyliques jusqu'à l'espèce telle que les Elateridae dont 1 306 individus ont été piégés.

Un des facteurs essentiels dans l'évaluation du niveau de naturalité des RBI qui n'a pas été pris en compte dans cette étude est de quantifier la ressource en bois mort et microhabitats. Ces deux structures jouent un rôle essentiel dans la conservation de la biodiversité en représentant une ressource essentielle pour de nombreuses espèces, dont les espèces saproxyliques (Lachat et al., 2014; Larrieu et al., 2018). Cela aurait permis d'étudier la différence entre les forêts exploitées et non exploitées à l'aide de variables témoignant

de la naturalité du milieu (Forêt & Naturalité, 2016). Dans le contexte de cette étude, cela aurait pu montrer que les RBI encore immatures comportent peu de ce type de structures, ce qui serait une autre explication à l'absence de différenciation entre les RBI et témoins. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) est un outil qui évalue la capacité d'accueil d'un peuplement forestier pour la faune et la flore. Il fait partie des prochains inventaires réalisés et ses valeurs pourront activement être comparées avec les données des inventaires biologiques en l'ajoutant aux variables environnementales.

Il pourrait être également intéressant de comparer les RBI et témoins selon le type de station. Comme l'ont montré les résultats, les conditions écologiques entre les placettes diffèrent ce qui ne favorise pas l'installation des mêmes cortèges d'espèces. Cependant, certaines stations ne contiennent qu'une seule placette témoin, ce qui ne permet pas de réaliser des tests statistiques robustes. Pour répondre à cela, une nouvelle sélection des sites devrait être réalisée en tenant compte des contextes stationnels.

6. Conclusion

Pour conclure, toutes les analyses réalisées convergent vers le même résultat : absence de différence significative entre les forêts en RBI et les forêts exploitées lorsque l'intérêt est porté sur les composantes structurelles ou sur les communautés de coléoptères, de Cerambycidae ou de Carabidae. Il est à noter que les Cerambycidae n'ont pas été capturés en assez grand nombre, ce qui ne permet pas d'en tirer des conclusions fiables. Pour les autres jeux de données, l'absence de différence peut provenir de différentes raisons : l'immaturité des RBI, l'impact des gestions antérieures, la durée limitée d'échantillonnage pour ce TFE, la présence d'espèces non forestières dans les captures, ...

Si le statut n'est pas significatif, certaines des variables décrivant les conditions stationnelles ont montré leur implication dans la composition en espèce des placettes. La pente, le GHA, le NT et le NH se sont révélés être liés aux indices de richesse et de diversité et à l'abondance de certains groupes. Par exemple, la pente et le GHA influencent la présence des coléoptères majoritairement épigés, alors que les coléoptères, se déplaçant au vol, sont plus sensibles au NT et à la distance à une RBI. Quant aux Carabidae, ils sont sensibles à la pente, au NT, au NH et également à la distance à une RBI.

L'absence de différences marquées entre les communautés des RBI et des témoins ne permet pas de mettre en lumière les bénéfices des RBI sur les populations de coléoptères, malgré ce qui est supposé dans la littérature. Toutefois, cela permet de valider l'hypothèse de départ selon laquelle les RBI se trouvent à un stade initial de libre évolution. Cet inventaire permet ainsi d'obtenir des données sur leur état initial (T_0) permettant la comparaison au départ avec les forêts exploitées. Une différenciation plus nette devrait apparaître au fil du temps, à mesure que les RBI développeront des dynamiques naturelles et que l'influence des gestions passées s'atténuera.

7. Contribution personnelle

Le protocole d'inventaire en insectes saproxyliques a été élaboré par Axel Bourdouxhe et Marc Dufrêne afin de répondre aux objectifs des différents inventaires réalisés dans le PNESEM avant le commencement de ce mémoire. Cette étape comprend la sélection des sites, le choix du matériel utilisé et de la méthode d'échantillonnage.

Pour ma part, j'ai assuré la mise en place des pièges sur l'ensemble des placettes, la préparation des pièges et du matériel au laboratoire avant chaque sortie de terrain, l'identification des individus collectés, l'analyse statistique et l'interprétation des données. Les relevés sur le terrain et les vidanges des pièges au laboratoire se sont effectués en autonomie ou accompagnés notamment de Sébastien Steels, Valentin Claes, Hugo Résimont. L'intelligence artificielle a été utilisée comme aide lors du codage sur Rstudio.

8. Bibliographie

- Anderson, M.J., Willis, T.J., 2003. Canonical Analysis of Principal Coordinates: A Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology* 84, 511–525. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0511:CAOPCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0511:CAOPCA]2.0.CO;2)
- Báldi, A., Kisbenedek, T., 1994. Comparative analysis of edge effect on bird and beetle communities. 40.
- Barthod, C., Dupouey, J.-L., Larrère, R., Sarrazin, F., 2022. La libre évolution, un concept aux multiples facettes. *Rev. For. Fr.* 73, 105–114. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5421>
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *For. Ecol. Manag.* 258, 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bergès, L., 2004. Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement dans la conservation de la biodiversité, in: *Biodiversité et Gestion Forestière : Connaître Pour Préserver. Synthèse Bibliographique, Etudes Gestion Des Territoires N°20*. Cemagref Editions.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Bossuyt, B., Hermy, M., 2000. Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. *Appl. Veg. Sci.* 3, 43–50. <https://doi.org/10.2307/1478917>
- Bouget, C., 2007. Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. *Rendez-Vous Tech. ONF* 55–59.
- Bouget, C., Brustel, H., Brin, A., Valladares, L., 2009. Evaluation of window flight traps for effectiveness at monitoring dead wood-associated beetles: the effect of ethanol lure under contrasting environmental conditions. *Agric. For. Entomol.* 11, 143–152. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00400.x>
- Bouget, C., Brustel, H., Nageleisen, L.-M., 2005. Nomenclature des groupes écologiques d'insectes liés au bois : synthèse et mise au point sémantique☆☆Les néologismes introduits dans cet article sont signalés par un astérisque *. *C. R. Biol.* 328, 936–948. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2005.08.003>
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodivers. Conserv.* 22, 2111–2130. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3>
- Bourdouxhe, A., Wibail, L., Claessens, H., Dufrêne, M., 2023. Modeling potential natural vegetation: A new light on an old concept to guide nature conservation in fragmented and degraded landscapes. *Ecol. Model.* 481, 110382. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110382>
- Branquart, E., Liégeois, S., 1997. Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier.
- Branquart, E., Verheyen, K., Latham, J., 2008. Selection criteria of protected forest areas in Europe : The theory and the real world. *Biol. Conserv.* 141, 2795–2806. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.015>
- Brouat, C., 2004. Impact of forest management practices on carabids in European fir forests. *Forestry* 77, 85–97. <https://doi.org/10.1093/forestry/77.2.85>
- Brustel, H., Braud, Y., Goux, N., Gazay, C., Noblecourt, T., Valladares, L., Vignon, V., Touroult, J., 2019. Proposition de protocoles pour la surveillance de l'état de conservation de sept coléoptères saproxyliques de la Directive Habitats-Faune-Flore. *Naturae*. <https://doi.org/10.5852/naturae2019a7>
- Burke, D., Goulet, H., 1998. Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. *Ecography* 21, 472–479. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00438.x>
- Butterfield, J., 1995. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests.
- Caminada, M., Lachat, T., Wermelinger, B., Rigling, A., 2011. Coléoptères saproxyliques dans les hêtraies : le bois mort n'est pas l'unique facteur à prendre en compte [WWW Document]. *Inst. Fédéral Rech. WSL*-. URL <https://www.waldwissen.net/fr/habitat-forestier/faune-forestiere/insectes-invertes/coleopteres-saproxyliques> (accessed 8.3.25).
- Carnet, M., 2022. Inventaire et caractérisation des peuplements de Coléoptères saproxyliques de 5 sites forestiers du Morvan.
- Carpaneto, G.M., Baviera, C., Biscaccianti, A.B., Brandmayr, P., Mazzei, A., Mason, F., Battistoni, A., Teofili, C., Rondinini, C., Fattorini, S., Audisio, P., 2015. A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragm. Entomol.* 47, 53. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.138>
- Caruso, T., Pigino, G., Bernini, F., Bargagli, R., Migliorini, M., 2007. The Berger–Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: a case study on Mediterranean

- oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. *Biodivers. Conserv.* 16, 3277–3285. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9137-3>
- Cateau, E., Larrieu, L., Vallauri, D., Savoie, J.-M., Touroult, J., Brustel, H., 2015. Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *C. R. Biol.* 338, 58–73. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2014.10.004>
- Chambord, R., Chabrol, L., 2013. Première liste rouge des coléoptères saproxyliques et phytophage du Limousin.
- Chao, A., 1984. Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scand. J. Stat.*
- Cherel, E., Cavallin, P., Debeir, L., Moncorps, S., 2023. La libre evolution une trajectoire de gestion des espaces naturels. IUCN.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrska, T., 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For. Ecol. Manag.* 210, 267–282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032>
- Christian, H.-M., 2023. The Main Drivers of Biodiversity Loss: A Brief Overview. *J. Ecol. Nat. Resour.* 7. <https://doi.org/10.23880/jenr-16000346>
- Décret relatif au Code forestier, 2008.
- Denux, O., Zagatti, P., 2010. Coleoptera families other than Cerambycidae, Curculionidae sensu lato, Chrysomelidae sensu lato and Coccinelidae. Chapter 8.5. *BioRisk* 4, 315–406. <https://doi.org/10.3897/biorisk.4.61>
- Desender, K., Eryvnek, A., Tack, G., 1999. Beetle diversity and historical ecology of woodland in Flanders. *Belg. J. Zool.* 129, 139–156.
- Díaz, S., Brondizio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J., Zayas, C.N., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES.
- Didham, R.K., 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 353, 437–451. <https://doi.org/10.1098/rstb.1998.0221>
- Direction de l'état environnemental, 2022. État de santé des forêts.
- Direction de l'état environnemental, 2019. Indicateurs de biodiversité en forêt.
- Dodelin, B., 2006. Ecologie des coléoptères saproxyliques dans les forêts de l'étage montagnard des Alpes du nord françaises. *Ann. Société Entomol. Fr.* NS 42, 231–243. <https://doi.org/10.1080/00379271.2006.10700626>
- Dodelin, B., Calmont, B., 2021. Liste Rouge des coléoptères saproxyliques de la région Auvergne-Rhône-Alpes.
- Drapier, C., Maebe, L., Leyder, L., Pauly, C., Breyne, J., Lezaca-Rojas, S., Maréchal, K., 2025. La libre évolution Qu'en savez-vous ? Qu'en pensez-vous ? Comment développer cette approche en wallonie ?
- Du Bus De Warnaffe, G., Lebrun, P., 2004. Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 118, 219–234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.015>
- Dufrêne, M., 2025. Quel potentiel d'arbres-habitats dans les ventes de bois du dnf depuis 30 ans ?
- Dufrêne, M., 1992. Biogéographie et Écologie des Communautés de Carabidae en Wallonie (Ph.D.). Université de Liege (Belgium), Belgium.
- Dufrêne, M., Blervaque, I., Bussers, M., Collard, Y., Coppée, Th., Crespín, A., de Wouters, Ph., Larrieu, L., Lehaire, F., Royen, L., Simon, N., Vandenbergh, A., 2025. Rapport final du projet DeadWood4Forests : Importance du bois mort pour des forêts vivantes et plus résilientes. ULiege – CNPF – Ter-Consult – Forêt.Nature – SRFB.
- Dufrêne, M., Desender, K., 2006. L'érosion de la biodiversité : les carabides.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species : the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- Falk, S., 2021. A review of the pollinators associated with decaying wood, old trees and tree wounds in Great Britain. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31078.14408>
- FAO, 2024. La Situation des forêts du monde 2024. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd1211fr>
- FAO, 2021. Évaluation des ressources forestières mondiales 2020. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825fr>
- Ferret-Bouin, P., 1995. Clé illustrée des familles des coléoptères de France.

- Forestimator [WWW Document], 2021. . For. Outil Cartogr. Descr. Stn. For. URL <https://forestimator.gembloux.ulg.ac.be/> (accessed 7.29.25).
- Forêt & Naturalité, 2022. Plus de bois mort en forêt. Enjeu majeur pour la résilience et la biodiversité.
- Forêt & Naturalité, 2016. Plaidoyer pour une grande réserve intégrale en Wallonie.
- Fridman, J., Walheim, M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *For. Ecol. Manag.* 131, 23–36. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00208-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00208-X)
- Fuller, R.J., Oliver, T.H., Leather, S.R., 2008. Forest management effects on carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. *Insect Conserv. Divers.* 1, 242–252. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00032.x>
- Gilg, O., 2004. Forêts à caractère naturel. Caractéristiques, conservation et suivi. Réserves Naturelles de France, Gestion des milieux et des Espèces, Cahiers techniques n°74 96.
- Global Biodiversity Information Facility [WWW Document], n.d. URL <https://www.gbif.org/> (accessed 8.11.25).
- Gobbi, M., Armanini, M., Boscolo, T., Chirichella, R., Lencioni, V., Ornaghi, S., Mustoni, A., 2021. Habitat and Landform Types Drive the Distribution of Carabid Beetles at High Altitudes. *Diversity* 13, 142. <https://doi.org/10.3390/d13040142>
- Gosselin, F., Génot, J.-C., Lachat, T., 2022. Libre évolution et naturalité en forêt : définitions et métriques associées. *Rev. For. Fr.* 73, 115–136. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5464>
- Gosselin, M., Valadon, A., Bergès, L., Dumas, Y., Gosselin, F., Baltzinger, C., Archaux, F., Forestiers, É., Centre national du machinisme agricole, D.G.R., Forêts, O. national des, irstea, 2006. Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations.
- Greslier, N., Renaud, J.-P., Chauvin, C., 1995. Les forêts subnaturelles de l'arc alpin français réflexion méthodologique pour un recensement et une typologie des principales forêts alpines peu transformées par l'homme. *Rev. For. Fr.* 67, 241–254. <https://doi.org/10.4267/2042/26653>
- Grove, S.J., 2002. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Guette, A., Carruthers-Jones, J., Godet, L., Robin, M., 2018. « Naturalité » : concepts et méthodes appliqués à la conservation de la nature. *Cybergeog. Eur. J. Geogr.* <https://doi.org/10.4000/cybergeog.29140>
- Guitton, J.L., 1995. Implications sylvicoles du reboisement des terres agricoles. *Ingénieries Eau-Agric.-Territ.* 29–36.
- Hardy, B., Dufey, J., 2015. La forêt wallonne, composante vitale de la sidérurgie préindustrielle. *UCL Earth Life Inst. Environ. Sci.*
- Heilmannclausen, J., Christensen, M., 2004. Does size matter ? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *For. Ecol. Manag.* 201, 105–117. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(04\)00519-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(04)00519-5)
- Heyninck, C., 2009. Appel pour un réseau de réserves intégrales de qualité en région wallonne.
- Humphrey, J.W., Hawes, C., Peace, A.J., Ferris-Kaan, R., Jukes, M.R., 1999. Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *For. Ecol. Manag.* 113, 11–21. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00413-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00413-7)
- Iorio, É., Dusoulie, F., Soldati, F., Noël, F., Guilloton, J.-A., Doucet, G., Ponel, P., Dupont, P., Krieg-Jacquier, R., Chemin, S., Tillier, P., Touroult, J., 2022. Les Arthropodes terrestres dans les études d'impact : limites actuelles et propositions pour une meilleure prise en compte des enjeux de conservation. *Naturae*. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a4>
- Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M., Claessens, H., 2014. Les forêts anciennes en Wallonie. 1ère partie : Concepts généraux.
- Joachim, J., 2022. COLÉOPTÈRES (scarabées, coccinelles...). *Carnets Nat. Jessica - Photogr. Illus. Nat.* URL <https://jessica-joachim.com/insectes/coleopteres-scarabees-coccinelles/> (accessed 8.11.25).
- Jost, L., 2007. Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology* 88, 2427–2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Karpiński, L., Maák, I., Wegierek, P., 2021. The role of nature reserves in preserving saproxylic biodiversity: using longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) as bioindicators. *Eur. Zool. J.* 88, 487–504. <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1900427>
- Kervyn, T., Scohy, J.-P., Marchal, D., Collette, O., Hardy, B., Delahaye, L., Wibail, L., Jacquemin, F., Dufrêne, M., Claessens, H., 2017. La gestion patrimoniale des forêts anciennes de Wallonie (Belgique). *Rev. For. Fr.* 545. <https://doi.org/10.4267/2042/67878>
- Kraus, D., Krumm, F., 2014. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *Int. J. Environ. Stud.* 71, 226–227. <https://doi.org/10.1080/00207233.2014.889472>
- Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U.-B., Bütler, R., Herrmann, S., Schneider, O., 2014. Bois mort en forêt. Formation, importance et conservation.

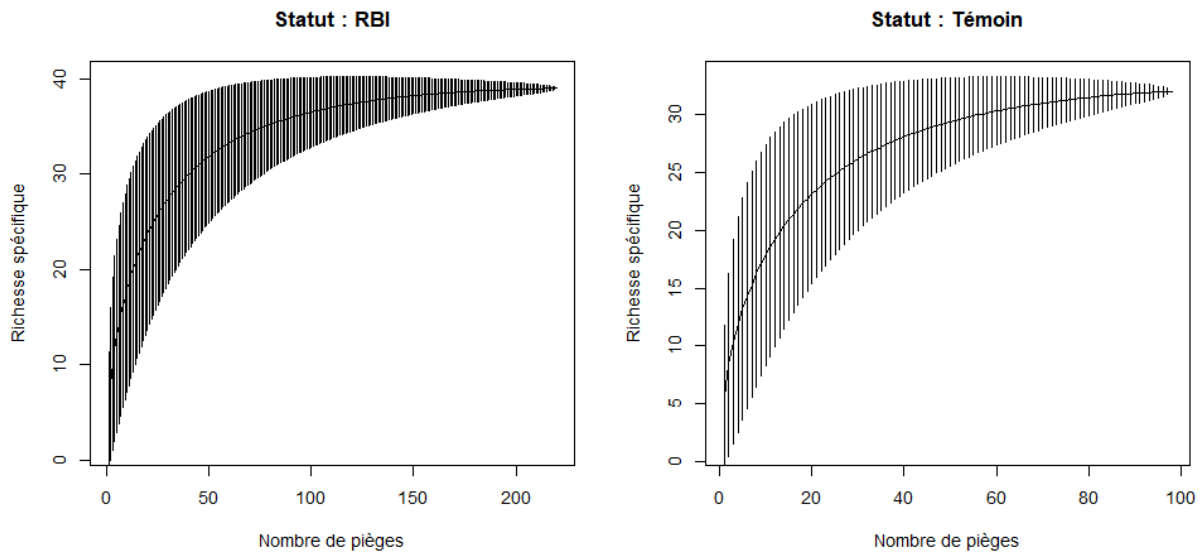
- Langor, D.W., Hammond, H.E.J., Spence, J.R., Jacobs, J., Cobb, T.P., 2008. Saproxylic insect assemblages in Canadian forests: diversity, ecology, and conservation. *Can. Entomol.* 140, 453–474. <https://doi.org/10.4039/n07-LS02>
- Langor, D.W., Spence, J.R., 2006. Arthropods as ecological indicators of sustainability in Canadian forests. *For. Chron.* 82, 344–350. <https://doi.org/10.5558/tfc82344-3>
- 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.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Brin, A., Bouget, C., Deconchat, M., 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech–fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *Eur. J. For. Res.* 133, 355–367. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0767-1>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., 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. *Eur. J. For. Res.* 131, 773–786. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z>
- Larrieu, L., Garrigue, J., Boisson, B., 2022. « Que voit-on dans une forêt en libre évolution que l’on ne voit pas ailleurs ? », trois regards complémentaires. *Rev. For. Fr.* 73, 137–160. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5465>
- Larrieu, L., Gonin, P., 2008. L’indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.* <https://doi.org/10.4267/2042/28373>
- Larrieu, L., Gosselin, M., 2015. Des peuplements en libre évolution permanente pour la conservation de la bio-complexité des forêts.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerckhove, K., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecol. Indic.* 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131, 433–445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Lisein, J., Claessens, H., Quevauvillers, S., Lejeune, P., 2022. Forestimator : un nouveau portail cartographique pour l’information forestière en wallonie.
- Loi sur la conservation de la nature, 1973.
- Lompe, A., 2024. Coléoptères d’Europe [WWW Document]. URL <https://www.coleonet.de/coleo/texte/coleoptera.htm#anKer25> (accessed 5.19.25).
- Maeto, K., Sato, S., Miyata, H., 2002. Species diversity of longicorn beetles in humid warm-temperate forests: the impact of forest management practices on old-growth forest species in southwestern Japan.
- Magura, T., Bokor, Zs., Ködöböcz, V., 2001. Effects of Forestry Practices on Carabids (Coleoptera: Carabidae) – Implication for Nature Management. *Acta Phytopathol. Entomol. Hung.* 36, 179–188. <https://doi.org/10.1556/aphyt.36.2001.1-2.21>
- Maleque, M.A., Ishii, H.T., Maeto, K., 2006. The Use of Arthropods as Indicators of Ecosystem Integrity in Forest Management 104, 113–117.
- Maleque, M.A., Maeto, K., Ishii, H.T., 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Appl. Entomol. Zool.* 44, 1–11. <https://doi.org/10.1303/aez.2009.1>
- Martikainen, P., Kouki, J., Heikkala, O., 2006. The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. *Ecography* 29, 659–670. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04562.x>
- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P., Rauh, J., 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *For. Ecol. Manag.* 116, 233–245. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00462-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00462-9)
- Meriguet, B., Gouirand, M., Ferriot, L., Duquesne, T., Speckens, V., 2022. Inventaire des Coléoptères saproxyliques de la vallée de l’Orge - Vers une trame écologique « vieux bois » - rapport final. Office pour les insectes et leur environnement –Syndicat de l’Orge.
- Michel, A.K., 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. *For. Ecol. Manag.* 257, 1453–1464. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.027>
- Montgomery, M.E., Wargo, P.M., 1983. Ethanol and other host-derived volatiles as attractants to beetles that bore into hardwoods. *J. Chem. Ecol.* 9, 181–190. <https://doi.org/10.1007/BF00988035>

- Moore, K.D., 2007. In the Shadow of the Cedars: The Spiritual Values of Old-Growth Forests. *Conserv. Biol.* 21, 1120–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00669.x>
- Morel, L., Chollet, S., 2021. Naturalité et biodiversité : des relations à préciser pour penser la valeur de conservation des écosystèmes en libre évolution. *Rev. For. Fr.* 73, 293–311. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5473>
- Müller, J., Büttler, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests.
- Nageleisen, L.M., Bouget, C., 2009. L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail ``Inventaires Entomologiques en Forêt `` (Inv.Ent.For.).
- Nailis, B., Dandoy, J.-C., Colson, V., Lacaille, B., 2024. Panorabois 2024. Filière Bois Wallonie FBW 6.
- Økland, B., 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2024a. Le Parc national s'est agrandi de 164 ha en zone nodale. Parc Natl. ESEM. URL <https://parc-national-esem.be/le-perimetre-du-parc-s-agrandit/> (accessed 7.22.25).
- Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2024b. Que font le Parc national et ses partenaires pour augmenter la résilience des forêts ? [WWW Document]. URL <https://parc-national-esem.be/que-fait-le-parc-national-pour-augmenter-la-resilience-des-forets/> (accessed 4.3.25).
- Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse, 2022. Candidature : Parc National de Wallonie. Parc National de l'Entre-Sambre-et-Meuse.
- Parisi, F., Vangi, E., Francini, S., Chirici, G., Travaglini, D., Marchetti, M., Tognetti, R., 2022. Monitoring the abundance of saproxylic red-listed species in a managed beech forest by landsat temporal metrics. *For. Ecosyst.* 9, 100050. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100050>
- Parmain, G., 2015. Contribution de différents éléments forestiers et non-forestiers de la trame de très vieux bois à la diversité des coléoptères saproxyliques.
- Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B., González-Jiménez, D., Anderson, C.B., Athayde, S., Barton, D.N., Chaplin-Kramer, R., Jacobs, S., Kelemen, E., Kumar, R., Lazos, E., Martin, A., Mwampamba, T.H., Nakangu, B., O'Farrell, P., Raymond, C.M., Subramanian, S.M., Termansen, M., Van Noordwijk, M., Vatn, A., 2022. Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.6522392>
- Pearce, J.L., Venier, L.A., 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecol. Indic.* 6, 780–793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>
- Pettorelli, N., Durant, S.M., Toit, J.T. du, 2019. Rewilding. Cambridge University Press.
- Rivero, L., Donagh, P.M., Garibaldi, J., 2008. Impacts of conventional and reduced logging on growth and stand composition four years after harvest in a neotropical forest in Misiones, Argentina. *Sci For* 36.
- Roger, J.-L., Jambon, O., Bouger, G., 2010. Clé de détermination des carabidés.
- Schiegg, K., 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience* 7, 290–298. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682598>
- Schnitzler, A., 1997. Prise en compte des cycles sylvigénétiques naturels pour une saine définition de la gestion conservatoire, Dossier de l'environnement. Editions Quae.
- Schnitzler, A., Génot, J.-C., 2020. La nature férale ou le retour du sauvage. Jouvence nature.
- Schoenly, K., Beaver, R.A., Heumier, T.A., 1991. On the Trophic Relations of Insects: A Food-Web Approach. *Am. Nat.* 137, 597–638. <https://doi.org/10.1086/285185>
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

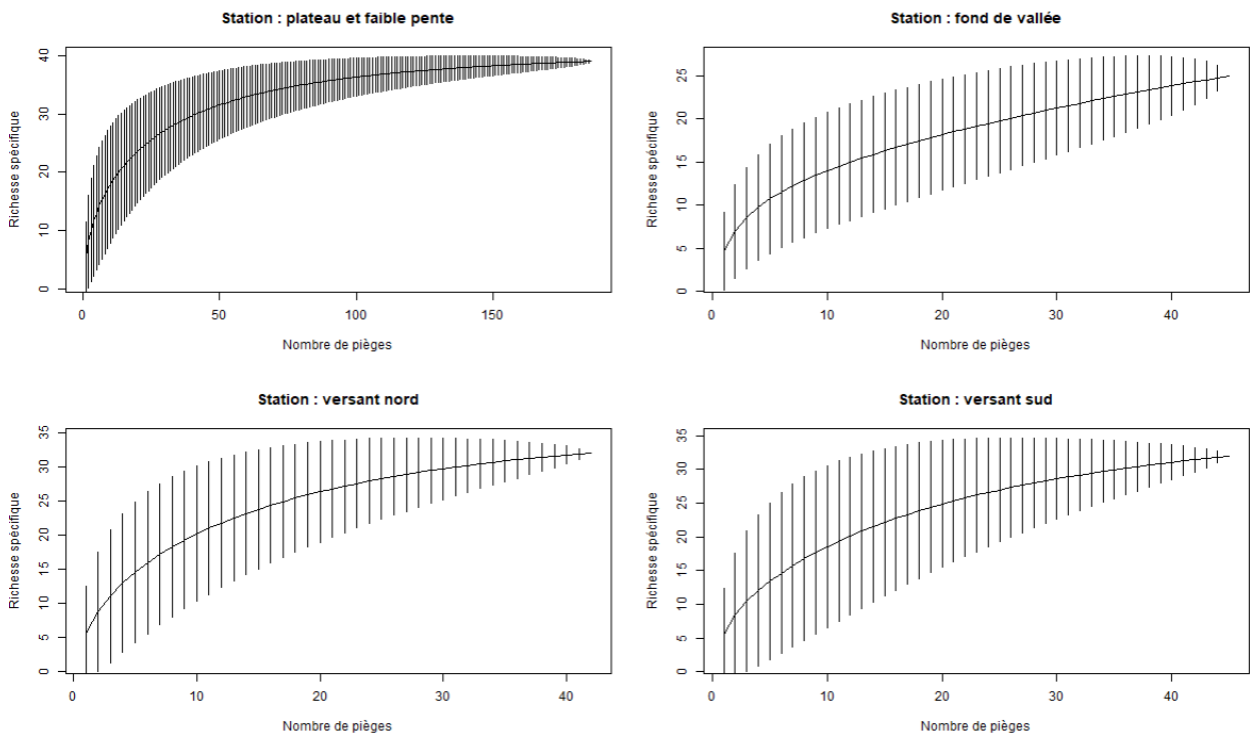
- Sherwin, W.B., 2022. Bray-Curtis (AFD) differentiation in molecular ecology: Forecasting, an adjustment (AA), and comparative performance in selection detection. *Ecol. Evol.* 12, e9176. <https://doi.org/10.1002/ece3.9176>
- Siitonen, J., 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example.
- Siitonen, J., 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Ann. Zool. Fenn.* 31, 89–95.
- Stenbacka, F., Hjältén, J., Hilszczański, J., Dynesius, M., 2010. Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. *Ecol. Appl.* 20, 2310–2321. <https://doi.org/10.1890/09-0815.1>
- Stockland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., 2012. Biodiversity in dead wood. Camb. Univ. Press.
- Stokland, J.N., Tomter, S.M., Söderberg, U., 2004. Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. *EFI proceedings* 207.
- Theyskens, B., Bellayachi, A., Bottier, S., Cuvelier, C., Dejemepe, J., Génereux, C., Maes, E., Renard, V., Thiry, V., 2024. Diagnostic environnemental de la wallonie. Dir. L'état Environnemental.
- Thiele, H.U., 1977. Carabid Beetles in Their Environments: A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour. Springer Science & Business Media.
- Thomaes, A., Drumont, A., Smets, K., Crèvecoeur, L., Troukens, W., Fagot, J., Wouter Dekoninck, 2025. Checklist of the beetles of Belgium (Coleoptera). *Belg. J. Entomol.*
- Toïgo, M., Paillet, Y., Noblecourt, T., Soldati, F., Gosselin, F., Dauffy-Richard, E., 2013. Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? *Biol. Conserv.* 157, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.025>
- Valladares, L., Frapa, P., Brustel, H., Courtin, O., 2016. Évaluation de la biodiversité entomologique des vieilles forêts de la Réserve de biosphère Luberon-Lure. *Curr. Sci. Parc Nat. Régional Lubéron Réserve Biosph. Luberon-Lure* 54–75.
- Vallauri (Daniel), Andre (Jean), Blondel (Jacques), 2003. Le Bois mort, une lacune des forêts gérées. *Rev. For. Fr.* 99. <https://doi.org/10.4267/2042/5172>
- Watson, J.E.M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Ayesha, T., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J.C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J.G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W.F., Houghton, R.A., Maxwell, S., Hedley, G., Cristián, S., Wang, S., Lars, L., Runtig, R.K., Silva-Chávez, G.A., Jamison, E., Lindenmayer, D., 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems 2, 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- Winter, S., Möller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *For. Ecol. Manag.* 255, 1251–1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>
- Work, T.T., Onge, B.St., Jacobs, J.M., 2011. Response of female beetles to LIDAR derived topographic variables in Eastern boreal mixedwood forests (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* 623–639. <https://doi.org/10.3897/zookeys.147.2013>

9. Annexes

Annexe A. Courbes d'accumulation du nombre de familles capturées en fonction du nombre de pièges selon le statut des placettes (21 placettes RBI et 9 placettes témoins).



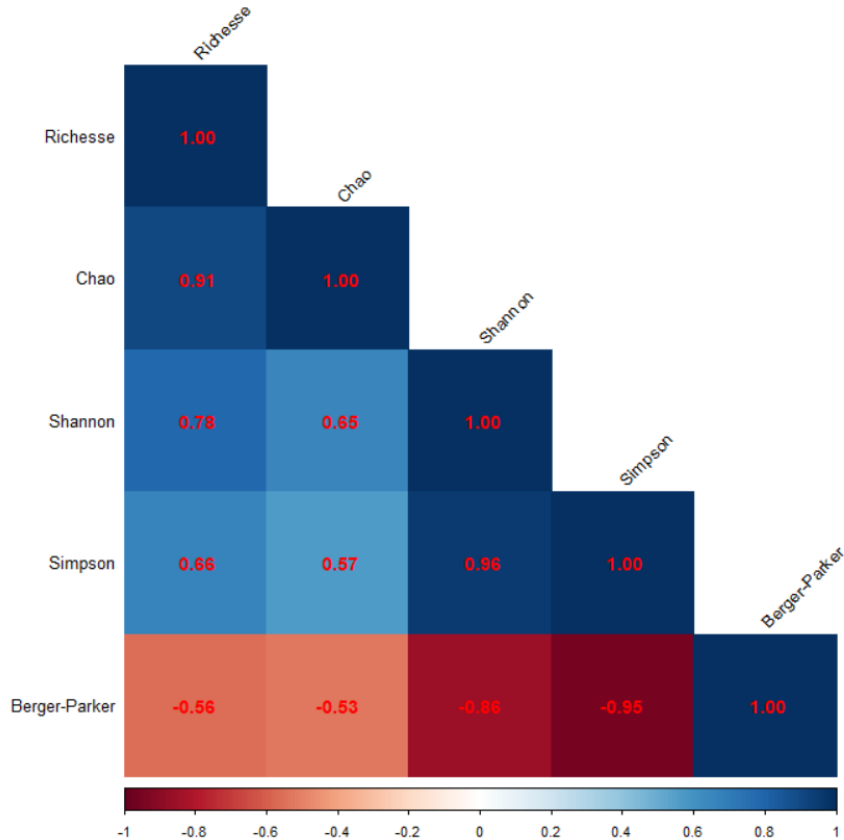
Annexe B. Courbes d'accumulation du nombre de familles capturées en fonction du nombre de pièges selon le type de station des placettes



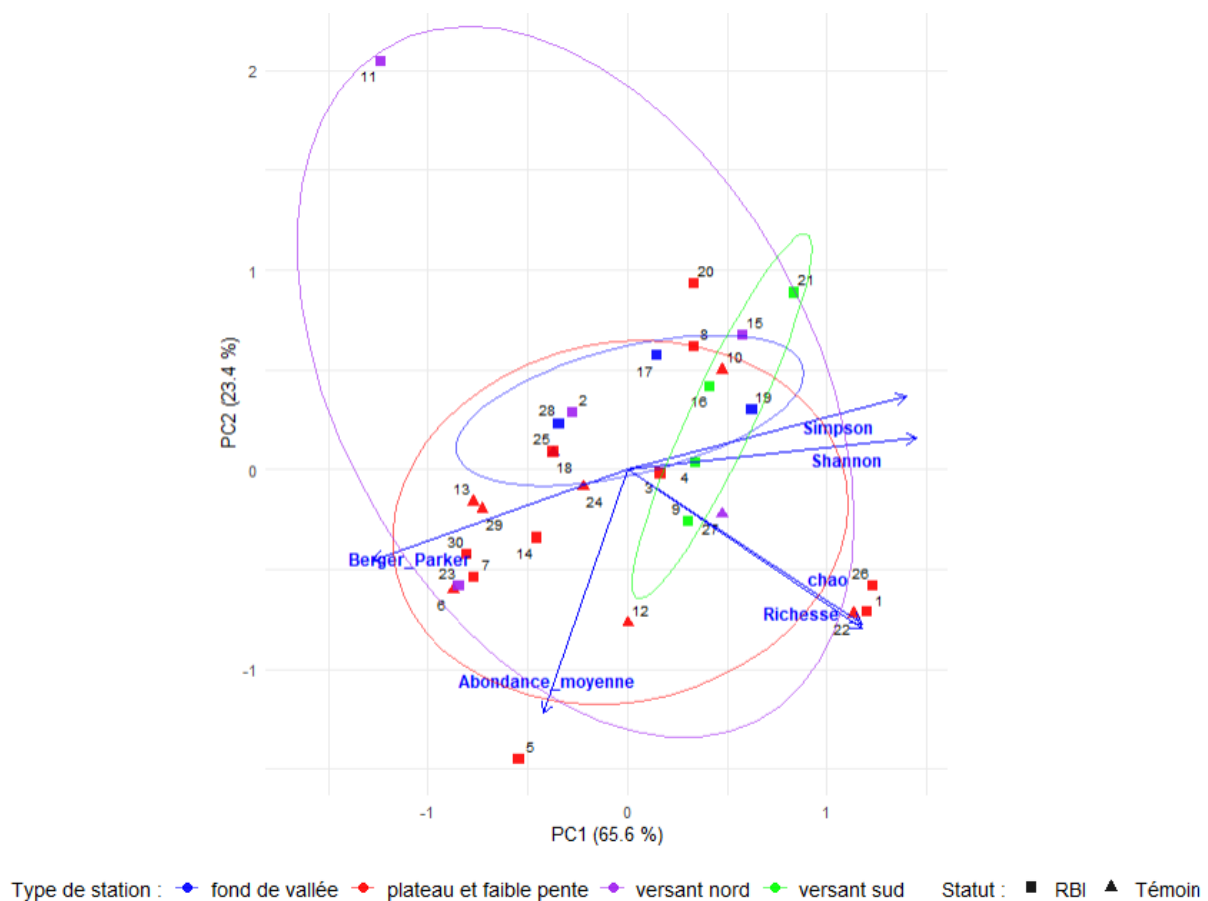
Annexe C. Abondance, richesse spécifique et indice de diversité des familles de coléoptères capturées par piège à fosse.

Placette	Abondance totale	Nombre de pièges	Abondance par piège	Richesse	Chao	Shannon	Simpson	Berger-Parker
1	285	10	28.50	16	48.4000	1.7890	0.7640	0.3965
2	121	5	24.20	7	7.4000	1.1586	0.5747	0.5950
3	292	10	29.20	9	10.8000	1.3856	0.6521	0.5274
4	214	10	21.40	10	15.4000	1.4182	0.6587	0.5234
5	770	9	85.56	9	14.3333	0.8234	0.4683	0.6688
6	180	6	30.00	8	9.8750	0.8094	0.3494	0.8000
7	240	7	34.29	7	10.8571	0.8375	0.4094	0.7500
8	132	9	14.67	9	10.7778	1.4751	0.6785	0.5076
9	253	10	25.30	10	21.2500	1.2295	0.6258	0.4901
10	160	8	20.00	9	10.7500	1.5427	0.7169	0.4250
11	15	1	15.00	2	2.0000	0.6909	0.4978	0.5333
12	346	10	34.60	11	18.2000	1.2296	0.5518	0.6445
13	147	6	24.50	7	8.6667	0.8546	0.4113	0.7483
14	350	10	35.00	8	8.9000	0.9778	0.5071	0.6486
15	65	6	10.83	9	19.4167	1.5611	0.6978	0.4923
16	209	7	29.86	8	8.4286	1.5644	0.7324	0.3828
17	108	8	13.50	9	10.3125	1.3611	0.6257	0.5648
18	296	10	29.60	7	7.0000	1.1687	0.5551	0.6318
19	199	9	22.11	10	12.6667	1.6874	0.7386	0.4372
20	96	9	10.67	8	12.0000	1.4135	0.6766	0.4896
21	111	10	11.10	10	15.4000	1.6867	0.7532	0.3694
22	343	10	34.30	15	40.2000	1.7787	0.7620	0.3732
23	368	10	36.80	7	9.7000	0.8039	0.3962	0.7609
24	402	10	40.20	7	8.8000	0.9955	0.5732	0.4652
25	228	10	22.80	8	8.1500	1.0303	0.5239	0.6360
26	371	10	37.10	14	36.0500	1.8689	0.7977	0.3154
27	329	10	32.90	11	13.7000	1.5154	0.6936	0.4590
28	225	10	22.50	7	8.8000	0.9880	0.5427	0.5867
29	364	10	36.40	6	7.8000	0.8624	0.4752	0.6786
30	446	8	55.75	6	6.2188	0.8010	0.4812	0.6435

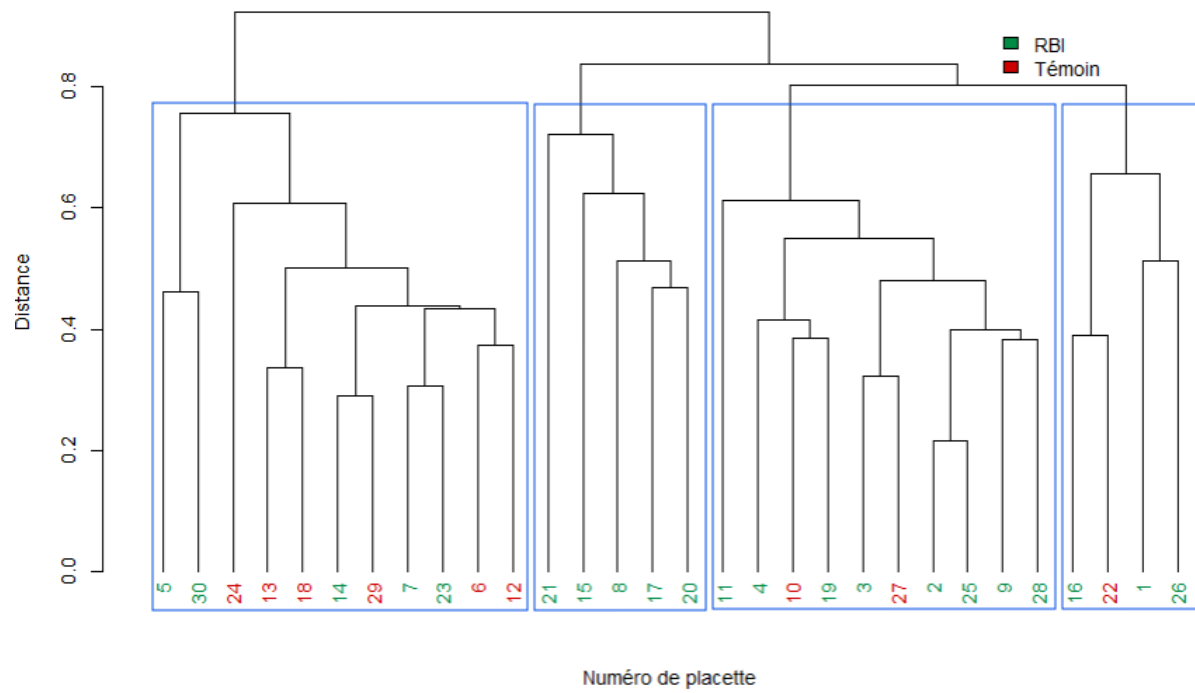
Annexe D. Matrice de corrélation entre les différents indices calculés par abondance relative des familles de coléoptère capturées par piège à fosse.



Annexe E. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptères capturées par piège à fosse en fonction des types de stations.



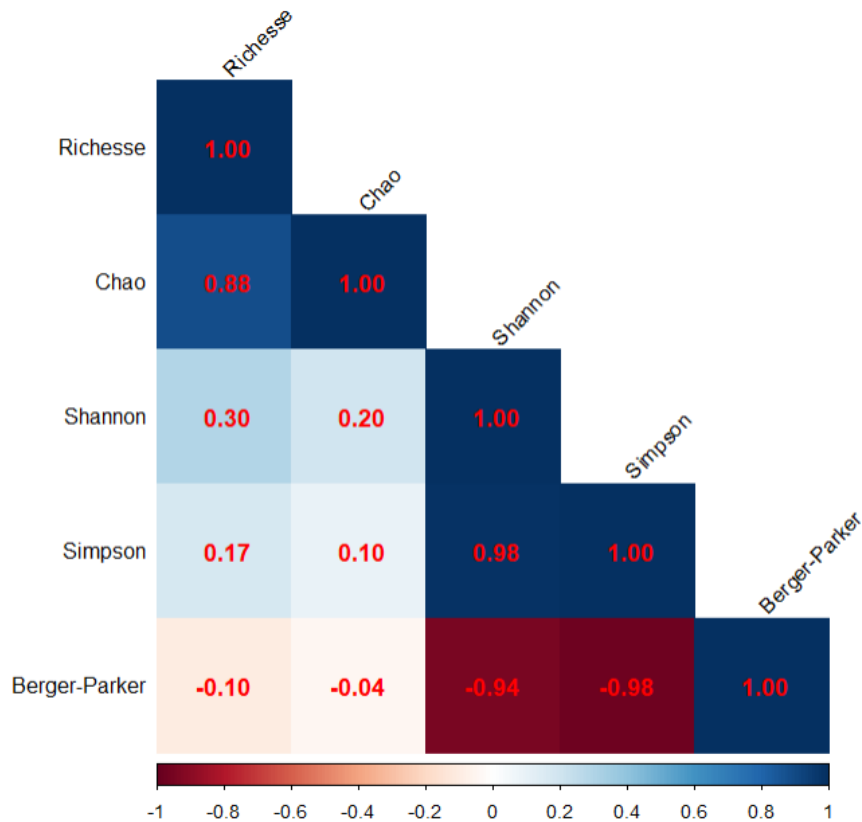
Annexe F. La classification hiérarchique des placettes selon la matrice de distance de Bray-Curtis et le statut à partir des données sur les familles de coléoptère capturées par piège à fosse.



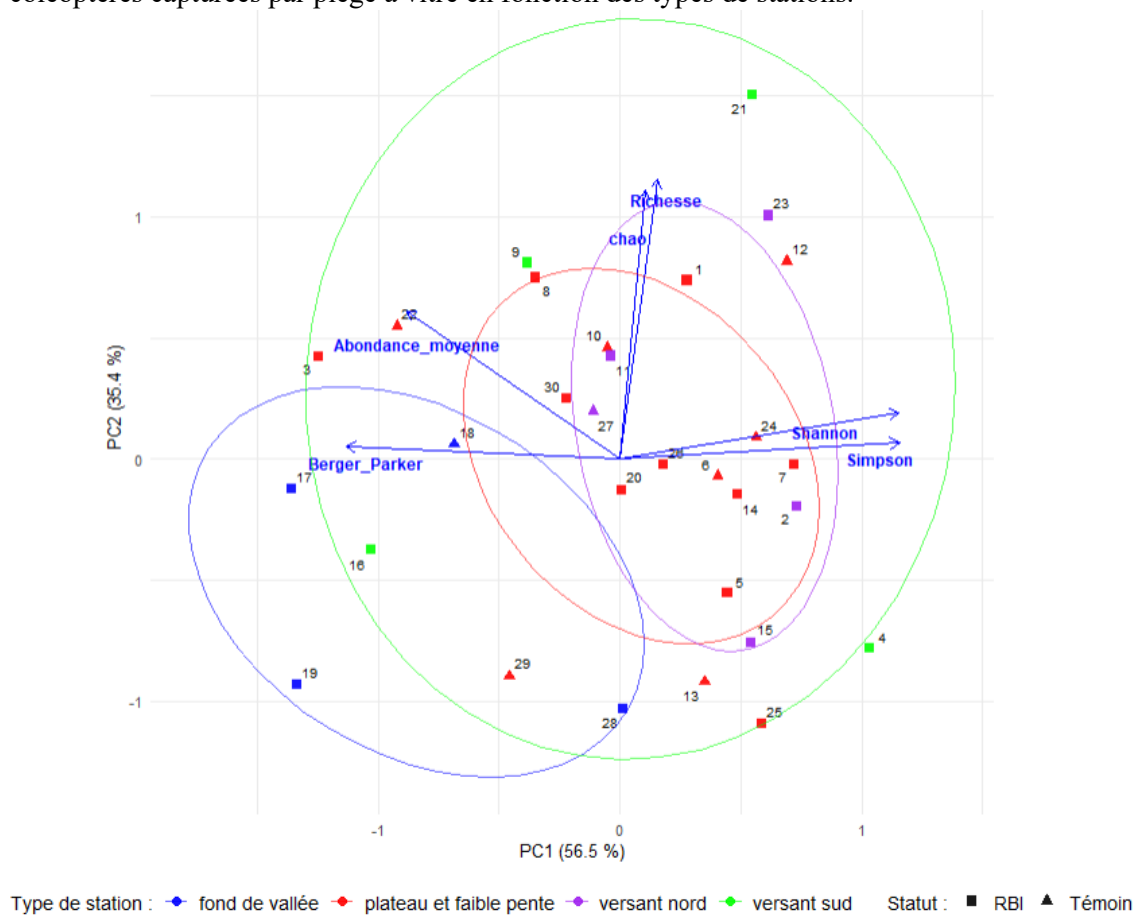
Annexe G. Abondance, richesse spécifique et indice de diversité des familles de coléoptères capturées par piège à vitre.

Placette	Abondance totale	Nombre de pièges	Abondance par piège	Richesse	Chao	Shannon	Simpson	Berger-Parker
1	266	2	133	17	24.2000	1.6854	0.7215	0.4474
2	140	2	70	14	18.0500	1.8955	0.8009	0.3357
3	810	2	405	16	18.8929	0.8887	0.3539	0.7988
4	62	2	31	12	16.0000	1.9939	0.8174	0.3065
5	167	2	83.5	12	16.0000	1.5705	0.7368	0.3353
6	199	2	99.5	15	17.2857	1.7476	0.7428	0.4121
7	144	2	72	14	20.2500	1.8865	0.7953	0.3403
8	366	2	183	18	22.3214	1.4153	0.5467	0.6612
9	619	2	309.5	18	21.1250	1.4213	0.5995	0.6090
10	282	2	141	17	20.5714	1.5352	0.6370	0.5709
11	241	2	120.5	16	22.0500	1.5319	0.6286	0.5851
12	343	2	171.5	19	21.0250	2.0867	0.8207	0.3236
13	182	2	91	11	12.0417	1.6251	0.7436	0.3846
14	244	2	122	14	16.6667	1.8562	0.7839	0.3730
15	93	2	46.5	11	16.3333	1.7712	0.7536	0.4409
16	425	2	212.5	12	16.0000	0.9332	0.3857	0.7765
17	482	2	241	13	18.0625	0.7056	0.3012	0.8299
18	303	2	151.5	13	21.3333	1.0498	0.4626	0.7162
19	489	2	244.5	10	11.2500	0.7790	0.3200	0.8200
20	217	2	108.5	14	18.0500	1.4389	0.6541	0.5161
21	308	2	154	22	26.6944	1.9221	0.7739	0.3831
22	361	2	180.5	17	22.0417	0.9818	0.3739	0.7867
23	247	2	123.5	20	23.3611	2.0597	0.7863	0.4089
24	227	2	113.5	16	17.3611	1.8785	0.7855	0.3568
25	125	2	62.5	10	12.2500	1.7740	0.7844	0.3600
26	180	2	90	15	18.3750	1.6612	0.6783	0.5333
27	258	2	129	16	18.8929	1.4896	0.6187	0.5930
28	107	2	53.5	11	12.8000	1.4467	0.6100	0.5981
29	262	2	131	11	11.5714	1.2719	0.5373	0.6641
30	464	2	232	16	17.3611	1.5084	0.6340	0.5711

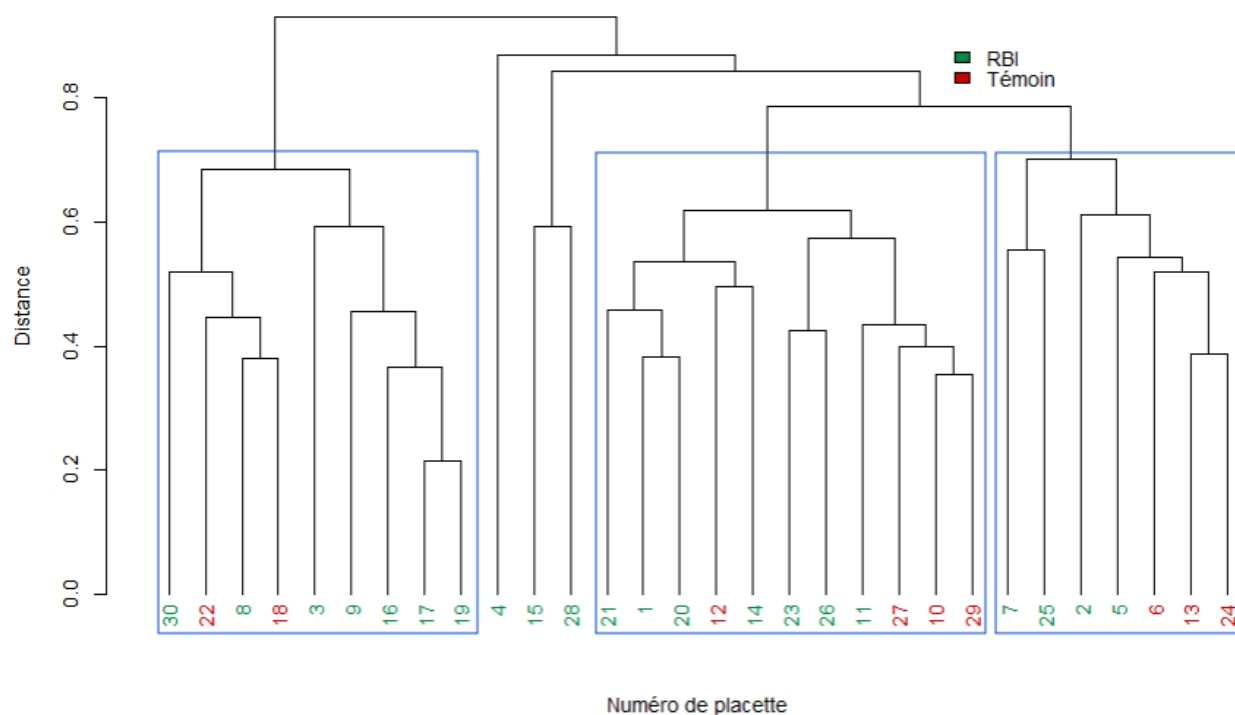
Annexe H. Matrice de corrélation entre les différents indices calculés par abondance relative des familles de coléoptère capturées par piège à vitre.



Annexe I. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses des familles de coléoptères capturées par piège à vitre en fonction des types de stations.



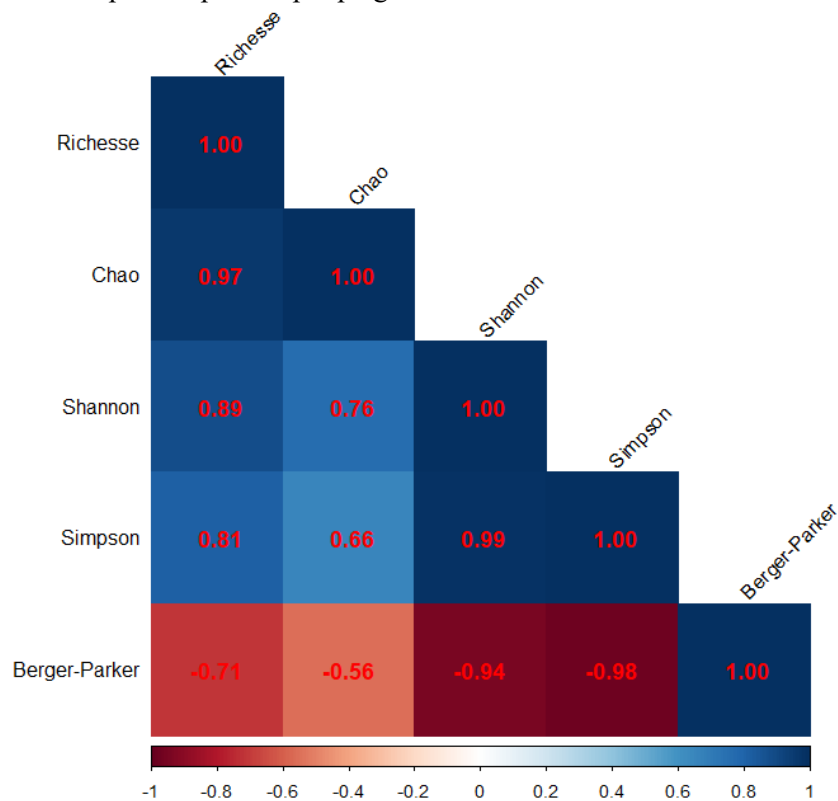
Annexe J. La classification hiérarchique des placettes selon la matrice de distance de Bray-Curtis et le statut à partir des données sur les familles de coléoptère capturées par piège à vitre.



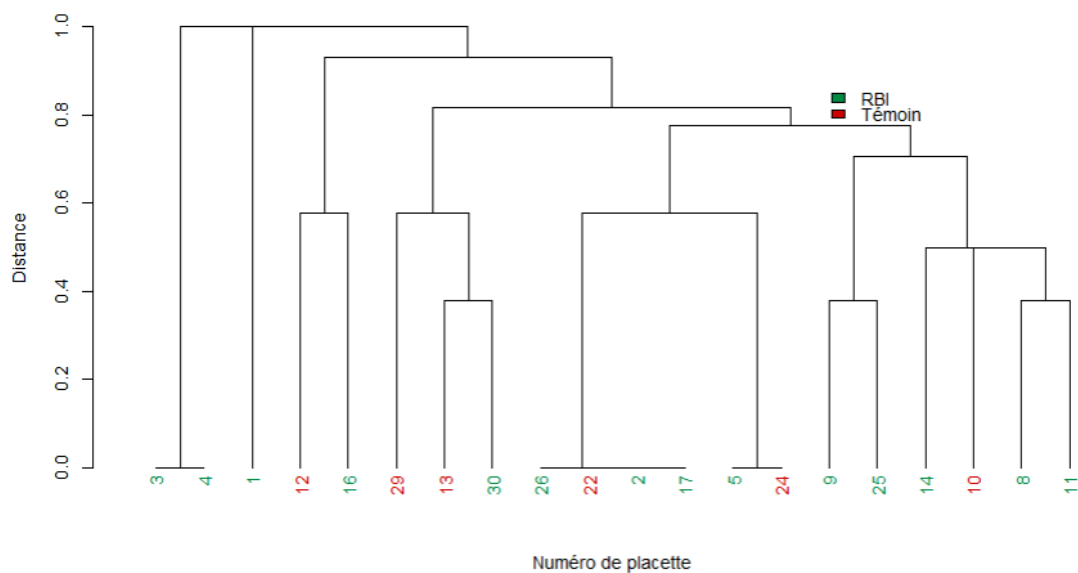
Annexe K. Abondance, richesse spécifique et indice de diversité des espèces de la famille des Cerambycidae capturés par piège à vitre.

Placette	Abondance totale	Nombre de pièges	Abondance par piège	Richesse	Chao	Shannon	Simpson	Berger-Parker
1	3	1	3	2	2	0.6365	0.4444	0.6667
2	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
3	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
4	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
5	2	1	2	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
8	4	2	2	2	2.25	0.5623	0.3750	0.7500
9	4	2	2	3	4	1.0397	0.6250	0.5000
10	4	2	2	2	2.5	0.5623	0.3750	0.7500
11	3	1	3	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
12	13	2	6.5	4	7	0.7937	0.3905	0.7692
13	4	2	2	2	2.5	0.6931	0.5000	0.5000
14	4	1	4	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
16	8	1	8	2	2	0.3768	0.2188	0.8750
17	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
22	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
24	2	2	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
25	3	1	3	2	2	0.6365	0.4444	0.6667
26	1	1	1	1	1	0.0000	0.0000	1.0000
29	2	1	2	2	2	0.6931	0.5000	0.5000
30	3	2	1.5	2	2.5	0.6365	0.4444	0.6667

Annexe L. Matrice de corrélation entre les différents indices calculés par abondance relative des familles de coléoptère capturées par piège à vitre.



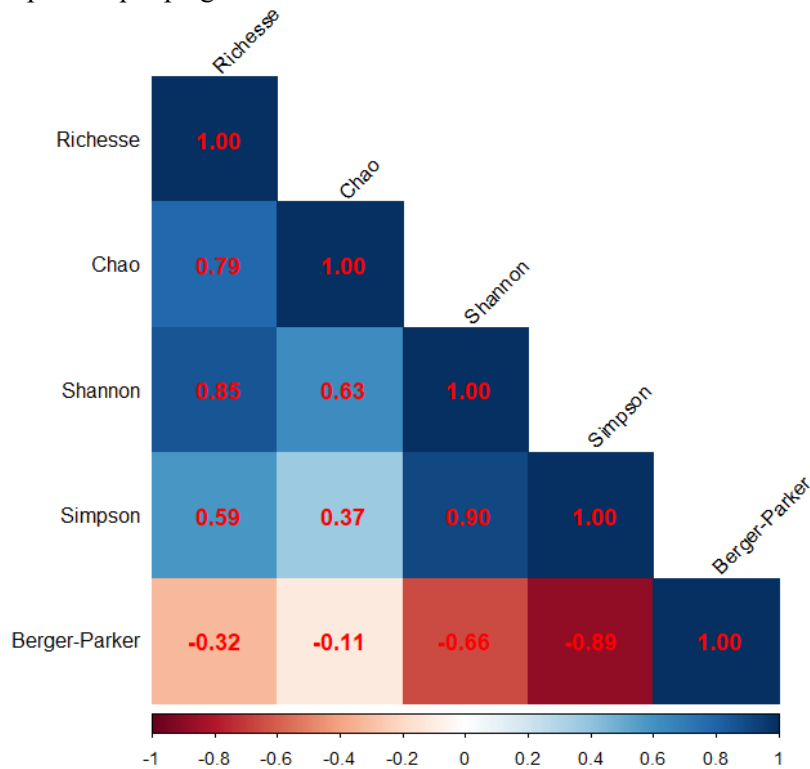
Annexe M. La classification hiérarchique des placettes selon la matrice de distance de Bray-Curtis et le statut à partir des données sur les Cerambycidae capturées par piège à vitre



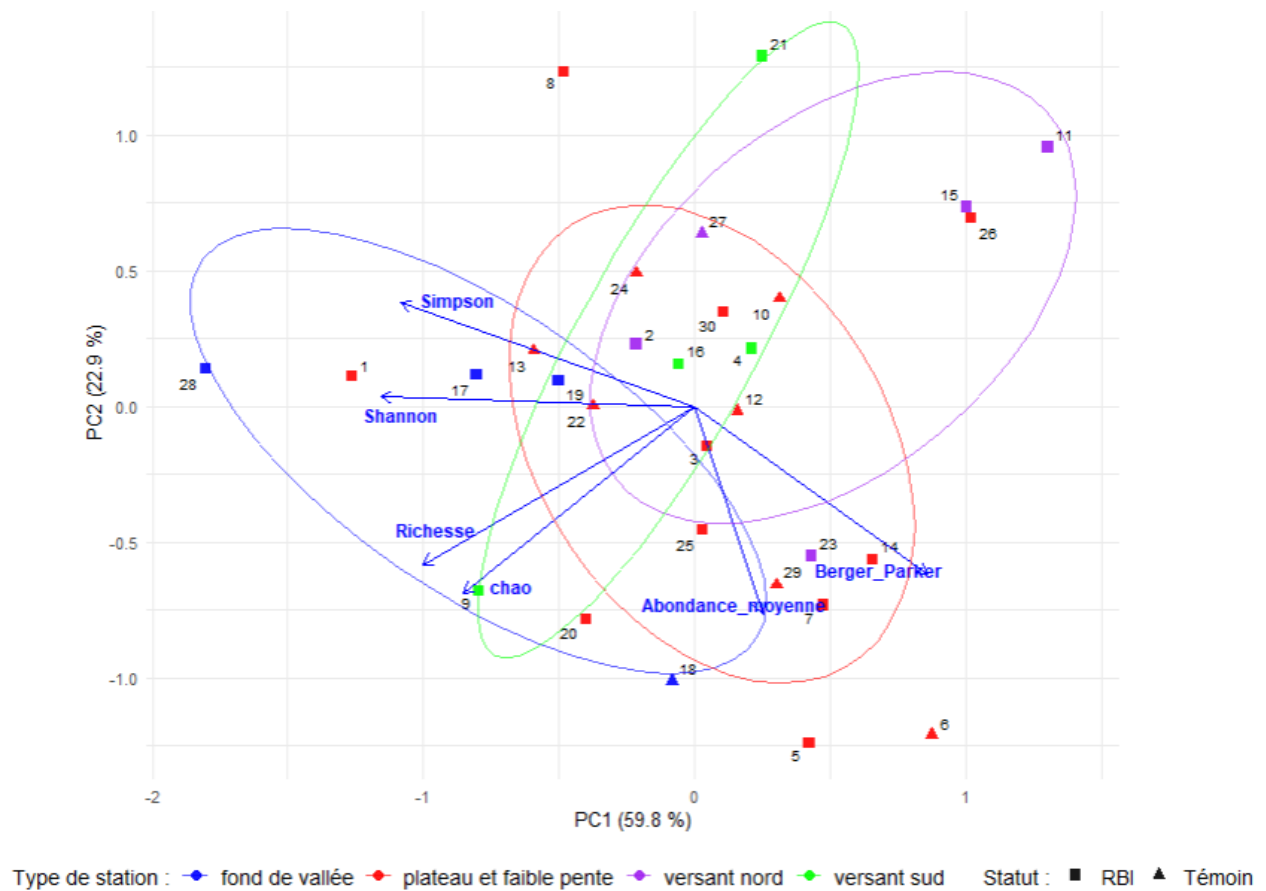
Annexe N. Abondance, richesse spécifique et indice de diversité des espèces de la famille de Carabidae capturés pas piège à fosse.

Placette	Abondance totale	Nombre de pièges	Abondance par piège	Richesse	Chao	Shannon	Simpson	Berger-Parker
1	113	10	11.30	18	27.6000	2.2821	0.8560	0.2832
2	72	5	14.40	9	17.0000	1.6744	0.7620	0.3611
3	154	10	15.40	11	14.6000	1.5156	0.7006	0.4221
4	112	10	11.20	9	10.8000	1.5451	0.7079	0.4732
5	223	9	24.78	12	20.0000	1.3050	0.6219	0.5336
6	144	6	24.00	8	18.4167	1.1834	0.5743	0.6111
7	180	7	25.71	9	14.1429	1.3135	0.6590	0.4833
8	67	9	7.44	9	9.5926	1.8509	0.8198	0.2537
9	124	10	12.40	15	51.4500	1.9652	0.7745	0.4274
10	68	8	8.50	8	10.6250	1.4725	0.6946	0.4706
11	7	1	7.00	4	4.0000	1.1537	0.6122	0.5714
12	223	10	22.30	9	11.0250	1.4432	0.7160	0.3587
13	110	6	18.33	11	17.6667	1.8628	0.8098	0.2818
14	227	10	22.70	8	13.4000	1.1880	0.6278	0.4846
15	32	6	5.33	5	7.5000	1.1043	0.6035	0.5000
16	66	7	9.43	10	15.1429	1.6646	0.7291	0.4545
17	61	8	7.63	15	22.1458	2.1120	0.8025	0.3934
18	187	10	18.70	17	19.2500	1.6940	0.6790	0.5294
19	87	8	10.88	13	16.6458	1.9555	0.7808	0.4138
20	47	9	5.22	17	38.3333	1.8892	0.6790	0.5532
21	33	9	3.67	6	8.6667	1.4002	0.7199	0.3333
22	128	10	12.80	11	24.5000	1.6481	0.7537	0.3516
23	280	10	28.00	9	9.4500	1.4561	0.6919	0.4786
24	187	10	18.70	9	9.4500	1.7577	0.7924	0.3209
25	145	10	14.50	11	20.0000	1.5971	0.6954	0.4966
26	117	9	13.00	5	5.0000	1.1714	0.6307	0.4786
27	151	10	15.10	8	8.9000	1.5774	0.7559	0.3377
28	132	10	13.20	23	33.8900	2.5860	0.8991	0.1742
29	247	10	24.70	10	11.8000	1.5735	0.6910	0.5142
30	144	8	18.00	8	9.7500	1.5651	0.7386	0.3681

Annexe O. Matrice de corrélation entre les différents indices calculés par abondance relative des Carabidae capturées par piège à fosse.



Annexe P. Représentation graphique de l'ACP basée sur les indices de diversité et richesses de Carabidae capturés par piège à fosse en fonction des types de stations.



Annexe Q. La classification hiérarchique des placettes selon la matrice de distance de Bray-Curtis et le statut à partir des données sur les Carabidae capturés par piège à fosse.

