

L'influence des pratiques agricoles sur les populations de carabes en Région wallonne

Analyses générales et approfondies selon le score d'eurytopie

Dutrieux Capucine

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
de Master en Biologie des Organismes et Ecologie

Promoteurs : Thierry Hance (Université catholique de Louvain)

Daniel Jamar (Centre Wallon de Recherches Agronomiques)

Année académique : 2021 - 2022

Remerciements

Je voudrais remercier de nombreuses personnes sans qui la réalisation de ce mémoire n'aurait pas pu être possible.

Premièrement, je tenais à remercier mes promoteurs, Messieurs Thierry Hance, Daniel Jamar et William Gyselynck pour leur aide, leur suivi régulier ainsi que leurs précieux conseils.

Ensuite, un merci cordial est dédié aux différents agriculteurs ayant participé au projet TRANSÆ et nous ayant ainsi accordé une parcelle afin de mener à bien notre expérimentation. Sans eux, ce projet n'aurait pas pu prendre place.

D'autres remerciements distingués sont attribués à Madame Catherine Rasse, professeure en statistiques, pour son aide sans faille.

J'aimerai également remercier les techniciens du CRA-W, Tom et Julie, pour leur aide lors des prélèvements tout au long de l'expérience.

Les membres externes du jury d'évaluation, Messieurs Nicolas Schtickzelle, Guillaume Le Goff et Théo Brusse reçoivent également mes remerciements sincères.

Une reconnaissance particulière s'adresse à Madame Pascale Santy, professeure de biologie dans le degré secondaire supérieur, sans qui je n'aurai probablement pas entrepris de telles études dans le domaine des sciences du vivant. Son intérêt dans mes projets professionnels et scolaires m'affecte particulièrement.

J'accorde mes remerciements également à Manon Caby pour la relecture de ma conclusion.

Enfin, je voudrai remercier ces êtres vivants qui ont participé inconsciemment à cette étude : les carabes piégés et tués lors de cette expérience. En espérant que cette recherche puisse par la suite leur être favorable en termes de mise en place de techniques agricoles bénéfiques à leur égard.

Résumé

L'agriculture est actuellement l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité. Effectivement, responsable d'une simplification des écosystèmes et d'un déclin des espèces, son impact est aujourd'hui de plus en plus discuté. Suite aux prises de conscience qui en découlent, de nombreuses agricultures alternatives voient le jour. Celles-ci ont pour but de recentrer la nature au sein des priorités des agriculteurs en transition. Dès lors, les agricultures biologique et de conservation sont des pratiques de plus en plus développées. Afin de mesurer l'impact des techniques agricoles sur les écosystèmes, un moyen est l'utilisation de bioindicateurs tels que les carabes. Effectivement, de nombreuses études témoignent de l'intérêt à utiliser ces arthropodes à cette fin. De plus, grâce à leur potentiel de biocontrôle, ces organismes sont davantage étudiés.

Cette étude a pour but d'analyser de manière générale l'impact des pratiques agricoles sur les populations de carabes en Région wallonne et notamment, sur l'abondance, la richesse spécifique et le poids sec de ces êtres vivants. Afin d'approfondir ces recherches, les effets sur certaines espèces caractérisées par leur score de tolérance pour l'habitat ont été investigués. Pour cela, onze sites répartis en Wallonie ont fait l'objet d'une analyse des communautés de Carabidae qui y étaient présentes durant une période de trois ans (2019 – 2021). Les résultats des analyses générales ne révèlent aucune tendance pertinente probablement suite à un dispositif expérimental sophistiqué. Néanmoins, pour les analyses spécifiques, les techniques de travail du sol semblent influencer l'abondance et le poids sec de certaines espèces. Cet impact dépend des scores d'eurytopie et est plus marqué sur les organismes sténotopes. De la sorte, les espèces généralistes de l'habitat ont des abondances assez élevées peu importe le travail du sol. Leur poids sec ne dépend pas de cette variable. Cela s'oppose aux résultats pour les individus sténotopes dont la masse diminue de manière significative lors de travaux du sol plus intensifs. De la même manière, leur abondance diminue significativement dans les champs les plus perturbés par les techniques agricoles. Une perspective importante pour cette étude est donc d'améliorer le plan d'expérience afin de pouvoir conclure sur un réel impact ou non des pratiques agricoles sur les populations et communautés de carabes en Région wallonne.

Mots clés : Carabidae, travail du sol, agriculture, impacts, eurytopie, agriculture biologique et de conservation

Abstract

Nowadays, agriculture is one of the major threats to biodiversity. Indeed, responsible for ecosystems simplification and a decline of species, its impact is now increasingly discussed. As a result, several types of agricultural alternatives are being developed. Farmers in transition are rethinking the way they operate by putting biodiversity at the centre of their concerns. Henceforth, organic and conservation agriculture are becoming more and more popular. In order to measure the influence of agricultural practices on biodiversity, carabid beetles are often used. Indeed, they are qualified as bioindicators. Moreover, they are an important biocontrol mean against pests and weeds.

The objective of this study is to make a general analysis on the impacts of agricultural practices on carabid beetles communities in Wallonia and how their abundance and species richness is affected by this way. In order to precise this topic, some species were analysed more precisely in terms of abundance and dry weight according to tillage intensity and their eurytopy score. Therefore, several sites with different crops, tillages and modalities from different farmers have been sampled from 2019 until 2021. General results have not proved any impact of agricultural practices due to a sophisticated experimental design. Nevertheless, more detailed analyses have proved the negative effects of intensive agricultural techniques on stenotopic species. On the contrary, the abundance and dry weight of carabid beetles with a high eurytopy score did not seem to be impacted by these same practices. For this reason, an improved experience plan could be of great benefit to reduce all the variability linked to it.

Key words : Carabidae, tillage, agriculture, impacts, eurytopy, organic and conservation agriculture

Table des matières

Remerciements	I
Résumé	II
Abstract	III
1. Introduction	1
2. L'agriculture et son évolution	1
2.1. L'intensification et la mécanisation au vingtième siècle.....	1
2.2. Le vingt-et-unième siècle et les alternatives à l'agriculture conventionnelle.....	2
▪ <i>L'agriculture de conservation</i>	3
▪ <i>L'agriculture biologique</i>	3
▪ <i>L'agroécologie</i>	4
3. Contexte du mémoire	5
4. Les carabes au sein des écosystèmes agricoles	7
4.1. Biologie et écologie des carabes.....	7
4.2. Des arthropodes comme moyen de biocontrôle	11
4.3. Les carabes en tant que bioindicateurs	12
4.4. Impact des pratiques agricoles sur les communautés de carabes	13
4.5. Méthodes de capture et suivi des populations de carabes.....	15
5. Objectifs et hypothèses.....	18
6. Intérêt du projet pour la recherche scientifique.....	20
7. Matériel et méthodes	20
7.1. Dispositif expérimental ESR	20
7.2. Le dispositif de piégeage	23
▪ <i>Les pitfalls classiques</i>	23
▪ <i>Les pièges à émergence</i>	24
7.3. Conservation, tri et identification	25
7.4. Mesures de biomasse	27

▪	<i>Petites espèces</i>	27
▪	<i>Grandes espèces</i>	28
7.5.	Classification des Carabidés selon leur tolérance pour différents habitats	29
7.6.	Analyse des données.....	29
▪	<i>Indice de Shannon</i>	30
▪	<i>Indice de Gini - Simpson</i>	30
▪	<i>Indice de Jacquard</i>	31
8.	Résultats	33
8.1.	Analyse générale et exploratoire	33
8.2.	Influence des pratiques agricoles sur l'abondance et la richesse spécifique	41
8.3.	Comparaison des dispositifs de piégeage	50
▪	<i>Comparaison du nombre de Carabidae piégés selon le type de piège</i>	50
▪	<i>Comparaison selon la taille des carabes piégés dans chaque type de pièges</i>	52
8.4.	Effets des pratiques agricoles sur les espèces selon leur score d'eurytopie	54
▪	<i>Espèce spécialiste de l'habitat</i>	55
▪	<i>Espèces généralistes de l'habitat</i>	56
▪	<i>Espèce à valence écologique moyenne</i>	59
8.5.	Evolution du poids sec des carabes selon l'eurytopie et l'intensité des pratiques agricoles	59
9.	Discussion	61
9.1.	Effets des techniques agricoles sur les communautés de carabes.....	61
▪	<i>La richesse spécifique</i>	64
▪	<i>L'abondance</i>	66
▪	<i>L'indice de Shannon</i>	67
▪	<i>L'indice de Gini-Simpson</i>	68
▪	<i>L'indice de Jacquard</i>	68
9.2.	Comparaison des méthodes de piégeage	69

9.3. Influence des pratiques agricoles sur certaines espèces de carabes selon le score d'eurytopie	70
10. Conclusion.....	73
Bibliographie	76
Annexes	83

1. Introduction

Dans une perspective d'agriculture plus respectueuse de la biodiversité et de développement d'alternatives à l'agriculture conventionnelle, le projet TRANSAE détaille de nombreuses thématiques liées à la transition vers l'agroécologie. Pour cela, diverses études sont menées en collaboration avec des agriculteurs wallons, flamands et Nord-Pas-de-Calaisiens. L'une d'entre elles consiste à étudier l'influence des pratiques agricoles sur les populations de carabes dans les agroécosystèmes wallons. Effectivement, les Carabidae sont sensibles aux modifications de l'écosystème induites par les agriculteurs et leurs techniques (travail du sol, utilisation de pesticides et d'engrais chimiques). Cela explique pourquoi ces organismes sont utilisés en tant que bioindicateurs¹ pour la qualité des sols. De plus, leur alimentation étant assez généraliste et constituée notamment de graines d'adventices et de ravageurs de cultures, ils sont utilisés comme agents de lutte biologique. Ces deux usages des carabes en agronomie insistent sur la nécessité et l'utilité d'effectuer des études/essais au sein de parcelles agricoles afin d'analyser comment ces êtres vivants répondent aux actions anthropiques dans les parcelles cultivées. L'abondance, la richesse spécifique et la biomasse constituent trois mesures intéressantes pour l'investigation des effets de l'agriculture sur ces organismes de la pédofaune.

2. L'agriculture et son évolution

2.1. L'intensification et la mécanisation au vingtième siècle

Depuis la sédentarisation de l'homme, l'agriculture occupe une part importante dans la société. Elle s'est développée petit à petit et en concomitance avec l'industrialisation et l'automatisation. De cette manière, les agriculteurs d'aujourd'hui possèdent des techniques de culture et d'élevage incroyablement différentes de celles du début du vingtième siècle. Dans les années suivant la première guerre mondiale, la production agricole a fortement diminué aboutissant ainsi à une augmentation des événements de famine, de malnutrition et du rachitisme. S'ajoute à cela l'accroissement de la population qui a accentué le problème. De ce fait, à cette époque, la production agricole par habitant a chuté de 15 % en comparaison à la situation d'avant-guerre (FAO, 2020). Afin de pouvoir combler les besoins alimentaires de chacun, l'agriculture a connu son industrialisation. Dans un objectif de maximisation de rendement et soutenus par la politique agricole commune (PAC) (1957), les agriculteurs ont

¹ Il s'agit d'organismes dont la présence/absence et abondance révèlent l'état de perturbation de l'environnement et l'impact de ce dernier sur les espèces en elles-mêmes ou sur la biodiversité (voir section 4.3 à ce sujet) (Rainio & Niemelä, 2003).

adopté la mécanisation, la monoculture, les produits chimiques de synthèse ainsi que la simplification des écosystèmes comme moteurs pour une production accrue. Le paysage bocager a dès lors laissé place à de grandes parcelles de cultures homogènes, pauvres en biodiversité et fortement perturbées par l'activité de l'homme (Raven & Wagner, 2021 ; Robinson & Sutherland, 2002). En effet, suite à l'avènement de gros engins permettant de diminuer le temps de travail et de faciliter les tâches de l'agriculteur, les haies et mares surplombant les champs ont été détruites afin d'augmenter la superficie plantée et de faciliter l'utilisation de machines (Robinson & Sutherland, 2002). De la même manière, la rotation des cultures qui permet de lutter contre les pathogènes et les ravageurs de façon plus ou moins naturelle et d'enrichir les terres, a été de moins en moins pratiquée suite à la commercialisation en masse de pesticides et d'engrais. Tout cela a abouti en une diminution remarquable de la quantité et de la qualité des habitats et en une chute drastique de biodiversité dans les agroécosystèmes. Les espèces spécialistes ont déserté les paysages agricoles à la recherche de patches d'habitats favorables à leurs besoins ne laissant place qu'à une majorité d'espèces généralistes (Robinson & Sutherland, 2002). Les services écosystémiques associés sont de ce fait fortement altérés (Butler *et al.*, 2007).

Dans le système conventionnel que nous connaissons actuellement, les intrants représentent un pilier de la productivité technique et économique qui s'équilibrent à des niveaux de rendement de plus en plus élevés. C'est d'ailleurs entre autre pour cela que l'agriculture est actuellement sujette à de nombreuses discussions concernant ses impacts sur l'environnement. Effectivement, les pesticides et engrais sont deux causes du déclin de la biodiversité en milieux agricoles tout comme le travail du sol (Plumecocq *et al.*, 2018).

2.2. Le vingt-et-unième siècle et les alternatives à l'agriculture conventionnelle

Depuis la fin du siècle précédent, un mouvement de prise de conscience a pris place dans la population par rapport aux techniques agricoles actuelles. Effectivement, un nombre croissant d'êtres humains se questionnent quant à la durabilité de notre agriculture. De cette remise en questions sont nées différentes alternatives à la production industrielle et peu soucieuse de l'environnement (Plumecocq *et al.*, 2018). Parmi celles-ci se trouvent notamment l'agriculture de conservation, l'agriculture biologique et l'agroécologie (Tableau 1). Ces pratiques semblent être bénéfiques au maintien de la biodiversité dans les agroécosystèmes.

Tableau 1 : Comparaison de différents types d'agricultures alternatives et leurs caractéristiques principales.

Type d'agriculture	Caractéristiques principales
Agriculture de conservation (AC)	Couverture végétale permanente, réduction maximale du travail du sol (semis sans labour), rotation des cultures et techniques culturales simplifiées (TCS).
Agriculture biologique (AB)	Pas de pesticides ni d'engrais chimiques de synthèse, certification.
Agroécologie	Réduction maximale des intrants, diversification des systèmes de culture, développement de l'aspect durable (social, économique et environnemental), lien entre production et biodiversité, mise en avant des connaissances locales, amplification des processus écologiques et des services écosystémiques (e.g. régulation systémique des bio-agresseurs par les auxiliaires).

L'ensemble de ces pratiques a pour but de diminuer l'impact de l'agriculture sur l'environnement, la biodiversité et la santé. Elles tentent d'utiliser des techniques les plus proches possibles de celles du fonctionnement naturel des agroécosystèmes tout en assurant un rendement convenable pour l'agriculteur. Cependant, cette notion de rentabilité diffère fortement selon le type d'agriculture pratiqué (Mäder *et al.*, 2002).

▪ *L'agriculture de conservation*

L'agriculture de conservation est issue d'une volonté de réduction des impacts sur l'environnement par l'abandon du labour. Progressivement, elle se rapproche du courant de l'agroécologie et se base sur plusieurs grands piliers : la rotation des cultures, la présence d'un couvert permanent et la limitation maximale du travail du sol (techniques culturales simplifiées, TCS) voire une absence de ce dernier dans le cadre du semis direct (SD) (Stassart *et al.*, 2012). Cela a pour but de préserver la qualité du sol, sa structure et son activité biologique afin de lui permettre de continuer à assurer ses fonctions telles que la protection contre l'érosion, la décomposition de la matière organique, les cycles des différents éléments, la rétention et l'infiltration de l'eau, le stockage du carbone, *etc.* Par le biais de la rotation des cultures et des couverts végétaux, l'agriculteur va pouvoir lutter plus facilement contre les maladies, les ravageurs, les adventices et ainsi pouvoir également diminuer son utilisation de pesticides même si cela n'est pas l'objectif principal, contrairement à l'agriculture biologique (Hobbs *et al.*, 2008).

▪ *L'agriculture biologique*

L'agriculture biologique a pour principe fondateur la production d'aliments sains, avec des plantes et un sol sains en s'interdisant l'utilisation de produits chimiques de synthèse tels que les pesticides et les engrais et en privilégiant les amendements organiques. En contrepartie, elle

fait usage de la rotation des cultures et des propriétés intrinsèques du sol (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Lotter, 2003). De par ses fondements, l'AB réduit la quantité de nutriments présents dans le sol tels que l'azote et le phosphore et de polluants provenant des pesticides qui se retrouvent dans les eaux et diminuent la qualité de ces dernières (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Mäder *et al.*, 2002). Ce type d'agriculture permet également d'augmenter la biodiversité et dès lors de mettre en place des interactions entre organismes bénéfiques pour l'agriculteur (Mäder *et al.*, 2002). Pour exemple, la méta-analyse de Bengtsson *et al.* (2005) montre qu'une agriculture biologique peut augmenter de 30 % la richesse spécifique pour certains taxons des règnes animal et végétal. Elle permet également de préserver les services écosystémiques associés (*e.g.* pollinisation, lutte biologique, *etc.*) (Sandhu *et al.*, 2010). A l'échelle du paysage agricole, dans le cas d'une agriculture biologique, les carabes font partie de ces organismes positivement affectés au niveau de la diversité des espèces. De par leur capacité de régulation de populations de ravageurs et d'adventices, une diversité spécifique accrue grâce à l'AB permettrait de compenser l'interdiction d'utilisation de pesticides (Mäder *et al.*, 2002). Malgré les phénomènes de lutte biologique au sein des champs, l'AB conduit à des pertes plus ou moins importantes de rendement par rapport à l'agriculture conventionnelle, de l'ordre de plus de 30 % (Seufert *et al.*, 2012).

▪ *L'agroécologie*

L'agroécologie est un concept écologique appliqué à la production agricole qui vise à mettre en relation la productivité, l'économie et l'environnement (Calame, 2016 ; Duru *et al.*, 2014). Elle se veut durable puisqu'elle prend en compte dans leurs interactions, les aspects sociaux, économiques et environnementaux (Bernard & Lux, 2017 ; Stassart *et al.*, 2012). Elle considère la ferme et le territoire dans lequel elle s'inscrit comme un écosystème. Elle vise à l'autonomie des agriculteurs et l'établissement d'un lien entre production et protection de la nature. Pour cela, elle tente de minimiser la quantité d'intrants utilisés. Les cultures tendent à être plus diversifiées afin d'enrichir les sols et augmenter la biodiversité. Cette approche suggère également de conserver une multiplicité des races. Les races locales constituent un réservoir génétique diversifié potentiellement mieux adaptées et plus résistantes aux conditions locales (Dumont *et al.*, 2013).

Un principe novateur à la diminution de l'utilisation de pesticides est la lutte biologique. En effet, les ravageurs étant un problème économique majeur en agriculture, des alternatives aux produits chimiques sont nécessaires afin de combattre ces pertes de rendements. Cette technique consiste à contrôler des populations d'êtres vivants nuisibles par le biais d'autres organismes

appelés auxiliaires. De cette manière, des prédateurs, parasitoïdes, compétiteurs et pathogènes sont utilisés afin d'aboutir à un maintien des populations de ravageurs sous un certain niveau de sorte à ne pas dépasser le seuil de tolérance vis-à-vis des dégâts qu'ils occasionnent aux cultures (Stern *et al.*, 1959). Différents types de biocontrôle peuvent être mis en place. La lutte biologique par augmentation est basée sur l'introduction d'organismes auxiliaires qui peuvent être d'origine indigène ou déjà présents dans la culture mais en quantité insuffisante. La technique qualifiée de « classique » implique quant à elle l'introduction d'ennemis naturels absents de la culture concernée et habituellement d'origine exotique. La technique par conservation, privilégiée par l'agroécologie, est une approche préventive et systémique qui favorise les processus écologiques de régulation naturels au sein de l'écosystème cultivé (Hance, 2021 ; Stenberg *et al.*, 2021).

Dans le cadre de ce mémoire, l'objectif visé par l'application de pratiques agricoles favorables au maintien des communautés de carabes en Wallonie est celui du biocontrôle de conservation (de Heij & Willenborg, 2020). En effet, l'agriculteur va tenter de mettre en place diverses techniques de culture bénéfiques à ces organismes. Ces derniers lui permettront, en échange, de réguler les populations d'adventices ainsi que de ravageurs au sein de ses parcelles.

3. Contexte du mémoire

Ce mémoire s'inscrit dans un projet multinational dénommé TRANSÆ financé par le Fonds européen de développement régional (FEDER). Ce dernier implique la Wallonie, la Flandre ainsi que la France (département du Nord Pas-De-Calais). Il s'agit d'une collaboration sur quatre ans (2018 à 2021) entre divers organismes de recherche et d'accompagnement tels que le centre de recherches agronomiques de Wallonie (CRA-W), Greenotec, *etc.* et de nombreux agriculteurs afin de discuter d'une thématique commune : la transition vers l'agroécologie. Cela permet aux scientifiques de mener diverses recherches sur différents thèmes liés à la transition de notre mode d'agriculture et aux agriculteurs d'apprendre de nouvelles pratiques, d'acquérir des avis d'experts, de prendre place dans cette transition mais également de pouvoir innover et discuter. L'ensemble des participants à ce projet ont pour objectif commun une diminution de l'utilisation d'intrants chimiques et du travail du sol. En ce qui concerne les éleveurs, ceux-ci sont à la recherche d'une plus grande autonomie.

Divers types d'expériences sont menées dans le cadre de cette étude. Un des principaux aspects de celles-ci est le développement de bioindicateurs qui pourraient être facilement utilisés et interprétés par les agriculteurs eux-mêmes. Pour cela, deux types d'invertébrés sont étudiés :

les carabes et les vers de terre. Cependant, nous allons nous focaliser uniquement sur un volet : l'influence des pratiques agricoles sur les carabes en Région wallonne. Les essais à ce sujet ont débuté en 2019 sur 12 champs de différents agriculteurs répartis dans divers endroits en Wallonie. Trois se trouvent à proximité de Tournai, quatre sont proches de Louvain-la-Neuve, trois près de Charleroi et enfin les deux derniers dans les environs de Huy.

En parallèle à cela, d'autres études sur la structure, la chimie des sols ainsi que la pédofaune ont été réalisées afin d'approfondir les thématiques (Tableau 2).

*Tableau 2 : Récapitulatif des différentes expériences réalisées dans le cadre de ce projet ainsi que leurs objectifs. La première consiste en la disposition de sachets de deux types de thés différents (rooibos et thé vert) dans le sol et 90 jours plus tard, ils sont retirés de la terre et pesés afin d'analyser leur état de décomposition et ainsi déduire l'activité des microorganismes du sol. La respirométrie est une mesure faite en laboratoire sur base d'un échantillon de sol et de la concentration en oxygène en présence afin d'indiquer l'activité microbiologique du sol. Dans un but d'obtenir des informations sur l'azote dans les sols et la bactérie *Azotobacter*, des échantillons de terre sont prélevés et mis en culture pour détecter la présence de ce microorganisme. Dans un objectif d'analyse d'impacts des pratiques agricoles, deux types de bioindicateurs sont étudiés : les vers de terre et les carabes.*

Expériences / analyses réalisées	Objectif
Sachets de thé dans le sol	Indication de l'activité microbiologique du sol.
Respirométrie	Indication de l'activité microbiologique du sol.
Mise en culture d'échantillons de sol en boîtes de Pétri	Déterminer la présence de la bactérie <i>Azotobacter</i> .
Vers de terre	Utilisation de ces invertébrés en tant que bioindicateurs.
Carabes	Utilisation de ces invertébrés en tant que bioindicateurs. Sujet d'étude pour analyser l'impact des pratiques agricoles.

Dans le cadre de ce travail, l'aspect bioindicateur au niveau environnemental des carabes sera étudié. Afin d'atteindre cet objectif, nous étudierons la composition spécifique, l'abondance et le poids sec de plusieurs espèces au sein des communautés retrouvées sur chaque champ selon les pratiques utilisées. Nous allons donc nous focaliser sur le filtre abiotique qui comme les filtres de dispersion et biotique expliquent la composition des communautés locales (Figure 1) (Hulvey & Aigner, 2014).

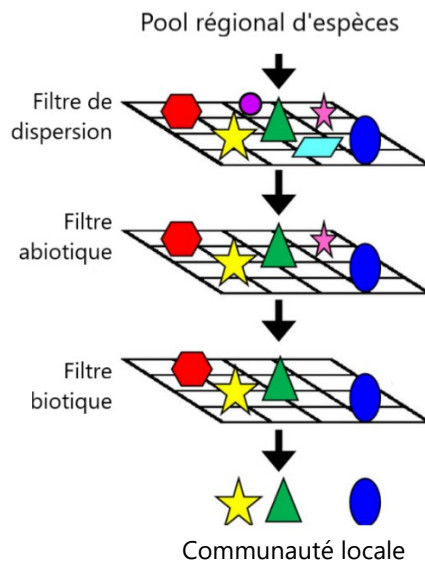


Figure 1 : Schématisation de l'action des différents filtres sur l'établissement d'une communauté locale à partir d'un pool régional d'espèces. Le filtre de dispersion sélectionne uniquement les espèces capables de franchir les différentes barrières à la dissémination de celles-ci vers de nouveaux habitats. Le second filtre reprend l'ensemble des caractéristiques abiotiques du milieu (type de sol, température, humidité, etc.) qui influencent également l'établissement d'une espèce dans un environnement. Dernièrement, le filtre biotique concerne les interactions interspécifiques qui permettent ou non à une espèce de s'établir en un site et d'y survivre. Dans le cadre de cette étude, les pratiques agricoles sont donc directement intégrées au sein du deuxième filtre (modifié à partir de Hulvey & Aigner, 2014).

4. Les carabes au sein des écosystèmes agricoles

4.1. Biologie et écologie des carabes

Les carabes sont des arthropodes de la famille des Carabidae faisant partie du sous-ordre des Adephaga, de l'ordre des Coléoptères. En Belgique, 406 espèces ont été recensées parmi les 40 000 estimées au niveau mondial (Kotze *et al.*, 2011 ; Lövei & Sunderland, 1996 ; Muilwijk *et al.*, 2015). L'écologie de ces insectes a été fortement investiguée suite à l'intérêt que ceux-ci présentent pour l'agriculture.

Leur période de mobilité maximale correspond en réalité à celle des accouplements. Lors de l'accouplement, les mâles sont plus actifs, à la recherche de partenaires tandis que les femelles restent à proximité du futur site de ponte qu'elles ont choisi (Muilwijk *et al.*, 2015). En climat tempéré, les carabes sont majoritairement soit des reproducteurs de printemps, soit d'automne (Tableau 3). Cette caractéristique dépend de l'espèce mais cela ne signifie pas qu'il n'existe pas de reproducteurs d'été, ni d'hiver. *Bradycellus* sp. est typiquement un genre hivernal.

Tableau 3 : Synthèse des caractéristiques des cycles de reproduction de certaines espèces de carabes fréquemment rencontrées dans les agroécosystèmes en région tempérée. Lorsque deux stades et lieux d'hivernation différents sont évoqués, cela signifie que tous les individus n'hivernent pas forcément au même moment ni au même endroit (modifié à partir de Holland & Luff, 2000).

Espèce	Période d'accouplement	Période d'activité	Hivernation (stade)	Lieu d'hivernation
<i>Agonum dorsale</i>	Printemps	Avril-Juillet & Septembre-Octobre	Adultes/pupes	Bordures de champs
<i>Bembidion lampros</i>	Printemps	Avril-Août	Adultes	Bordures de champs
<i>Harpalus rufipes</i>	Automne	Mai-Septembre	Adultes/larves	Dans les champs
<i>Loricera pilicornis</i>	Printemps	Mai-Juin	Adultes	Bordures de champs
<i>Nebria brevicollis</i>	Automne	Avril-Mai & Septembre-Novembre	Adultes/larves	Bordures de champs
<i>Notiophilus biguttatus</i>	Printemps	Janvier-Mai & Septembre-Décembre	Adultes	Dans les champs
<i>Pterostichus cupreus</i>	Printemps	Juin-Septembre	Adultes/larves	Bordures de champs / dans les champs
<i>Pterostichus madidus</i>	Printemps	Mai-Octobre	Adultes/larves	Dans les champs
<i>Pterostichus melanarius</i>	Automne	Mai-Octobre	Adultes/larves	Dans les champs

Le pattern de reproduction chez l'ensemble des carabes est désigné comme continu puisque certaines espèces ne suivent pas cette saisonnalité² (Matalin, 2007 ; Muilwijk *et al.*, 2015). Chez les carabes, la température et la photopériode sont les deux facteurs majeurs qui contrôlent le cycle de reproduction (Desender *et al.*, 2013). On peut également distinguer les espèces qui réalisent l'ensemble de leur cycle de reproduction (*i.e.* du stade de l'œuf à celui d'adulte reproducteur) sur une seule année climatique (espèces annuelles) par rapport à celles qui nécessitent deux années (espèces biennales) pour se développer (Figure 2) (Matalin, 2007). Une subdivision de ces deux groupes est celle des espèces univoltines ou bivoltines. Il s'agit d'organismes qui produisent respectivement soit une génération par an soit deux. En climat tempéré, la plupart des espèces recensées sont univoltines (Turin, 2000). Dans la seconde situation, la première reproduction de la génération fille se déroule de manière concomitante avec la seconde reproduction des individus parents. Il est important de préciser que l'ensemble des espèces biennales sont univoltines (Matalin, 2007).

² Les différents patterns possibles sont les espèces hivernales-printanières, **printanières**, **printanières-estivales**, **estivales précoces**, **estivales**, **estivales tardives**, **estivales-automnales**, **automnales**, automnales-hivernales, hivernales et apériodiques. La majorité des espèces vivant en milieux tempérés possèdent un cycle de reproduction de type de ceux indiqués en gras.

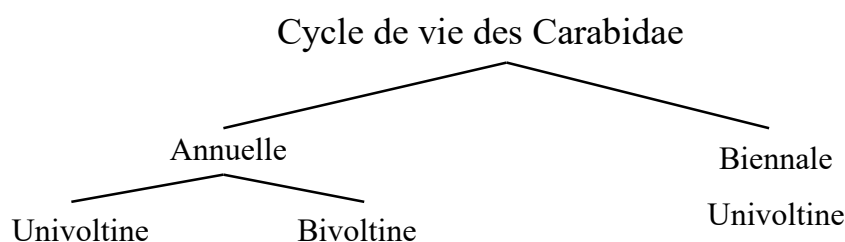


Figure 2 : Représentation schématique des différents cycles de vie des carabes dans le Paléarctique Occidental (Matalin, 2007).

Ces coléoptères produisent plusieurs dizaines jusqu'à maximum 200 œufs par ponte et les introduisent directement dans les champs ou en bordure de ceux-ci mais dans le sol grâce à leur abdomen. Cette variation de la quantité de descendants produite est dépendante de l'espèce bien qu'il existe également une forte variabilité inter-individuelle selon la taille de l'organisme, son régime alimentaire et sa morphologie alaire. Effectivement, les individus les plus grands, avec une nourriture assez riche et macroptères³ sont prédisposés à pondre plus d'œufs (Turin, 2000). Une fois déposés, la mère continue son chemin et ne procure pas de soins à ses descendants. Une exception est relevée pour les genres *Abax*, *Malops* et *Pterostichus* qui restent auprès de leurs œufs. Plusieurs jours à semaines plus tard, les larves émergent et se nourrissent par elles-mêmes. Ce stade de développement est un grand consommateur de ressources. En général, les larves possèdent un régime alimentaire plus ou moins similaire à celui des adultes bien que Lövei et Sunderland (1996) indiquent une carnivorie et une spécialisation du régime alimentaire plus importantes que chez les imago. Le stade larvaire subdivisé en trois phases (L1, L2 et L3) est le plus sensible. La température, le parasitisme, l'humidité, les pratiques agricoles et le pattern de reproduction sont des facteurs influençant fortement la survie des larves mais également la durée de leur développement (Holland *et al.*, 2007 ; Matalin, 2007 ; Muilwijk *et al.*, 2015 ; Turin, 2000). Pour exemple, les larves d'été provenant des reproducteurs de printemps se développent plus rapidement que celles des reproducteurs d'automne qui se transforment en nymphes seulement le printemps ou l'automne suivant (Turin, 2000). La reproduction est un paramètre physiologique très fortement impacté par les techniques agricoles chez les carabes. En effet, celles-ci agissent sur la qualité et quantité d'habitats favorables à ces insectes, les sources de nourriture disponibles et le microclimat par le biais du labour.

Pour les reproducteurs de printemps (présents en grande quantité en Europe Centrale et du Nord), le passage de l'œuf à la nymphe dure en moyenne un mois et demi à deux mois. Les individus de ce type se développent pendant l'été afin d'atteindre le stade adulte appelé imago

³ Espèces au système alaire bien développé.

à l'automne. Pour ces espèces dont les adultes entrent en diapause, cela se fait durant l'hiver. Cependant, toutes n'entrent pas en diapause hivernale, certaines restent actives malgré les températures gélives. Concernant les reproducteurs d'automne, l'hivernation (*i.e.* réduction de l'activité métabolique en saison hivernale) se fait sous forme de larve ou de nymphe. Dans le cas où l'imago émerge au printemps, ces espèces réalisent une diapause estivale pendant laquelle les organes reproducteurs se développent. Une seconde possibilité est l'émergence des adultes en été qui s'accouplent en cette même période et n'effectuent pas de diapause en hiver (Turin, 2000). Une alternative à la classification de Larsson qui distingue les reproducteurs de printemps à ceux d'automne sans tenir compte du gradient entre ces deux catégories est la classification de Lindroth (1949) qui différencie les espèces hivernant au stade larvaire de celles qui le font au stade adulte.

La longévité varie fortement selon l'espèce et les conditions climatiques. Elle peut aller d'une à plusieurs années. Cependant, des études supplémentaires doivent être réalisées à ce sujet (Kotze *et al.*, 2011 ; Muilwijk *et al.*, 2015 ; Turin, 2000). Les imagos sont des prédateurs généralistes opportunistes, cela signifie qu'ils se nourrissent de différentes proies selon ce qu'ils trouvent. Les régimes alimentaires les plus rencontrés chez les carabes sont la granivorie et l'omnivorie. Toutefois, un gradient continu est établi pour ces arthropodes parmi lesquels certains sont granivores, d'autres polyphages ou encore carnivores (Kotze *et al.*, 2011 ; Muilwijk *et al.*, 2015 ; Turin, 2000).

Au niveau de leur écologie, les carabes adultes sont des insectes qui vivent à la surface du sol. Certains restent sur le sol tandis que d'autres se retrouvent sur les végétaux. Les types de sols sur lesquels le plus d'individus sont recensés sont : les terrains sablonneux, argileux et calcaires. Concernant les températures, leurs préférences se situent pour la plupart entre 20 et 30°C (Turin, 2000). Ce sont des arthropodes ubiquistes qui se retrouvent, selon les espèces, en milieux secs, humides, salés, végétalisés ou non, *etc.* Certaines vivent dans des environnements eutrophes tandis que d'autres sont capables de coloniser des milieux oligotrophes⁴. De la même manière, certaines espèces sont plutôt eurytopiques puisqu'elles se retrouvent dans divers types d'habitats au contraire des espèces sténotopiques⁵ (Muilwijk *et al.*, 2015). Chaque espèce possède ses zones de répartitions qui sont déterminées selon des interactions très complexes entre de nombreux facteurs, particulièrement la température, l'humidité et le type de sol. De la sorte, il est très compliqué de déterminer *a priori* les conditions favorables aux espèces puisque

⁴ Oligotrophe se dit d'un milieu pauvre en nutriments et s'oppose au terme eutrophe.

⁵ Sténotopique : espèce spécialiste des types d'habitats colonisés.

cela dépend d'une combinaison de facteurs (Turin, 2000). Ce sont de très bons insectes coureurs. On y distingue les brachyptères⁶, les macroptères et les espèces dimorphiques qui, selon la morphologie du système alaire (*i.e.* longueur des ailes et muscles du vol), possèdent plus ou moins de facilité à voler (Kotze *et al.*, 2011 ; Muilwijk *et al.*, 2015).

Comme évoqué précédemment, les carabes ont deux grandes fonctions en agriculture et dans la transition agroécologique : leur rôle en tant qu'agent de lutte biologique et leur pertinence comme bioindicateurs.

4.2. Des arthropodes comme moyen de biocontrôle

Les études du régime alimentaire de ces êtres vivants révèlent qu'ils permettent une régulation des populations de ravageurs en culture. Les invertébrés visés par ces insectes sont les pucerons, les diptères (excepté le stade adulte), les stades embryonnaires et larvaires des coléoptères, les lépidoptères, les criquets, les limaces, les escargots, *etc.* (Holland, 2002 ; Kotze *et al.*, 2011). Les Carabidés préfèrent généralement les proies vivantes (Turin, 2000).

L'efficacité du biocontrôle grâce aux carabes est très variable (Saska *et al.*, 2019). Certaines études révèlent une très grande performance tandis que d'autres obtiennent des résultats plutôt mitigés. Différentes expériences ont pu démontrer une réduction de la quantité de graines d'adventices produites annuellement de moitié voire jusqu'à plus de 90 % suite à la granivorie des carabes (Davis *et al.*, 2013 ; Saska *et al.*, 2019). Cette variabilité est expliquée par divers facteurs. Premièrement, l'espèce d'adventice ou de ravageurs est déterminante. Certains végétaux ou animaux subissent une plus forte pression de prédation de la part des carabes due à leurs spécificités alimentaires. La limace *Arion vulgaris*, par exemple, constitue le régime alimentaire de différents carabes dont deux sont fortement présents dans les parcelles agricoles, *Pterostichus melanarius* et *Carabus nemoralis*. Ceux-ci permettent une diminution significative des effectifs de populations de ce ravageur (Figure 3) (Pianezzola *et al.*, 2013). D'autre part, le végétal cultivé et les techniques agricoles peuvent directement influencer la prédation en étant plus ou moins favorables à la colonisation par certaines espèces de carabes (Saska *et al.*, 2019). L'activité et l'abondance des carabes influencent fortement cette efficacité de lutte biologique. Ainsi, dans des champs de pommes de terre, une moyenne de 200 graines d'adventices par jour et par mètre carré sont consommées tandis que la granivorie peut atteindre le millier de graines dans une terre non cultivée (Gaines & Gratton, 2010). Ensuite, l'échelle spatio-temporelle est également déterminante. La majorité des Carabidés étant opportunistes,

⁶ Système alaire peu développé

la présence d'une source de nourriture alternative leur permet de survivre en cas de faible densité de ravageurs alors que si la source alternative est trop abondante, la pression sur les ravageurs diminue dans la mesure où le carabe aura tendance à se diriger vers la nourriture la plus abondante (de Heij & Willenborg, 2020 ; Saska *et al.*, 2019). La prédation intraguilde⁷ est une autre cause de diminution de l'efficacité de biocontrôle par les carabes (de Heij & Willenborg, 2020).

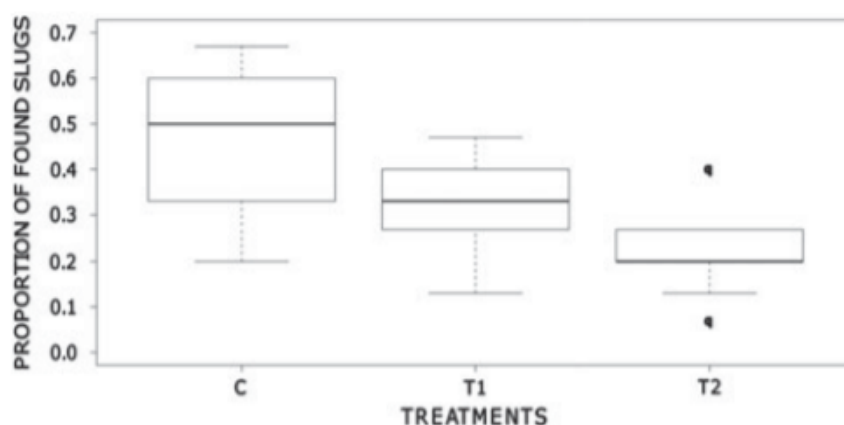


Figure 3 : Evolution de la proportion des limaces juvéniles, *Arion vulgaris*, suite au biocontrôle par *Carabus nemoralis*. Trois conditions ont été testées : C = contrôle (0 carabe) ; T1 = traitement 1 (2 carabes) ; T2 = traitement 2 (3 carabes). Une différence significative a été constatée entre la situation contrôle et les deux densités de carabes. Les ordonnées représentent la proportion de limaces retrouvées. Toutes les limaces n'ont pas pu être retrouvées, ce qui explique que pour le contrôle, la médiane se trouve aux environs de 0,5 (Pianezzola *et al.*, 2013).

4.3. Les carabes en tant que bioindicateurs

Les populations de carabes constituent un bon indicateur biologique pour différentes raisons (Ghannem *et al.*, 2018 ; Rainio & Niemelä, 2003). Ces arthropodes sont ubiquistes et ont fait l'objet de nombreuses études au niveau mondial ce qui permet une documentation complète sur leur biologie ainsi que des comparaisons entre différentes recherches (Butovsky, 2011). Ils possèdent également l'avantage d'être facilement capturés et déterminés. Une caractéristique essentielle est leur sensibilité aux perturbations ce qui permet d'identifier les changements en cours au niveau du climat, des habitats et des communautés végétales (Ghannem *et al.*, 2018). S'ajoute aux attributs précédents, le fait que les carabes soient des top prédateurs au niveau du sol. Leur présence est donc corrélée à celle de nombreuses autres espèces de niveaux trophiques inférieurs (Mulwijk *et al.*, 2015). Une dernière caractéristique est l'importance économique éventuelle de l'organisme (Rainio & Niemelä, 2003). Dans ce cas-ci, les carabes fournissent un service considérable aux agriculteurs qui est la lutte biologique (de Heij &

⁷ La prédation intraguilde se définit par le fait qu'une espèce se nourrisse d'autres espèces qui possèdent le même régime alimentaire qu'elle et entrent alors en compétition pour les ressources.

Willenborg, 2020). Cela permet de sensibiliser plus facilement le grand public à l'égard de l'utilisation de ces organismes en tant que bioindicateurs.

Parmi les espèces indicatrices, six classes sont distinguées (Lindenmayer *et al.*, 2000 ; Rainio & Niemelä, 2003).

- 1) Les espèces dont la présence/absence révèle la présence/absence d'autres espèces.
- 2) Les espèces clés qui de par leur présence indiquent la présence de nombreuses autres espèces. Dans une démarche de conservation, la protection de celles-ci permet la préservation de nombreuses autres.
- 3) L'existence d'une espèce dans un certain lieu est signe d'une pollution liée à l'activité humaine.
- 4) Une autre division de ces espèces indicatrices sont celles dominantes dans un écosystème.
- 5) Une espèce peut refléter des modifications environnementales, le type de sol, *etc.* Certaines espèces sont spécifiques de certaines conditions.
- 6) L'évolution des communautés d'espèces peut servir d'indicateur pour le monitoring de l'efficacité des mesures de gestion appliquées à un écosystème en particulier.

Ces catégories peuvent être classifiées en deux grands groupes : les indicateurs de biodiversité et les indicateurs environnementaux (Lindenmayer *et al.*, 2000 ; Rainio & Niemelä, 2003).

Quant aux informations que ces insectes pourraient fournir par rapport à la biodiversité, une étude a prouvé une corrélation entre carabes et araignées (Pearce & Venier, 2006 ; Rainio & Niemelä, 2003). Néanmoins, des recherches supplémentaires devraient être menées afin d'affirmer l'absence de corrélation entre les carabes et d'autres taxons d'invertébrés (Rainio & Niemelä, 2003). Le domaine d'espèce indicatrice de la biodiversité est donc actuellement très peu développé chez les Carabidae.

Par ailleurs, les scientifiques font usage de ces insectes en tant que bioindicateurs environnementaux de pollution des sols et plus particulièrement, celle due aux pratiques agricoles.

4.4. Impact des pratiques agricoles sur les communautés de carabes

Depuis les années 1950, les populations de carabes déclinent dû à l'intensification de l'agriculture, le travail du sol et l'utilisation massive d'intrants. Cela a pour conséquence une diminution des espèces spécialistes au profit des généralistes (Rainio & Niemelä, 2003). Ces organismes sont impactés par les pratiques agricoles suite aux effets de celles-ci sur le

microclimat, les zones refuge ainsi que l'abondance de nourriture. En effet, pour que ces êtres vivants puissent se reproduire et subsister dans les agroécosystèmes, ces trois paramètres doivent leur être favorables.

Les engrais, les pesticides et le travail du sol sont des facteurs d'influence majeure de l'agriculture envers les populations de Carabidae. Les effets de ces paramètres peuvent être directs ou indirects sur les carabes (Annexe 1). Seul le travail du sol est étudié dans le cadre de cette expérience et sera donc abordé en détails.

Celui-ci a pour conséquences : une compaction du sol, une réduction de l'oxygène et de l'eau contenus dans celui-ci, une destruction des sites d'hivernation dans les champs, une mortalité des organismes du sol (dont les carabes et leurs proies) mais également la création de microclimats⁸ (Henneron *et al.*, 2015 ; Menalled *et al.*, 2007 ; Shearin *et al.*, 2007). Le stade larvaire des carabes semble y être le plus sensible. Effectivement, le développement des larves est fortement altéré par le travail du sol (Holland, 2002 ; Matalin, 2007). La migration des individus vers des milieux plus favorables explique également la diminution des effectifs de carabes. Sur une échelle de temps plus longue, la richesse spécifique est impactée dans la mesure où les communautés seront alors uniquement composées d'espèces tolérantes aux perturbations du sol. Différents facteurs peuvent expliquer la tolérance des carabes aux pratiques agricoles tels que leur stade de développement, leur régime alimentaire, leur période de reproduction et leur taille (Baguette & Hance , 1997).

Le type de travail du sol influence directement les espèces de carabes impactées (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2007 ; Baguette & Hance, 1997 ; Shearin *et al.*, 2007). Autrement dit, différentes espèces réagissent différemment aux diverses méthodes de travail du sol. *Pterostichus melanarius*, par exemple, est impacté par le travail du sol peu importe l'outil utilisé tandis que *Harpalus rufipes* n'est pas affecté par un travail du sol au chisel mais bien par un travail du sol à la herse rotative ou par un labour (Figure 4) (Shearin *et al.*, 2007). En complément à ce papier, les résultats de l'étude de Baguette et Hance (1997) indiquent une prédominance de *P. melanarius* dans les parcelles labourées (Baguette & Hance, 1997). En effet, ce dernier, reproducteur d'automne, est présent dans le sol au stade larvaire au printemps lorsque le travail du sol a lieu pour semer ou planter les cultures (*i.e.* maïs, betteraves, haricotes, *etc.*). Un travail préalable des champs peut être réalisé en automne, suite à la récolte de la culture précédente,

⁸ Le labour diminue l'humidité présente au niveau du sol. Cela impacte négativement les carabes et peut d'ailleurs mener à une mortalité par dessiccation (Shearin *et al.*, 2007).

en cas de réelle nécessité. A ce moment, les adultes sont toujours présents mais les œufs sont déjà enfouis. Ces phénomènes expliquent alors une plus grande tolérance de cette espèce et de nombreux autres reproducteurs d'automne face aux perturbations du sol. De cette manière, *Trechus quadristriatus*, *Clivina fossor* et *Pterostichus melanarius* semblent prédominer dans les parcelles labourées (Baguette & Hance, 1997).

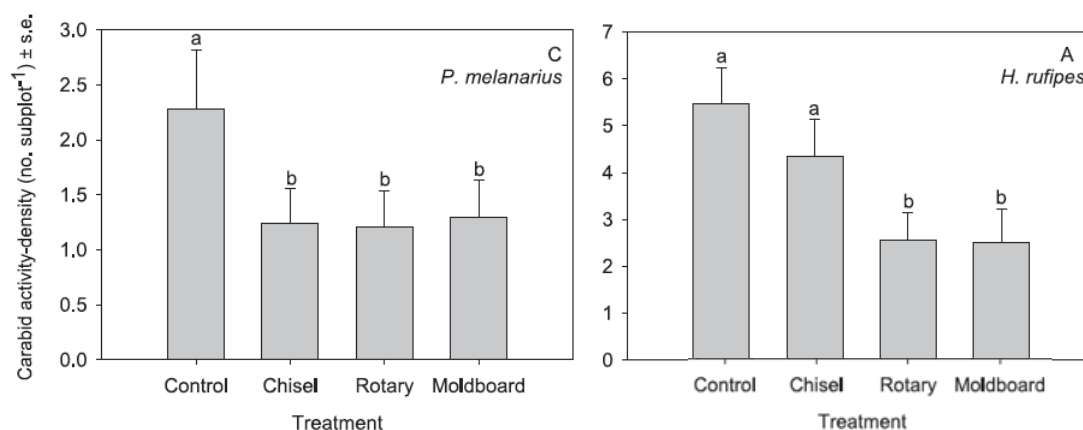


Figure 4 : Comparaison de l'effet des différentes techniques de travail du sol (Control = pas de travail du sol ; Chisel = chisel ; Rotary = herse rotative ; Moldboard = labour) sur la mesure de l'activité-densité des populations de *P. melanarius* et d'*Harpalus rufipes*. Les différences significatives ($p = 0.05$) sont notifiées par des lettres différentes, a et b. Les mesures sont des moyennes provenant de deux champs d'échantillonnage à deux périodes distinctes. Les écarts-type sont présentés sous forme de barres directement sur les diagrammes (Shearin et al., 2007).

4.5. Méthodes de capture et suivi des populations de carabes

Différentes possibilités sont avancées pour le piégeage des carabes (Annexe 2). Parmi l'ensemble de celles-ci, la plus documentée et utilisée est le « *pitfall trap* » (Figure 5) (Skvarla & Dowling, 2017).



Figure 5 : Illustration d'un dispositif « *pitfall trap* ». Comme représenté sur la photo, ce piège est constitué d'un récipient, ici en plastique transparent, que l'expérimentateur place dans le sol de sorte qu'il soit à niveau de la terre. Le piège est ensuite rempli d'un liquide (alcool, eau salée, etc.) dont le rôle est de tuer les organismes qui y tombent. Cette méthode de piégeage est donc tout à fait passive et facilement mise en place avec du matériel basique. Diverses améliorations peuvent être envisagées telles que la pose d'un grillage autour du piège (comme c'est le cas ici) afin d'éviter que des rongeurs ou tout autres petits mammifères n'y tombent, la fabrication d'un « toit » pour éviter que le pot ne déborde lors de fortes pluies, la combinaison avec d'autres procédés de capture, etc.

Cette technique est fréquemment utilisée pour les organismes vivant à la surface du sol. Les avantages sont multiples. Premièrement, la mise en place d'un tel design nécessite assez peu de matériel et de main d'œuvre. Cela signifie donc un coût très faible. Ensuite, il permet une grande réplicabilité. De plus, de nombreuses études se basent sur cette méthode et permettent donc de réaliser assez facilement des méta-analyses ou des comparaisons entre les résultats de chacune. Il permet également de capturer un grand nombre d'individus (Knapp *et al.*, 2020). D'autre part, de nombreuses critiques ont fait surface concernant l'utilisation de ce type de pièges. Effectivement, différentes caractéristiques du dispositif en lui-même influencent les résultats (Andersen, 1995 ; Knapp *et al.*, 2020). C'est le cas pour le liquide utilisé afin de tuer les organismes capturés qui peut plus ou moins attirer ces derniers. De plus, la matière du pitfall interfère également avec les résultats. Le verre semble être le plus propice pour assurer une bonne capture. La taille du pitfall ainsi que la présence d'une leurre au sein de celui-ci ont également un impact sur l'efficacité du piège (Andersen, 1995 ; Knapp *et al.*, 2020). Un obstacle majeur à l'utilisation de ce piège dans le cadre d'études fonctionnelles des populations est le fait que les organismes piégés ne représentent pas la composition exacte de la communauté. Effectivement, les espèces les plus grandes, carnivores, nocturnes, peu colorées et celles possédant des capacités de vol réduites sont sur-représentées dans les échantillonnages au détriment des autres (Knapp *et al.*, 2020 ; Lang, 2000 ; Purvis & Fadl, 1996) (Figure 6). Le stade imago est également plus fréquemment piégé que les larves (Andersen, 1995).

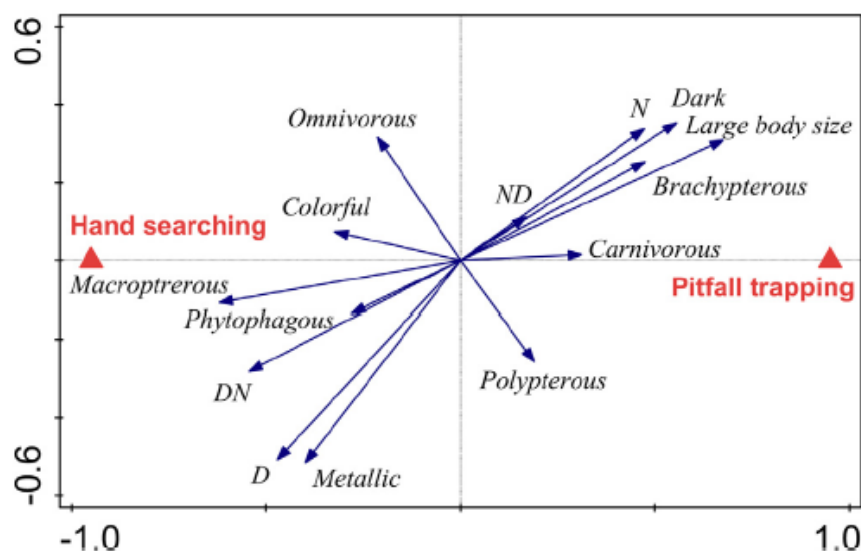


Figure 6 : Représentation graphique des caractéristiques des Carabidae capturés à la main (partie gauche) et grâce à un pitfall (à droite). Les patterns d'activités sont représentés par des lettres distinctes : N = nocturne, D = diurne, DN = principalement diurne ; ND = principalement nocturne. La norme des vecteurs indique l'importance de l'influence de ces différents facteurs sur les deux types de capture (Knapp *et al.*, 2020).

De plus, les mesures réalisées ne sont pas reliées à la densité des organismes mais plutôt à l'activité-densité de ceux-ci. Effectivement, les espèces qui se meuvent le plus sont plus susceptibles d'être piégées. Cela explique pourquoi les carnivores, les nocturnes et les grands individus sont présents en grand nombre dans ces pièges puisqu'ils doivent parcourir de plus grandes distances afin de combler leurs besoins alimentaires (Desender & Maelfait, 1986 ; Knapp *et al.*, 2020). En effet, ceux-ci se nourrissent généralement de proies pour lesquelles de plus grands déplacements sont nécessaires. De fait, les vers de terre, chenilles et escargots font partie de ces proies dispersées dans l'environnement. Au contraire, les espèces les plus petites ont une alimentation constituée de proies généralement assez abondantes localement et ne nécessitant donc peu de mouvements de la part des carabes. Par conséquent, elles sont moins impactées par ces dispositifs de piégeage (Andersen, 1995). De plus, les échantillonnages par pitfalls ne représentent pas forcément les carabes faisant partie de la communauté locale. En effet, les individus piégés peuvent justement être des insectes qui étaient en migration d'un site vers un autre à la recherche d'une niche écologique leur étant favorable. Ils n'ont donc pas forcément de population établie à l'endroit de capture (Shearin *et al.*, 2007). S'ajoute à cela le fait que certaines espèces ne sont que très difficilement recensées par le biais de cette méthode puisqu'elles semblent faire demi-tour lorsqu'elles rencontrent le pourtour du piège. Il est donc important pour éviter cela d'enfoncer le récipient à la surface du sol et non plus haut que celle-ci. De la même façon, il est nécessaire de boucher les orifices à proximité du piège afin d'éviter que les petits êtres vivants s'y faufilent et ne puissent donc pas être piégés (Knapp *et al.*, 2020).

Dans le cadre de notre étude, la méthode du pitfall a été implémentée et conservée malgré ses inconvénients pour différentes raisons. Premièrement, elle permet l'acquisition d'un grand nombre de données sans être trop chronophage ni chère. Effectivement, le financement étant un facteur limitant, il est important d'en tenir compte. De plus, afin de limiter les biais du pitfall classique, un cerclage métallique a été disposé autour du piège afin d'obtenir des données se rapprochant de celles de la densité pour 2021. Dans le but d'améliorer la représentativité de la capture, une alternative à laquelle nous avons réfléchi est le placement d'un filet par-dessus ce cerclage afin de pouvoir aussi piéger les carabes volants. Néanmoins, une fois de plus, l'aspect économique ne permet pas cet investissement supplémentaire.

Suite aux différentes limitations de l'utilisation de pitfalls, les pièges à émergence ont été utilisés afin de contrecarrer ces effets. Effectivement, ce deuxième type de pièges recense les individus présents dans une certaine surface délimitée. La mesure en découlant est donc l'abondance et non l'activité-densité (Djoudi *et al.*, 2019). Les Carabidae y tombant ont réalisé

leur cycle de vie au sein des parcelles agricoles. Au contraire des pitfalls, le dispositif ici mentionné a tendance à sous-estimer la quantité d'organismes au sein des parcelles. En effet, cela est d'autant plus vrai pour les carabes dont la distribution au sein des écosystèmes agricoles est qualifiée d'agrégative (Holland *et al.*, 2007 ; Thomas *et al.*, 2002). Afin d'ignorer ce biais, la solution serait d'effectuer les piégeages au sein d'une surface délimitée de 30m² afin de couvrir une aire de répartition suffisante pour une majorité d'espèces. Néanmoins, cette superficie est fortement espèce-dépendante car la taille de l'organisme semble jouer un rôle important dans l'aire occupée. Ainsi, les Carabidae de plus grande taille nécessitent un plus grand espace afin de subvenir à leurs besoins vitaux tels que l'approvisionnement en nourriture. Certaines espèces ne sont probablement pas recensées simplement puisqu'elles n'ont pas émergé dans la surface délimitée par ce piège (Thomas *et al.*, 2002). Ces deux méthodes de capture sont donc complémentaires et permettent d'obtenir des données plus précises quant aux populations habitant les champs cultivés ou celles y passant uniquement un bref instant de vie.

5. Objectifs et hypothèses

Deux objectifs principaux sont alloués à cette recherche. Le premier consiste en l'analyse et la mise en évidence de l'influence des pratiques agricoles sur les communautés de carabes en Région wallonne. En parallèle à cela, nous voudrions approfondir l'utilisation des carabes en tant que bioindicateurs. En effet, le projet TRANSAE a notamment pour but de développer des bioindicateurs simples d'utilisation à destination des agriculteurs afin qu'eux-mêmes puissent évaluer leurs méthodes de culture et les impacts que celles-ci possèdent sur la biodiversité et plus particulièrement sur les Carabidae puisqu'ils s'agissent d'auxiliaires de cultures. Pour cela, nous allons analyser la richesse spécifique et l'abondance de chacune des espèces pour chaque site. De plus, nous avons également étudié les poids sec de différentes espèces provenant de quelques champs préalablement définis. Le second objectif a pour but de comparer l'efficacité des deux méthodes de capture utilisées, c'est-à-dire le simple pitfall (utilisé lors des captures de 2020 et 2021) et le pitfall combiné au piège à émergence (récolte de 2021) (Figure 7).



Figure 7 : Illustration du dispositif de piégeage de l'année 2021. A gauche, le pitfall entouré du cerclage métallique (piège à émergence) a une superficie d'un mètre carré. Au sein de cette surface, se trouve le pitfall enterré à niveau du sol dans lequel se trouve de l'eau salée afin de tuer les organismes piégés. Les pitfalls sont entourés d'un grillage et surmontés d'un carrelage. Cela a pour but, respectivement, d'éviter que des rongeurs n'aient accès au piège et que celui-ci ne déborde en cas de fortes pluies. Le petit piquet bleu possède une carte qui permet d'identifier le piège. L'ensemble des pièges sont localisés par le biais de grands drapeaux.

Les différentes hypothèses émises afin de répondre à ces objectifs sont les suivantes :

- 1) De manière générale, une première hypothèse qui pourrait être posée est la diminution de la richesse spécifique et de l'abondance des carabes suite à des pratiques plus intensives (Ghannem *et al.*, 2018 ; Pfinner & Niggli, 1996). En milieux forestiers, cette présomption de diminution de l'abondance et de la diversité des carabes suite à une gestion intensive a été vérifiée (Ghannem *et al.*, 2018).

De plus, nous pourrions suspecter une augmentation des espèces généralistes (richesse spécifique et abondance) lors de pratiques agricoles intensives au détriment des espèces spécialistes. En effet, le labour, les pesticides et les engrais sont néfastes à l'égard de certaines espèces nécessaires à la survie de certains carabes spécialistes ne pouvant alors plus assurer leurs besoins. S'ajoute à cela l'influence directe des pratiques agricoles sur les carabes en augmentant le taux de mortalité (Henneron *et al.*, 2015 ; Menalled *et al.*, 2007 ; Shearin *et al.*, 2007).

Il est important de stipuler qu'il existera probablement une différence entre les répliques d'une même pratique agricole puisque les carabes sont sensibles aux températures, humidité, effets de bord, végétation, microclimat, *etc.* (Tuf *et al.*, 2012). Or, les champs caractérisés par une même pratique diffèrent les uns des autres selon ces différents paramètres. De ce fait, les différences de composition de communautés pourraient ne pas être significatives notamment dû au fait que de nombreux autres facteurs impactent la distribution, la diversité et l'abondance des carabes. Cela pourrait fortement influencer les résultats statistiques obtenus. Il serait

possible que les tests statistiques d'une analyse globale pour l'ensemble des parcelles ne prouvent aucun effet des pratiques agricoles sur les carabes dû à cela, bien qu'il y en ait réellement un mais qui ne puisse pas être prouvé dans le cadre de cette étude-ci.

- 2) Une différence au niveau des échantillons prélevés se fera probablement remarquer entre les simples pitfalls et les pièges à émergence. Nous nous attendons à piéger moins d'individus avec le piège à émergence et également diminuer le biais de capture envers les grandes espèces. De la sorte, nous suspectons piéger plus de petites espèces en comparaison avec le *pitfall trap* (Mommertz *et al.*, 1995).
- 3) L'intensité des pratiques agricoles influence négativement l'abondance et le poids sec des carabes sténotopes. Effectivement, une hypothèse est que le travail du sol modifiant très fortement l'environnement et les conditions écologiques du milieu, les espèces ne tolérant que peu de variation dans leur habitat seront impactées. Cela a été prouvé en écosystèmes forestiers (Langraf *et al.*, 2020).

6. Intérêt du projet pour la recherche scientifique

La vérification ou infirmation de ces hypothèses permet d'étudier de manière plus précise l'influence de l'intensité du travail agricole sur les populations et communautés de carabes en Wallonie. Les résultats de cette étude permettront un suivi personnalisé pour tous les agriculteurs y ayant pris part. De la sorte, cela leur permet d'orienter leurs pratiques selon leurs impacts sur ces auxiliaires de culture. Un autre aspect abordé lors de cette étude est la comparaison des dispositifs de piégeage des Carabidae. L'utilisation des pièges à émergence et des pitfalls permet une combinaison des informations émanant de chacune des captures afin d'obtenir des résultats plus précis et simultanément de comparer les avantages et inconvénients de chacun de ces pièges.

7. Matériel et méthodes

7.1. Dispositif expérimental ESR

Afin de mener à bien notre étude sur l'effet des pratiques culturales sur les populations de carabes, nous nous sommes greffés sur une expérimentation système de longue durée mise en place par une équipe de l'Unité Systèmes agraires du CRA-W dans le cadre de projets européens de recherche et développement (TRANSAE et DiverIMPACTs) chez une dizaine d'agriculteurs. Cette expérimentation ESR, pour « *Expérimentation Système en Réseau de*

parcelles » consiste à éprouver l'effet de la réduction du travail du sol chez les agriculteurs bio et l'effet de la réduction des pesticides chez les agriculteurs en AC.

Chez chacun des 12 agriculteurs (sites) répartis en Région wallonne, une parcelle est divisée en deux sous-parcelles (parfois trois) d'environ un hectare chacune. Sur la sous-parcelle dite « expérimentale » (AE), les pratiques sont orientées soit vers une réduction du travail du sol (sites en AB) soit vers une réduction de l'usage des pesticides (sites en AC). Sur la parcelle (parfois deux) dite « témoin » (T1 et T2) les pratiques usuelles de l'agriculteur sont appliquées d'années en années depuis 2019.

Un dispositif de piégeage couvrant les 11 sites en agriculture de conservation des sols (AC) ou en agriculture biologique (AB) a permis des prélèvements de carabes d'avril à août durant les années de 2019 à 2021. Néanmoins, notre étude porte uniquement sur les deux dernières années de piégeage (Tableau 4).

Tableau 4 : Caractéristiques des sites prélevés en 2020 et 2021. Le système était soit agriculture biologique (AB) soit agriculture de conservation (AC). Au sein d'un même site, deux modalités sont testées : modalité expérimentale (AE) = réduction du travail du sol en AB et réduction des herbicides en AC et modalité Témoin (T1 et T2) = pratiques usuelles de l'agriculteur) auxquelles est hiérarchisé le type de travail du sol (LAB = Labour ; TCS = Techniques Culturelles Simplifiées, ST = Strip-till, et SD = Semis Direct). (x) illustre un site qui n'a pas pu être suivi au cours de l'année en question.

Syst.	Site	Mode	2020			2021		
			Culture	Travail du sol	Désherbage	Culture	Travail du sol	Désherbage
AB	AB-1	AE	Maïs grain	TCS profond	Mécanique	Epeautre	SD	Aucun
		T1		TCS profond	Mécanique		TCS profond	Aucun
	AB-2	AE	Pommes de terre	TCS superficiel	Mécanique	Haricots	TCS superficiel	Mécanique
		T1		Labour	Mécanique		Labour	Mécanique
	AB-3	AE	Froment	TCS superficiel	Aucun	Maïs grain	ST+féverole	Mécanique
		T1		Labour	Aucun		Labour	Mécanique
	AB-4	AE	Pois/blé	TCS superficiel	Mécanique	Maïs grain	TCS superficiel	Mécanique
		T1		Labour	Mécanique		TCS profond	Mécanique
		T2		x	x		Labour	Mécanique
	AB-5	AE	Epeautre/lentillon	SD	Aucun	Colza	ST	Aucun
		T1		Labour	Aucun		Labour	Aucun
	AB-6	AE	Blé d'hiver	TCS superficiel	Aucun	Avoine	TCS superficiel	Aucun
		T1		SD	Aucun		SD	Aucun
	AB-7	AE	Blé d'hiver	SD	Trèfle blanc	Maïs grain	ST	Mécanique
		T1		TCS profond	Mécanique		TCS profond	Mécanique
AC	AC-1	AE	Maïs grain	ST+féverole	Mécanique	Féverole d'hiver	TCS superficiel	Sous-semis
		T1		TCS superficiel	Herbicide		TCS superficiel	Herbicide
	AC-2	AE	Betteraves	ST	Mécanique	Blé d'hiver	TCS superficiel	Herbicide
		T1		TCS profond	Herbicide		TCS profond	Herbicide
		T2	x	x	x		Labour	Herbicide
	AC-3	AE	x	x	x	Blé d'hiver	SD	Herbicide
		T1	x	x	x		SD	Herbicide
	AC-4	AE	Maïs grain	ST+lotier	Aucun	Blé d'hiver	SD	Herbicide
		T1		ST	Herbicide		SD	Herbicide
	AC-5	AE	Pommes de terre	TCS profond	Herbicide	x	x	x
		T1		TCS profond	Herbicide		x	x

L'intensité du travail du sol diminue suivant les techniques comme suit : Labour (LAB) > Technique Culturelles Simplifiées (TCS) profond > superficiel > Strip-Till (ST) > Semis Direct (SD) :

- Le labour (LAB) consiste à retourner le sol sur une profondeur de 25 à 30 centimètres, il est généralement suivi d'un semis à la herse rotative (outil animé).
- Les techniques culturelles simplifiées (TCS) consistent à travailler le sol sur toute la surface avec des outils à dents ou à disques sur une profondeur allant jusqu'à 12 centimètres (TCS

superficiel) ou 25-30 centimètres (TCS profond) mais sans mélanger entre elles les couches superficielles et profondes. Il est généralement suivi d'un semis avec un outil non animé.

- Le strip-till (ST) consiste à travailler le sol à l'aide d'un outil à dent sur une partie seulement de la surface, à l'endroit de la ligne de semis.
- Le semis direct (SD) consiste à ne pas travailler le sol avant le semis. Le semis est réalisé à l'aide d'un semoir à dent ou à disque spécifique qui n'engendre qu'un minimum de travail du sol pour poser la graine.

Les techniques de désherbage sont quant à elles, soit mécaniques, soit chimiques, soit mixtes.

Chaque parcelle (AE, T1 et T2) est subdivisée en trois zones d'échantillonnage correspondant, dans notre étude, à une zone de prélèvement de carabes (Figures 8 et 9). Les pièges des différentes zones de prélèvement étaient distants entre eux d'environ 25 à 35 mètres selon les parcelles. En ce qui concerne la distance entre les bords des champs et les pièges, celle-ci était de 25 à 45 mètres selon les champs afin de minimiser les effets de bord.

7.2. Le dispositif de piégeage

En 2020 (Figure 8) chaque zone de prélèvement contenait trois pièges « pitfalls » classiques (*i.e.* en libre accès). En 2021 (Figure 9), chaque zone de prélèvement contenait un piège « pitfall » classique et un piège à émergence constitué d'un pitfall entouré d'une enceinte circulaire (1 m²) métallique.

▪ Les pitfalls classiques

Un pitfall était constitué de deux récipients en plastique emboîtés, de volume égal à un litre (10,7 centimètres de diamètre pour 14 centimètres de profondeur). Ces récipients emboîtés ont été enterrés au printemps de façon à ce que le bord du récipient supérieur arrive à ras de terre. Les interstices entre terre et récipient ont été soigneusement colmatés. A chaque prélèvement, deux à trois centimètres d'éthylène glycol 25 % (2020) ou d'eau salée et très légèrement savonnée avec un détergent inodore (2021) ont été versés dans le récipient supérieur. Ce liquide est destiné à tuer les individus capturés et empêche le cannibalisme. Un treillis d'environ 20cm de diamètre comprenant des mailles de 1cm² était placé autour du piège pour empêcher les rongeurs de s'y noyer. Sur le treillis, un carreau de céramique était posé pour protéger le piège de la pluie et du soleil. Lors du prélèvement, seul le récipient supérieur était emporté avec sa capture et remplacé immédiatement.

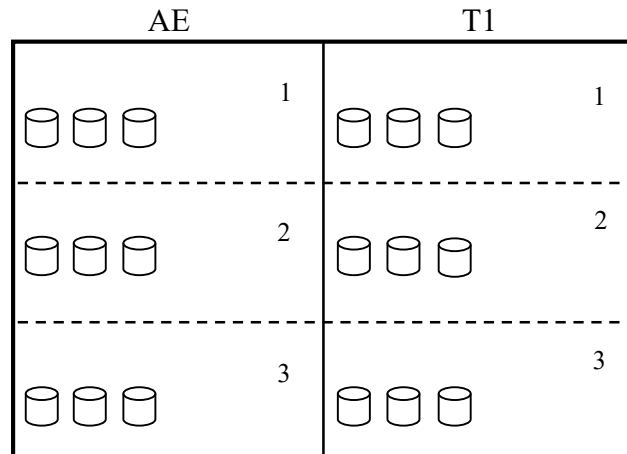


Figure 8 : Schématisation de l'organisation d'une parcelle type ainsi que la répartition des différents pièges pour l'année 2020. Le champ est divisé en deux, témoin (T1) et agriculture expérimentale (AE), qui sont eux-mêmes subdivisés en trois zones de prélèvements au sein desquelles trois simples pitfalls sont disposés.

▪ Les pièges à émergence

Ce piège destiné à ne capturer que les individus en provenance d'une surface connue de la parcelle, était composé d'un pitfall classique entouré d'une enceinte en cerclage métallique de 18 cm de haut, faiblement enterrée dans le sol et délimitant une surface d'1m². Cette enceinte empêche le flux entrant et sortant de carabes « coureurs » et permet ainsi de ne capturer, dans le pitfall central, que les individus en provenance de la surface ainsi délimitée.

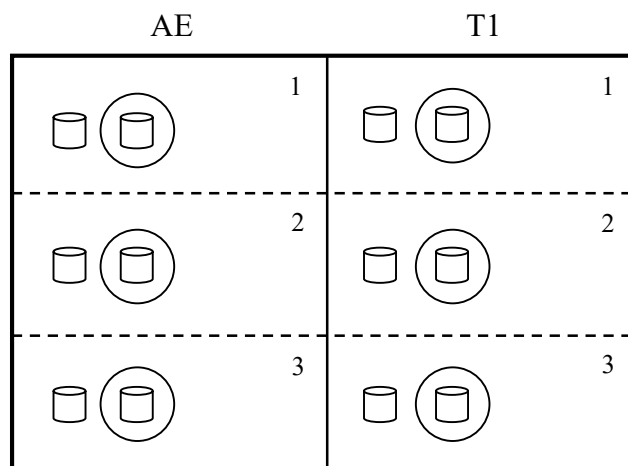


Figure 9 : Schématisation de l'organisation d'une parcelle type ainsi que la répartition des différents pièges pour l'année 2021. Le champ est divisé en deux sous-parcelles portant deux modalités : Témoin (T1) et agriculture expérimentale (AE). Chaque modalité est à son tour subdivisée en 3 zones de prélèvements (1,2 et 3) au sein desquelles deux types de pièges sont disposés. Chaque cylindre représente un pitfall. Les cercles autour de ceux-ci représentent les dispositifs métalliques des pièges à émergence.

Chaque campagne de prélèvement a débuté courant avril et s'est terminée en août (2020) ou en juillet (2021). Les différents sites ont été prélevés toutes les deux semaines à l'exception de quelques-uns où un travail du sol conséquent au printemps, ne permettait plus de continuer

l'expérience. D'autre part, d'autres sites ont vu leur campagne de prélèvement débuter plus tard que prévu (Tableau 5). Afin d'éviter toute confusion, chaque prélèvement était identifié sur le couvercle (Figure 10) et transporté au laboratoire pour la mise en alcool.



Figure 10 : Identification des différents prélèvements (2021). La première ligne (ici, RB) permet de distinguer l'origine du prélèvement, c'est-à-dire l'agriculteur concerné. Ensuite, la mention T1 permet de localiser le piège au sein de la parcelle (ici, premier piège de la zone témoin) et enfin la lettre I ou E permet d'indiquer s'il s'agit du piège à l'intérieur du cerclage métallique (piège à émergence) ou à l'extérieur de celui-ci (pitfall).

7.3. Conservation, tri et identification

Au laboratoire, les organismes sont placés dans des piluliers remplis d'éthanol 70 % afin d'assurer leur conservation à long terme. Pour cela, chaque échantillon a été versé sur un tamis muni de mailles de 600 à 900 micromètres pour y récupérer les insectes capturés à l'aide d'une fine pince. Les arthropodes non Carabidae ont été archivés séparément et n'ont pas été comptés.

Enfin, le tri et l'identification constituent les dernières étapes du processus avant l'analyse des données. Suite au nombre très important d'échantillons obtenus en 2020 (7 périodes et 3 pièges par site de prélèvement, Tableau 5), nous avons été contraints de faire une sélection.

Les périodes 3 et 4 (16-17 et 29-30 juin) ont été sélectionnées et d'autre part, sur les trois échantillons prélevés par zone de prélèvement, seul le plus abondant a fait l'objet d'une détermination (Figure 11).



Figure 11 : Résultats de capture pour les trois prélèvements effectués sur un même site. Parmi ces trois échantillons, un seul a été déterminé. Dans le cas présenté ci-dessus, celui de gauche possède une abondance plus importante d'organismes ce qui fait de lui l'objet de l'analyse approfondie de sa composition.

Pour l'année 2021, cinq périodes de prélèvements (1, 3, 5, 7 et 8) sur les huit au total ont été sélectionnées pour la détermination complète (3 zones/site et 2 pièges par zone) (Tableau 5).

Tableau 5 : Onze sites ont fait l'objet d'un suivi des populations de carabes en 2020 et 2021 pendant huit périodes de deux semaines couvrant une saison de quatre mois chaque année. Une croix (x) représente une modalité suivie. Les lignes grisées sont les séries pour lesquelles une détermination par espèce a été réalisée.

Année	Période	Date	Site					AB- 6	AB- 7	AC- 1	AC- 2	AC- 3	AC- 4	AC- 5
			AB- 1	AB- 2	AB- 3	AB- 4	AB- 5							
2020	0	28/04	-	-	xx	xx	xx	x	xx	-	-	-	-	-
	1	19/05	xx	-	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	-	xx	-
	2	03/06	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	-	xx	xx
	3	16/06	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	-	xx	xx
	4	29/06	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	-	xx	xx
	5	14/07	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	-	xx	xx
	6	28/07	xx	xx	-	-	-	-	-	xx	xx	-	xx	xx
	7	11/08	xx	xx	-	-	-	-	-	xx	xx	-	xx	xx
2021	1	22 /03	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	2	07/04	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	3	19/04	xx	xx	-	xxx	xx	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	4	03/05	xx	xx	-	xxx	xx	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	5	17/05	xx	xx	-	xxx	-	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	6	31/05	xx	xx	-	xxx	-	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	7	14/06	xx	xx	-	xxx	-	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-
	8	30/06	xx	xx	-	xxx	-	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	-

L'identification des individus a été réalisée pour la plupart jusqu'à l'espèce grâce à la clé de détermination « Clé de détermination des Carabidés Paysages agricoles du Nord-Ouest de la France » de Roger J.-L., Jambon O. et Bouger G. Quant aux clés de Lindroth et Jeannel, elles n'ont été utilisées qu'en cas d'espèce non recensée dans celle précédemment citée.

Certaines espèces ont été identifiées jusqu'à un groupe suite à la nécessité d'une dissection des structures génitales afin de connaître l'espèce comme c'était le cas pour le genre *Amara* sp. et les groupes *Asaphidion* gr. *flavipes* et *Trechus* gr. *quadristriatus* (Tableau 6). En ce qui concerne le groupe *Harpalus* gr. *puncticeps*, la complexité de sa taxonomie ne permet pas d'identifier une espèce avec certitude.

Tableau 6 : Répertoire des espèces qui ont été identifiées jusqu'à un groupe. Le genre *Amara* regroupe de nombreuses espèces citées ci-dessous pour lesquelles une dissection aurait été nécessaire afin de les identifier plus précisément. Le même principe est valable pour *Harpalus* gr. *puncticeps* et *Trechus* gr. *quadristriatus*. Les espèces reprises dans la deuxième colonne n'ont peut-être pas toutes été prélevées lors des campagnes de piégeage ; néanmoins, elles ont toutes été notées afin d'être certains que les individus de ces groupes appartiennent à une des espèces reprises dans le tableau.

Groupe d'espèces	Espèces contenues dans ce groupe mais dont l'identification n'a pas été possible
<i>Amara</i> sp.	<i>Amara aulica</i> , <i>Amara consularis</i> , <i>Amara apricaria</i> , <i>Amara plebeja</i> , <i>Amara tricuspidata</i> , <i>Amara bifrons</i> , <i>Amara glabrata</i> , <i>Amara lucida</i> , <i>Amara familiaris</i> , <i>Amara aenea</i> , <i>Amara lunicollis</i> , <i>Amara communis</i> , <i>Amara convexior</i> , <i>Amara anthobia</i> , <i>Amara montivaga</i> , <i>Amara eurynota</i> , <i>Amara similata</i> et <i>Amara ovata</i>
<i>Asaphidion</i> gr. <i>flavipes</i>	<i>Asaphidion curtum</i> , <i>Asaphidion flavipes</i> , <i>Asaphidion stierlini</i>
<i>Harpalus</i> gr. <i>puncticeps</i>	<i>Harpalus puncticeps</i> , <i>Harpalus puncticollis</i> , <i>Harpalus melleti</i> , etc.
<i>Trechus</i> gr. <i>quadristriatus</i>	<i>Trechus quadristriatus</i> et <i>Trechus obtusus</i>

7.4. Mesures de biomasse

La biomasse constitue un indicateur supplémentaire d'une influence des pratiques agricoles sur les populations de carabes en Wallonie. Afin d'analyser l'incidence des pratiques agricoles sur le poids sec spécifique des carabes, vingt espèces ont été sélectionnées dans les prélèvements 3 de 2020, 5, 7 et 8 de 2021 pour être pesées par la suite. Celles-ci ont été classées en deux groupes (Tableau 7) : petites et grandes espèces. La procédure différait selon la catégorie d'espèces en question.

Tableau 7 : Classification des espèces pesées selon leur taille (petites ou grandes espèces, seuil fixé à six millimètres).

Classification selon la taille	Espèces pesées
Petites espèces	<i>Amara</i> sp., <i>Asaphidion</i> gr. <i>flavipes</i> , <i>Bembidion quadrimaculatum</i> , <i>Bembidion tetracolum</i> , <i>Clivina fossor</i> , <i>Metallina lampros</i> , <i>Metallina properans</i> , <i>Microlestes maurus</i> , <i>Microlestes minutulus</i> , <i>Notiophilus biguttatus</i> , <i>Phyla obtusa</i> et <i>Trechus</i> gr. <i>quadristriatus</i>
Grandes espèces	<i>Agonum dorsale</i> , <i>Agonum muelleri</i> , <i>Harpalus affinis</i> , <i>Harpalus rufipes</i> , <i>Nebria brevicollis</i> , <i>Nebria salina</i> , <i>Pterostichus cupreus</i> et <i>Pterostichus melanarius</i>

▪ Petites espèces

Pour les espèces qualifiées de petite taille, supposant que leur poids est tellement minime, les pratiques agricoles n'auraient pas d'influence considérable sur leur masse. Afin de vérifier cela, dix carabes par espèce choisis au hasard parmi les prélèvements des deux années ont été pesés. Une exception a été accordée pour le genre *Amara* dans lequel nous retrouvons des espèces de

tailles parfois assez différentes, 15 organismes de ce genre ont été pesés au lieu de dix afin de réduire cette variabilité.

- Grandes espèces

Pour les grandes espèces, la procédure a été divisée en deux selon l'année.

Pour 2020, quatre sites ont été sélectionnés en raison de leur similarité au niveau des systèmes, modalités et techniques de travail du sol (Tableau 8). Un seul prélèvement (le troisième) a été étudié afin de ne pas influencer le poids sec avec cette variable supplémentaire. De plus, nous supposons que la masse des carabes ne varie quasiment pas endéans un intervalle de deux semaines. Ces deux facteurs expliquent pourquoi nous n'avons pas analysé le quatrième prélèvement. Pour chaque grande espèce dont nous voulions étudier le poids sec, nous avons sélectionné aléatoirement deux individus (quand cela était possible) pour chacune des modalités testées au sein du site. Les sites choisis pour 2020 n'ayant pas été échantillonnés au cours de toute la période d'échantillonnage de l'année suivante, nous avons donc choisi deux autres sites (AB-4 et AC-2) en plus de celui que nous avons pu garder (AB-2). Les carabes pesés pour 2021 provenaient de trois prélèvements différents. Nous avons choisi ces trois captures puisqu'elles avaient permis de récolter largement plus d'individus que celles plus précoces dans la saison. Néanmoins, pour combler la perte d'informations due à la perte d'un site d'échantillonnage, nous avons décidé de peser trois carabes (dans la limite du possible) de chaque espèce pour chaque traitement (*i.e.* trois carabes par combinaison agriculteur x modalité).

Une fois sélectionnés, les organismes à peser sont placés dans des boîtes de Pétri en verre. Chaque boîte est identifiée selon l'espèce qu'elle contient, l'année de prélèvement et la modalité en question.

Tableau 8 : Parcelles sélectionnées pour la mesure du poids secs de certaines espèces de carabes. Au vu de leurs trois dernières caractéristiques (système, modalités et travail du sol), ces champs sont assez similaires mis à part la culture qui les diffèrent.. Tous sont en agriculture biologique (AB) avec deux modalités testées : agriculture expérimentale (AE) avec des techniques culturales simplifiées (TCS) ou du semis direct (SD) et le témoin (T1) qui est labouré.

Année	Agriculteur	Culture	Système	Modalité	Travail du sol
2020	AB-4	Froment/pois	AB	AE	TCS superficiel
				T1	Labour
	AB-3	Froment	AB	AE	TCS superficiel
				T1	Labour
	AB-5	Epeautre/lentillon	AB	AE	SD
				T1	Labour
	AB-2	Pommes de terre	AB	AE	TCS superficiel
				T1	Labour
2021	AB-4	Maïs grain	AB	AE	TCS superficiel
				T1	Labour
	AC-2	Froment	AC	AE	TCS superficiel
				T1	Labour
	AB-2	Haricots	AB	AE	TCS superficiel
				T1	Labour

Une fois préparées, les boîtes sont disposées dans l’incubateur réglé à 60°C, température constante. La durée d’incubation (*i.e.* huit jours) est déterminée selon le temps nécessaire pour que les carabes soient complètement secs, c’est-à-dire que leur poids ne varie plus. Cela a été vérifié à l’aide d’une Anova sur les résultats obtenus pour les deux dernières pesées. La mesure s’effectue sur des balances précises de l’ordre du 10^{-4} gramme dans un récipient en plastique. Les carabes utilisés à cette fin ne sont plus conservés.

7.5. Classification des Carabidés selon leur tolérance pour différents habitats

Au sein de cette étude, l’influence des pratiques agricoles sur les espèces généralistes et spécialistes est qualifiée selon la capacité des espèces à vivre ou non dans divers types d’habitats. Pour cela, cette faculté des espèces est qualifiée selon un score dit d’eurytopie établi par Hans Turin (Turin, 2000). Cette valeur comprise entre 0 et 10 établit un gradient croissant de tolérance pour divers habitats. De la sorte, trois catégories d’espèces ont été établies sur base de ce facteur : les espèces sténotopes ($0 \leq \text{score eurytopie} \leq 3$), les espèces avec une tolérance d’habitats moyenne ($4 \leq \text{score eurytopie} \leq 6$) et les eurytopes ($7 \leq \text{score eurytopie} \leq 10$).

7.6. Analyse des données

L’ensemble des données sont traitées grâce au logiciel RStudio et aux principaux packages : ggplot2 et ade4. Les modélisations statistiques ont été réalisées avec JMP.

Différentes manipulations ont été faites pour analyser les jeux de données. Premièrement, la transformation logarithmique de l’abondance permet de pondérer les espèces rares de carabes

par rapport à celles abondantes. Deuxièmement, la non prise en compte de celles recensées moins de cinq fois permet de réduire le jeu de données en éliminant les espèces marginales.

Des analyses exploratoires du jeu de données ont été effectuées au préalable. Les analyses factorielles des correspondances (AFC), analyses canoniques des correspondances (ACC) et analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées grâce au package ade4 pour chacune des deux années étudiées.

L'analyse de la diversité biologique au sein des écosystèmes étudiés se fait à différents niveaux. Premièrement, la diversité alpha permet d'étudier la biodiversité au sein d'une même zone, c'est-à-dire une parcelle correspondant à un agriculteur, une modalité et un travail du sol définis. Cet indice alpha peut être déduit à partir de diverses mesures telles que la richesse spécifique, l'abondance, l'indice de Shannon et celui de Gini-Simpson. Il est également possible de comparer la diversité de différentes zones par le biais de l'indice bêta. Afin d'analyser le degré de similarité entre différentes parcelles, l'indice de Jacquard a été utilisé.

▪ *Indice de Shannon*

Plus la valeur obtenue augmente, plus les organismes sont équitablement répartis entre les différentes espèces présentes. Au contraire, un H' faible signifie une diversité faible ou une espèce fortement sur-représentée. L'indice de Shannon présente une sensibilité accrue aux espèces les plus rares.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$$

H' = Indice de Shannon ($0 \leq H' \leq \log_2(S)$);

S = richesse spécifique ;

p_i = abondance relative de l'espèce ($0 < p_i < 1$) = $\frac{n_i}{N}$;

b = base du logarithme (ici, 2);

n_i = abondance de l'espèce dans l'échantillon ;

N = abondance totale pour toutes les espèces de l'échantillon

Cette équation est automatisée dans R grâce au package vegan.

▪ *Indice de Gini - Simpson*

Cet indice permet d'évaluer la probabilité que deux carabes tirés aléatoirement appartiennent à deux espèces distinctes. Les espèces les plus abondantes influencent donc plus fortement les résultats.

$$D = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

D = indice de Simpson ($0 \leq D \leq 1$) ;

S = richesse spécifique ;

n_i = abondance de l'espèce dans l'échantillon ;

N = abondance totale pour toutes les espèces de l'échantillon

Pour la richesse spécifique, l'abondance et les indices de Shannon et Gini-Simpson, le calcul se faisait toujours de la même manière, c'est-à-dire que nous calculions la moyenne par modalité pour une combinaison année x prélèvement x agriculteur. Ensuite, la représentation visuelle des résultats a été assurée grâce au package ggplot2 de RStudio.

▪ Indice de Jacquard

Cet indice permet de comparer deux lieux de prélèvements différents en analysant le rapport entre les espèces présentes aux deux endroits et celles typiques d'un des deux lieux.

$$J_{ij} = \frac{a}{(a + b + c)}$$

J_{ij} = Indice de Jacquard ($0 \leq J_{ij} \leq 1$) ;

a = nombre d'espèces présentes dans les prélèvements i et j ;

b = nombre d'espèces présentes dans le prélèvement i uniquement ;

c = nombre d'espèces retrouvées seulement dans le prélèvement j

Les hypothèses concernant le dispositif de piégeage ont toutes deux été vérifiées par le biais de tests t pairés, le lien entre les données étant la modalité. Afin de confirmer la différence de proportion de petites espèces de carabes entre les pièges à émergence et les simples pitfalls, les carabes ont été répartis selon leur taille. Le seuil entre petites et grandes espèces était arbitrairement défini à 6-7 millimètres. Une fois cette distinction effectuée, le nombre de carabes de petite taille récoltés dans les trois pièges de même type (pitfall ou piège à émergence) au sein d'une parcelle dans un site a été additionné et ensuite divisé par l'abondance totale de carabes piégés dans la parcelle du site concerné.

Afin de vérifier si les espèces généralistes sont moins influencées par les pratiques agricoles que les spécialistes, plusieurs espèces ont été prises pour références en 2020 et 2021 selon leur score d'eurytopie (Tableau 9).

Tableau 9 : Choix et classification des espèces utilisées pour analyser un potentiel impact des techniques agricoles sur les Carabidae selon leurs exigences spécifiques. La dernière colonne indique l'année pour laquelle l'espèce a été étudiée (2020, 2021 ou les deux).

Caractérisation de l'espèce	Espèces	Année
Généraliste de l'habitat (eurytope)	<i>Pterostichus cupreus</i>	2020 & 2021
	<i>Harpalus rufipes</i>	2020 & 2021
	<i>Agonum dorsale</i>	2021
Valence écologique moyenne	<i>Pterostichus madidus</i>	2020 & 2021
	<i>Nebria salina</i>	2021
	<i>Bembidion obtusum</i>	2021
Spécialiste de l'habitat (sténotope)	<i>Harpalus distinguendus</i>	2020 & 2021

Aucune modélisation statistique n'a été effectuée pour cette hypothèse suite à l'hétéroscédasticité trop importante des données. De plus, le modèle de Quasi-Poisson ne semble pas résoudre ce problème.

Enfin, pour le poids sec des carabes, deux analyses statistiques ont dû être réalisées. La première avait pour but de vérifier par le biais d'une ANOVA que le poids sec avait bien été atteint. Pour cela, les données de biomasse ont également été traitées grâce à ce modèle pour chacune des espèces pesées.

$$Y_{ij} = \beta_j + U_{ij}$$

Y_{ij} = Poids du carabe i du groupe j

β_j = Date de pesée des carabes

U_{ij} = Résidu

Ce modèle est caractérisé par une variable explicative à deux degrés de liberté à laquelle s'ajoute les résidus comprenant 144 degrés de liberté.

D'autre part, le second modèle employé est utilisé pour chaque espèce et permet d'analyser l'influence des pratiques agricoles sur leur poids sec. Il s'agit donc d'un modèle par ajustement des moindres carrés expliquant le poids sec de l'espèce selon le travail du sol (deux degrés de liberté) en tant que variable à effets fixes et le prélèvement (année) et le site comme variables aléatoires.

8. Résultats

8.1. Analyse générale et exploratoire

22 027 individus appartenant à 74 espèces différentes ont été identifiés. Une analyse globale du jeu de données a permis de réaliser deux diagrammes circulaires permettant de représenter la proportion de chaque espèce capturée en termes d'abondance. Un nombre plus important d'organismes a été prélevé en 2020 qu'en 2021. En termes de proportions, les espèces roses et mauves sont celles les plus abondantes en 2020 et 2021. La seconde année de prélèvement a permis de capturer une plus grande proportion d'individus du genre *Bembidion* sp. et d'autres espèces de petite taille (Figure 12).

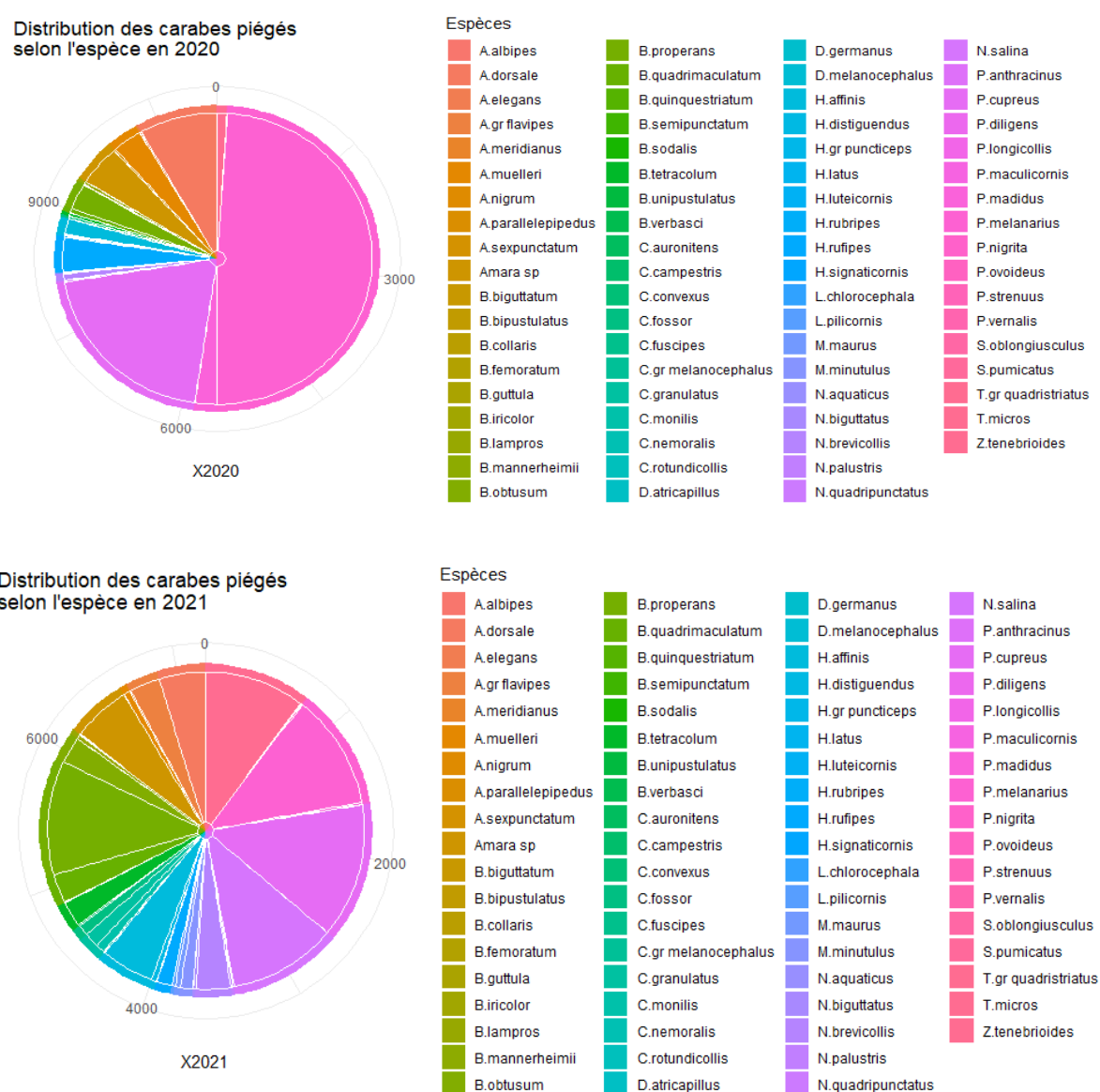


Figure 12 : Diagrammes circulaires des différentes espèces de carabes piégées et de leurs effectifs pour les deux années étudiées. Pour 2021, les deux méthodes de piégeage ont été regroupées afin d'obtenir une analyse générale. Les graduations permettent de déduire approximativement la quantité d'individus de chaque espèce.

En 2020, les résultats de l'AFC n'étant pas assez robustes suite à une faible part d'inertie expliquée, seulement 27,71 % pour les deux premiers axes, cette analyse n'est pas reprise dans cette section mais est présentée dans les annexes (Annexe 3) .

L'analyse en composantes principales de 2020 (26,40% de l'inertie expliquée par les deux premiers axes) nous permet de mettre en lumière certaines variables pouvant potentiellement expliquer la distribution de nos données. Parmi celles-ci, nous retrouvons le type de culture (*i.e.* semées en hiver ou au printemps) ainsi que le système agricole (*i.e.* agriculture bio ou de conservation) (Figures 13 et 14) . Le site et le végétal cultivé semblent également être d'une influence majeure bien que pour certains champs, les plans se superposent (Figures 15 et 16). Les modalités, techniques de travail du sol et numéros de prélèvement ne semblent pas être des facteurs influençant les résultats de 2020 (*cfr.* graphes en annexes). Les deux premiers axes de cette analyse semblent être expliqués par les espèces *Agonum dorsale*, *Amara sp.*, *Pterostichus cupreus*, *Harpalus affinis* et *Nebria brevicollis* (Annexe 4).

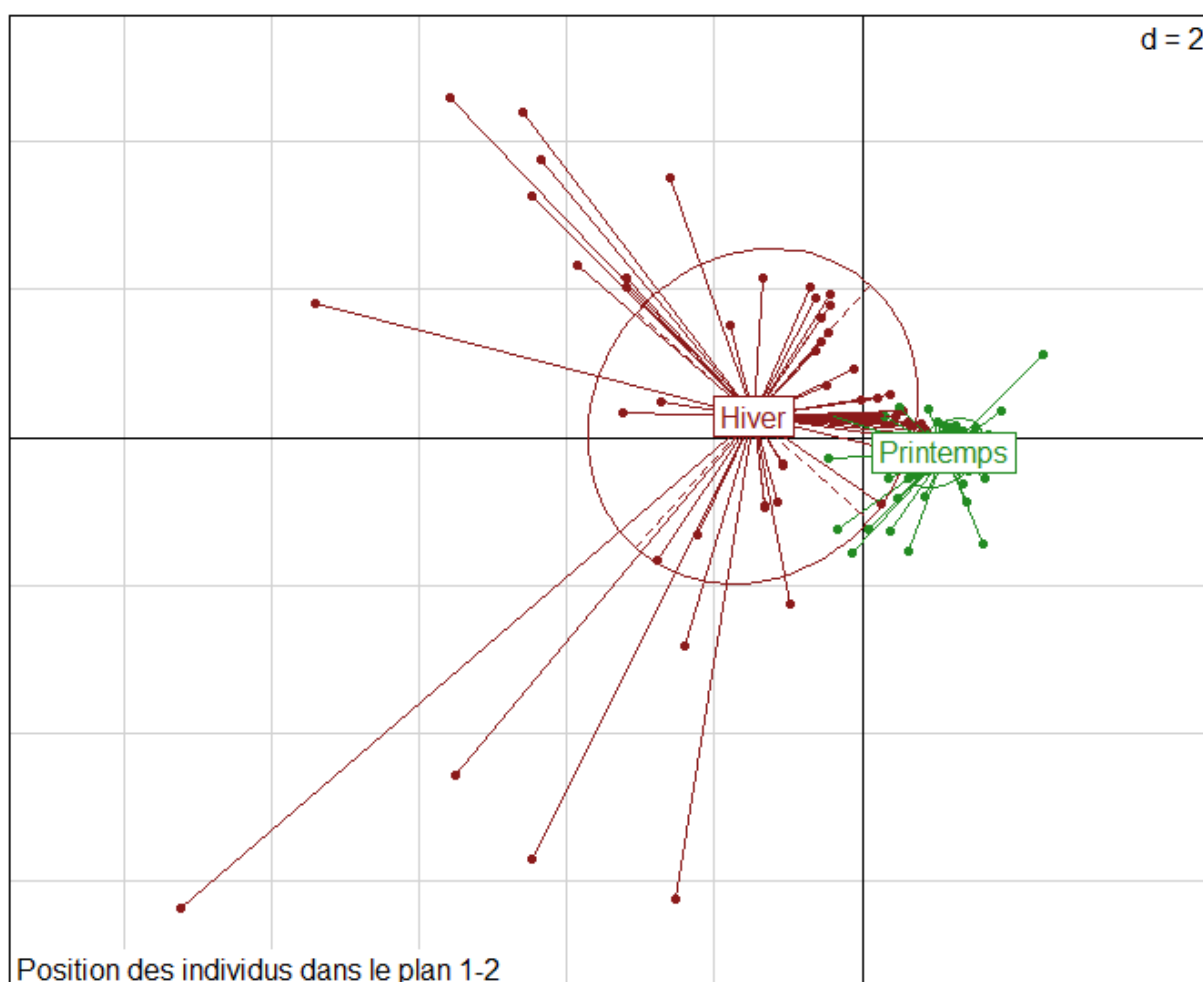


Figure 13 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le type de culture.

Le type de culture fait ressortir de nombreuses informations en dehors des plans mais les ellipses sont bien différenciables.

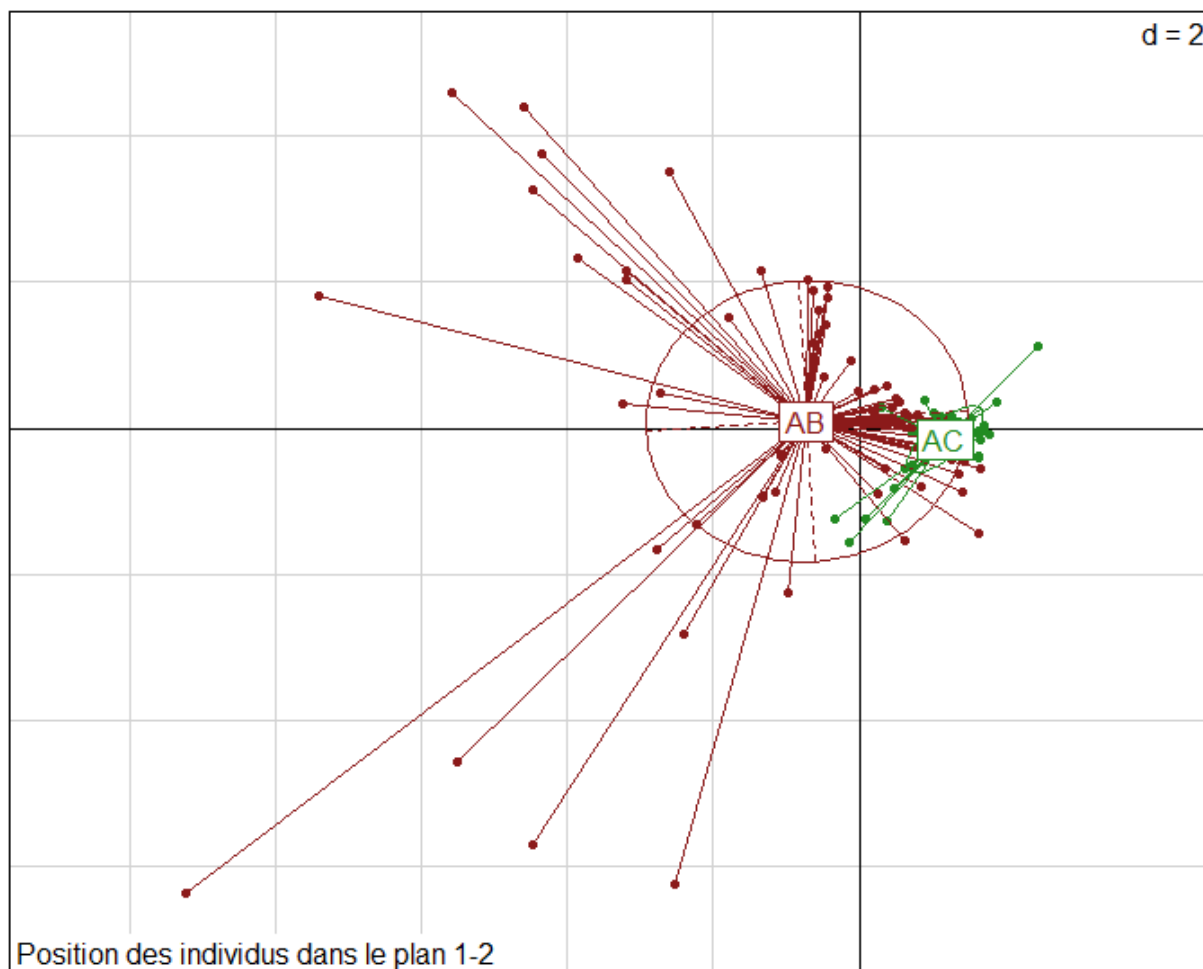


Figure 14 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le type d'agriculture (agriculture biologique, AB ou agriculture de conservation, AC).

Les deux ellipses représentant les plans de nos deux niveaux de la variable Système sont assez distinctes. Cela pourrait potentiellement témoigner d'une différence entre les données acquises dans les sites en AC et en AB en 2020. Il est néanmoins important de remarquer le nombre élevé d'observations ne se trouvant pas dans le plan pour l'agriculture biologique.

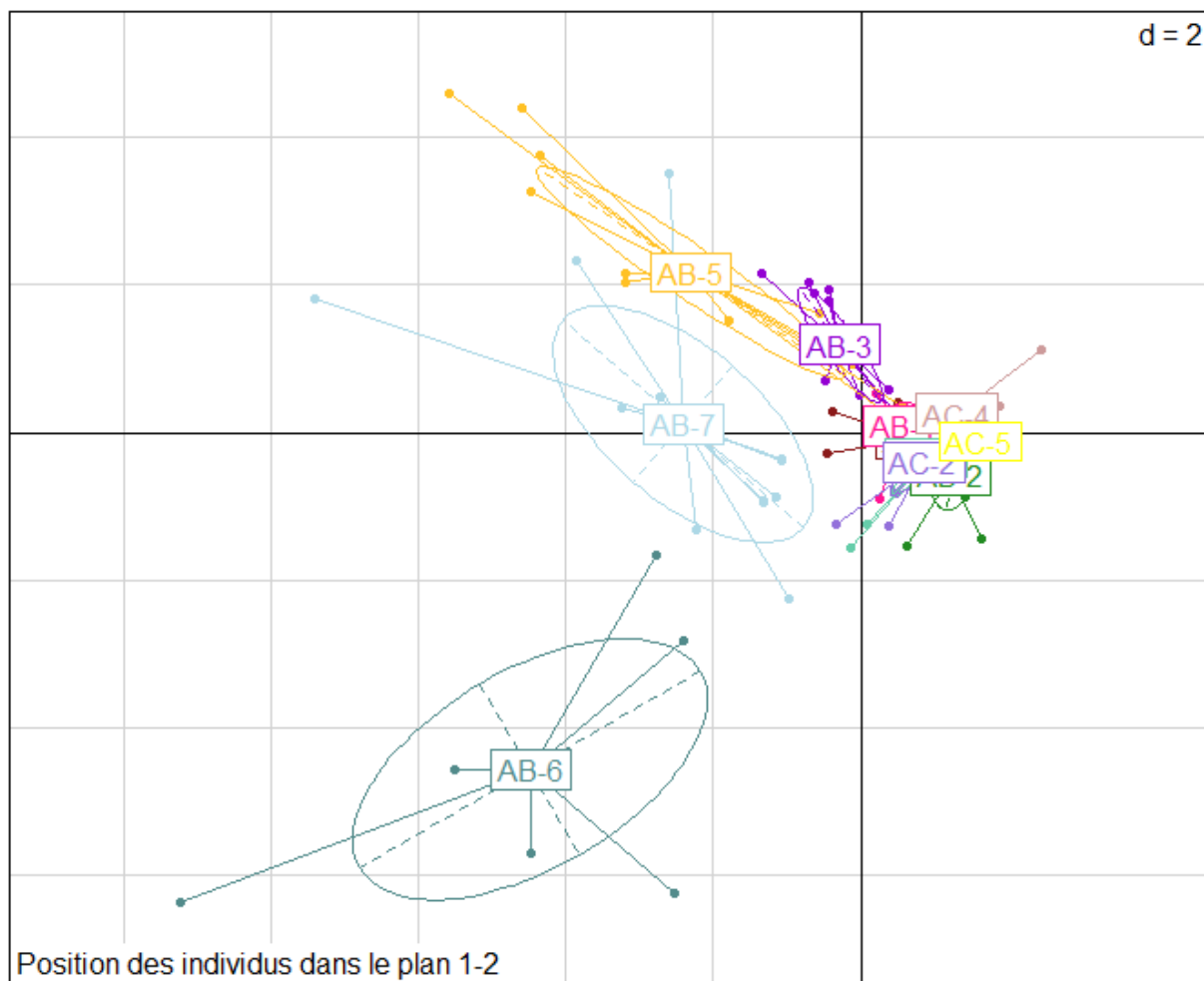


Figure 15 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le site.

Les sites AB-3, AB-5, AB-6 et AB-7 sont assez bien différenciés. Néanmoins, les autres étiquettes sont toutes agrégées au même endroit dans le repère.

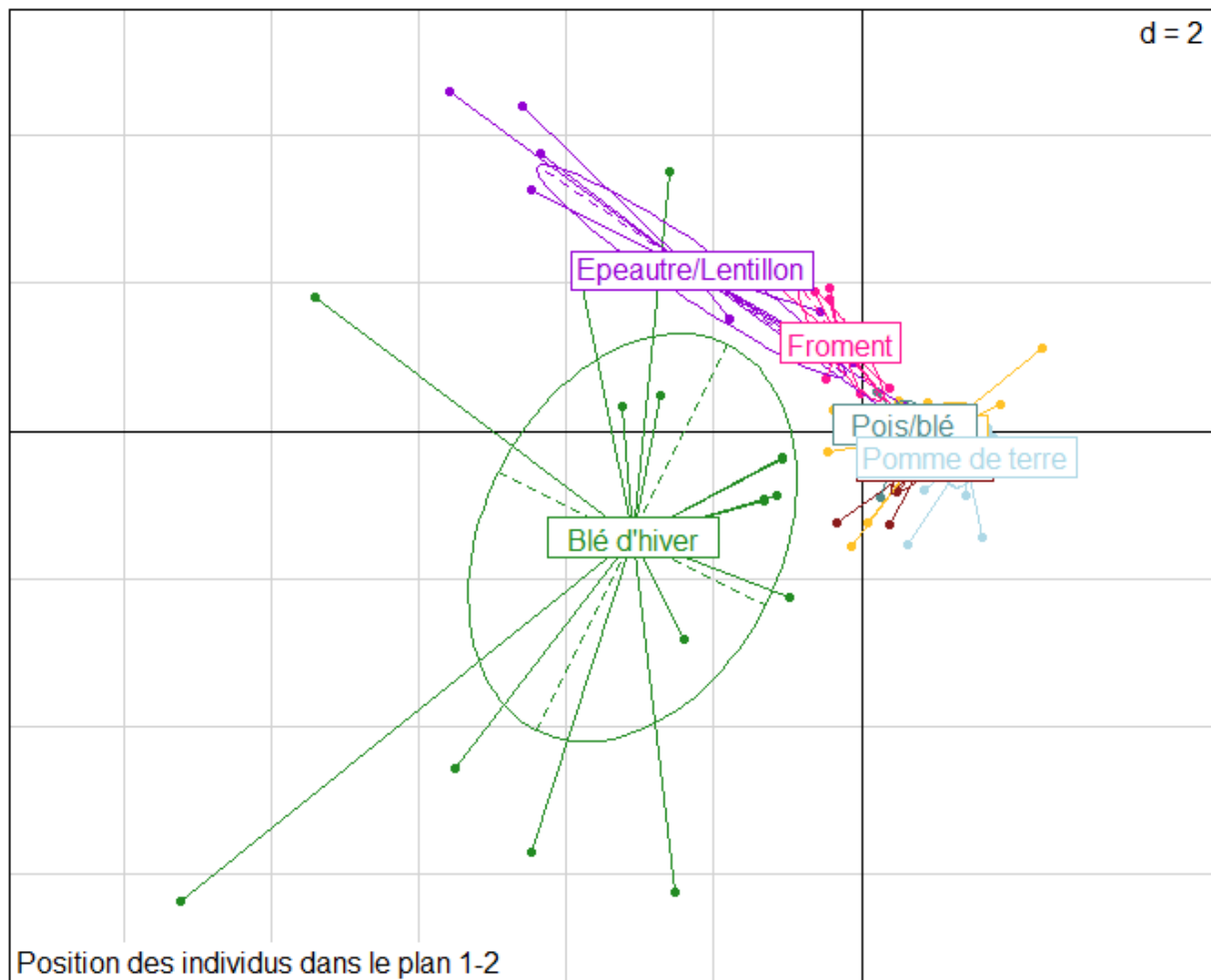


Figure 16 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le végétal planté.

Grâce au graphique ci-dessus (Figure 16), nous pouvons distinguer trois espèces ou combinaisons végétales différentes : le blé d'hiver, le froment et l'épeautre/lentillon dont les plans se démarquent assez fortement des autres.

Les deux dernières variables représentées dans les deux derniers graphiques semblent donc être moins adaptées pour visualiser les facteurs permettant de catégoriser et différencier au mieux les observations.

D'autre part, l'analyse canonique des correspondances permet de par ses trois premiers axes d'expliquer 57,57 % de l'inertie totale, cela n'est pas négligeable. Selon la longueur des flèches, nous pouvons analyser l'importance des facteurs.

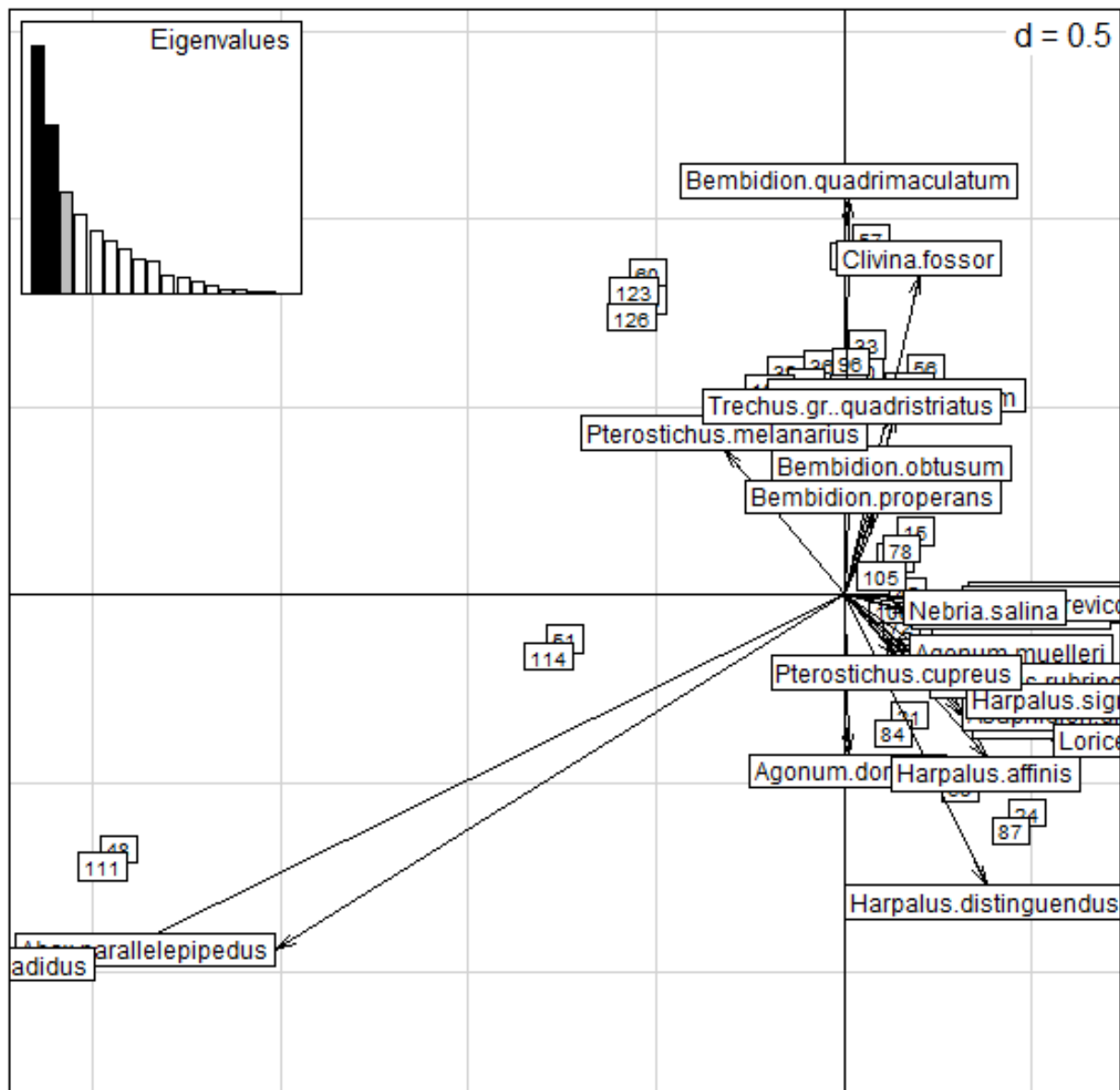


Figure 17 : Localisation des variables et des individus de 2020 dans le plan de l'ACC.

Chaque piège au sein des différents sites, tous répertoriés par des étiquettes numérotées, sont placés dans le plan déterminé par l'axe x et y selon la composition spécifique et l'abondance de chaque espèce (Figure 17). L'axe des ordonnées semble révéler le gradient de taille des espèces avec dans les cadrans supérieurs, les espèces plus petites et les plus grandes en ordonnées négatives.

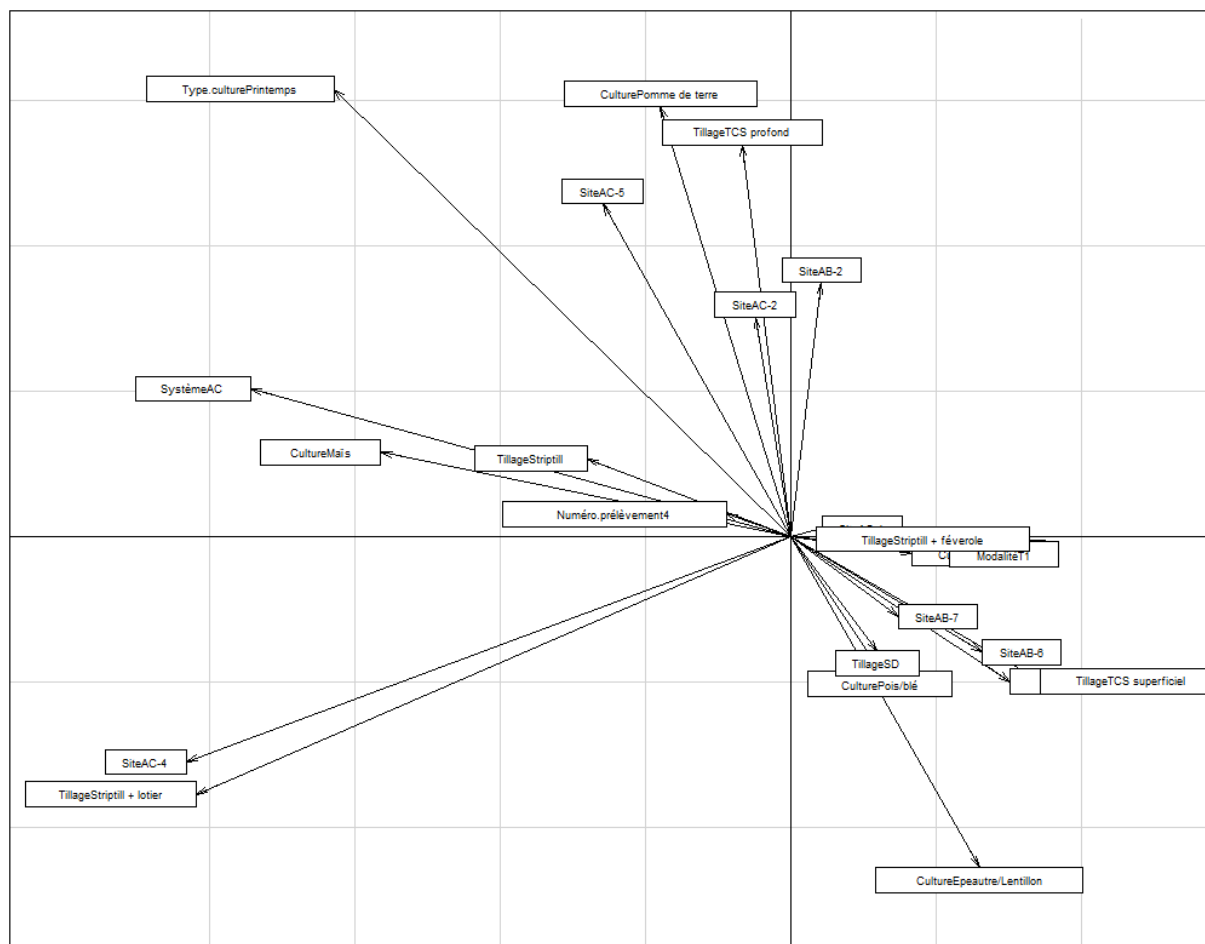


Figure 18 : Résultat graphique de l'analyse canonique des correspondances des données de 2020.

Certaines corrélations entre variables peuvent être établies grâce au graphique ci-dessus (Figure 18). Les cultures de printemps, le site AC-4 et le travail du sol combinant strip-till et lotier semblent influencer assez fortement les données. Une corrélation entre variables pouvant être tirée de ce graphique telles que le site AC-2 et le tillage TCS profond. Le système d'agriculture biologique et les sites qui y sont associés se trouvent dans la partie droite du repère ; les sites en AC sont à gauche du centre du repère. L'indépendance entre deux variables est représentée par deux vecteurs perpendiculaires. Nous pouvons donc par exemple considérer les variables culture de pommes de terre et travail du sol striptill + lotier comme non dépendantes l'une de l'autre.

Un autre résultat de cette analyse canonique des correspondances est l'annexe 8. Elle permet de visualiser à quel point les observations *in situ* se rapprochent ou s'éloignent des résultats attendus. Ce graphe nous indique un écart assez important entre les données obtenues sur le terrain et les résultats normalement attendus. En effet, les vecteurs sont assez longs et divergent plus ou moins fortement de leur origine.

Les mêmes analyses multivariées ont été réalisées pour les données de 2021. Premièrement, comme pour l'année précédente, l'analyse factorielle des correspondances n'explique qu'une part mineure (27,77%) de l'inertie du jeu de données par ses trois premiers axes. Pour cette raison, le graphique en résultant est joint en annexes (Annexe 9). De la même manière, les graphiques provenant de l'analyse en composantes principales ne sont pas exposés dans cette section (résultats de l'ACP, Annexes 10 à 18). Aucune variable ne permet de regrouper correctement les données.

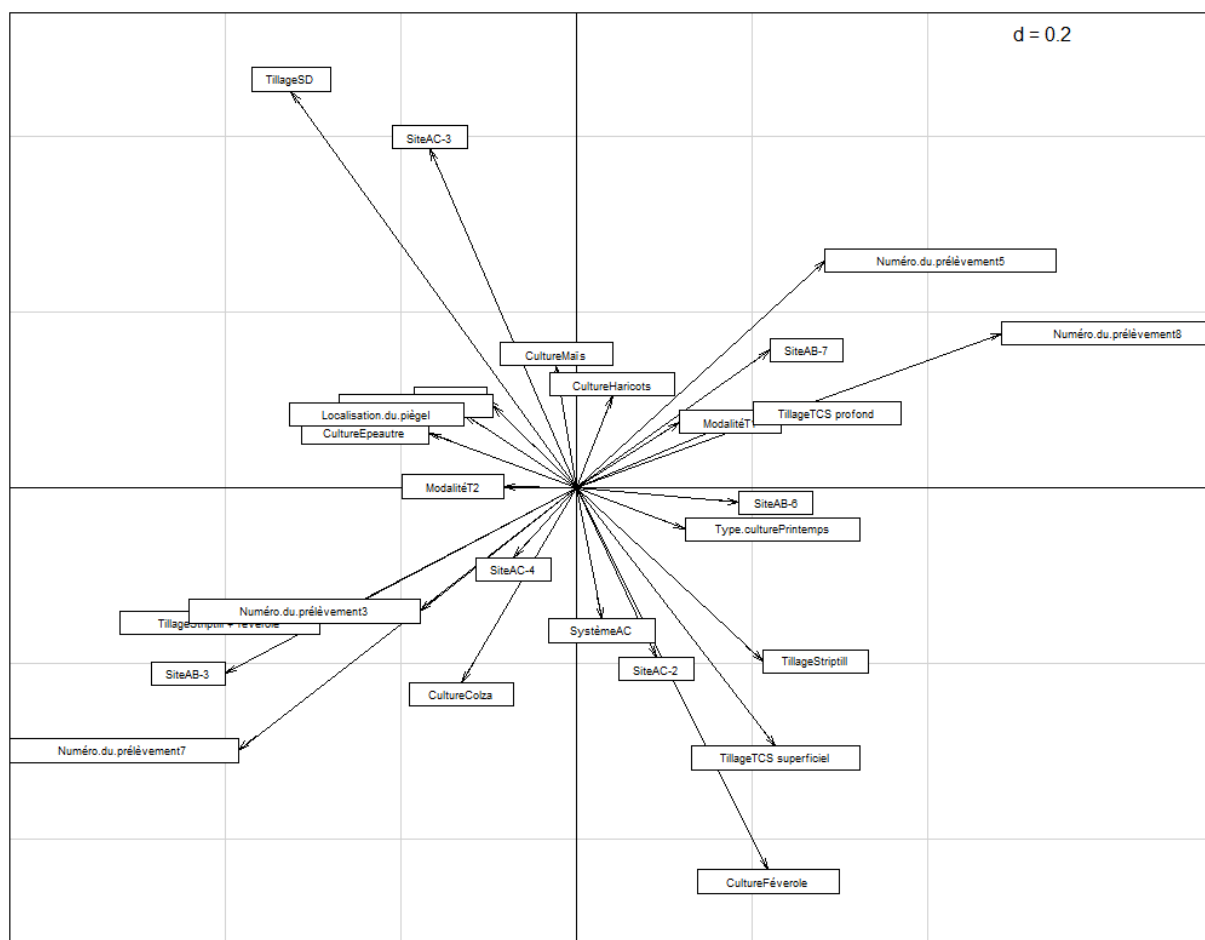


Figure 19 : Résultats graphiques de l'analyse canonique des correspondances pour l'année 2021.

Les deux types de culture sont anti-corrélés. Le strip-till + féverole semble être corrélé au site AB-3 tandis que le site AC-2 est lié à la culture de la féverole, notamment. Les prélèvements 5 et 7 semblent être anti-corrélés.

En résumé, les analyses exploratoires ci-dessus nous permettent d'établir des liens entre variables qui fluctuent selon l'année et donc potentiellement selon le dispositif de piégeage. Néanmoins, suite à la comparaison des résultats de piégeage des pitfalls pour les deux années regroupées (Annexe 19), nous pouvons affirmer que classer les observations selon l'année n'est

pas optimal puisque les plans se superposent. Nous avons donc des conclusions différentes quant aux facteurs les plus représentatifs de nos résultats. En 2020, ceux-ci semblent être le type de culture et le système agricole tandis que pour l'année suivante, aucun facteur ne semble particulièrement bien regrouper les données. Deux techniques de piégeage sont utilisées en 2021 ce qui pourrait potentiellement affecter les résultats et rendre la classification de ceux-ci compliquée selon une ou plusieurs variables. En plus de cela, les résultats finaux des ACC nous permettent de visualiser une large différence entre données prédites par les techniques agricoles et les résultats obtenus *in situ* (Annexe 20).

8.2. Influence des pratiques agricoles sur l'abondance et la richesse spécifique
Afin de répondre à l'hypothèse émise à ce sujet, différents paramètres et indices ont été calculés et représentés graphiquement.

Le premier paramètre pris en compte est la richesse spécifique (Figures 20 et 21).

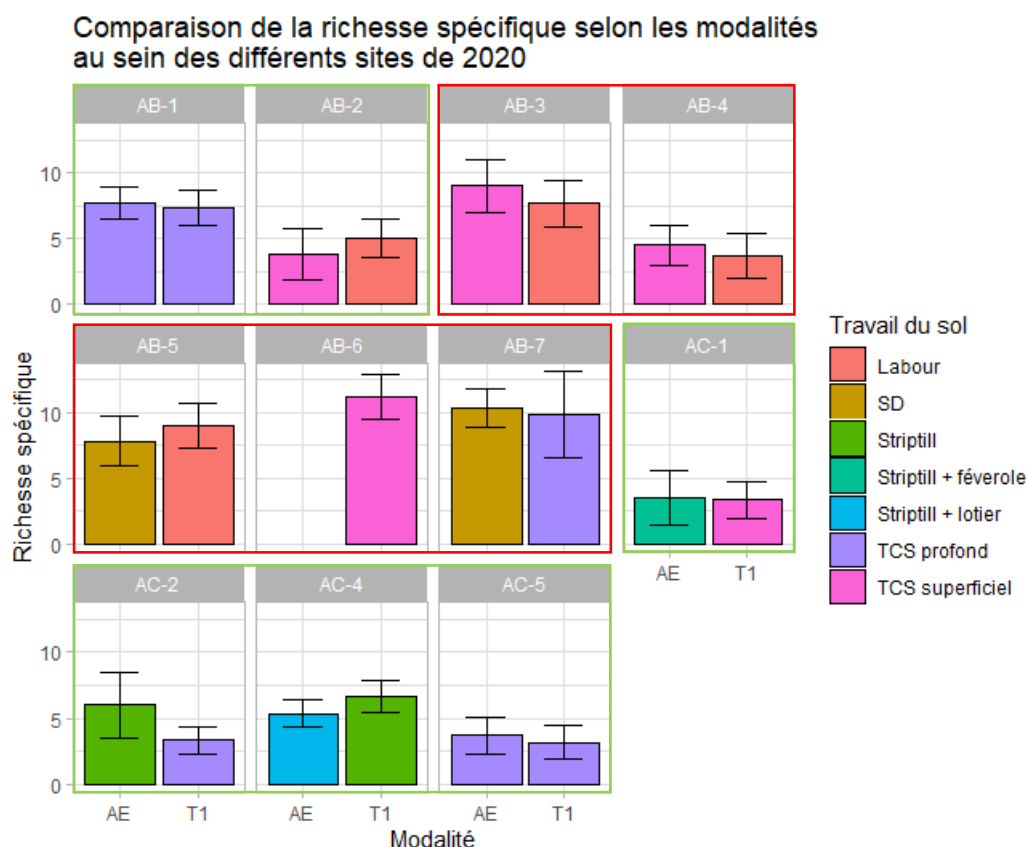


Figure 20 : Histogrammes de la richesse spécifique moyenne des trois pièges de la même modalité au sein d'un même site. Les différentes techniques de travail du sol sont différenciées par des couleurs. Les prélèvements 3 et 4 ne sont pas distingués. En 2020, les modalités testées étaient : agriculture expérimentale (AE) et témoin (T1). La barre d'erreur permet de représenter un écart-type par rapport à la moyenne. Les sites AB-3 jusqu'à AB-7 présentent des cultures d'hiver (cadran rouge) tandis que AB-1, AB-2, AC-1, AC-2, AC-4 et AC-5 sont pourvus de cultures de printemps (encadrés verts).

Selon la figure 20, en 2020, l'influence de la modalité sur la richesse spécifique n'a pas pu être détectée. Effectivement, la modalité ayant permis de récolter le plus grand nombre d'espèces varie d'après le site. Néanmoins, le système d'agriculture biologique ($7,4487 \pm 2,9526$) semble impacter positivement cette mesure par rapport à l'agriculture de conservation ($4,375 \pm 1,9638$). Pour la plupart des sites en AB, la richesse spécifique dépasse 7,5 tandis qu'elle est moindre en AC. Cette même constatation est valable pour le type de culture. Le semis en hiver (cadres rouges) semble avoir un impact positif sur la richesse spécifique.

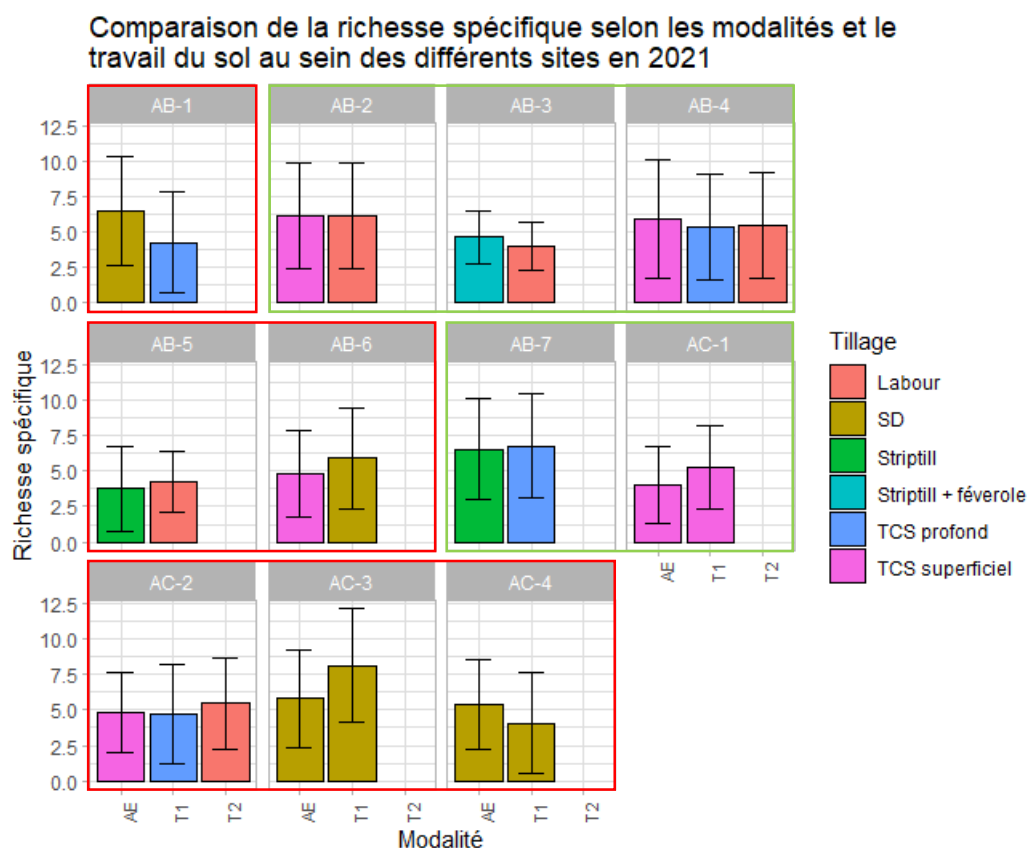


Figure 21 : Histogrammes de la richesse spécifique moyenne des pièges d'une même modalité au sein d'un même site. En 2021, les modalités testées étaient : agriculture expérimentale (AE) et deux témoins (T1 et T2). La majorité des sites étaient divisés en deux parcelles AE et T1 mais deux champs (AB-4 et AC-2) ont été divisés en trois : AE, T1 et T2. La barre d'erreur permet de représenter un écart-type par rapport à la moyenne. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

En 2021, la richesse spécifique moyenne est d'environ cinq pour chaque modalité. Certains sites/modalités s'éloignent de cette moyenne. Néanmoins, aucune tendance ne peut être tirée par rapport à cela (Figure 21). En distinguant les deux systèmes d'agriculture, la moyenne pour l'AB équivaut à $5,6639 \pm 3,6195$ et celle de l'AC à $5,3111 \pm 3,4619$.

Le second élément analysé afin de vérifier l'impact des techniques agricoles sur les populations de Carabidae est l'abondance ou l'activité-densité de ceux-ci. Ces mesures représentent toutes deux le nombre de carabes piégés bien que la première est obtenue par le biais d'un piégeage

par pitfalls (Figure 22) et la seconde par pièges à émergence complémentés par des pitfalls (Figure 23).

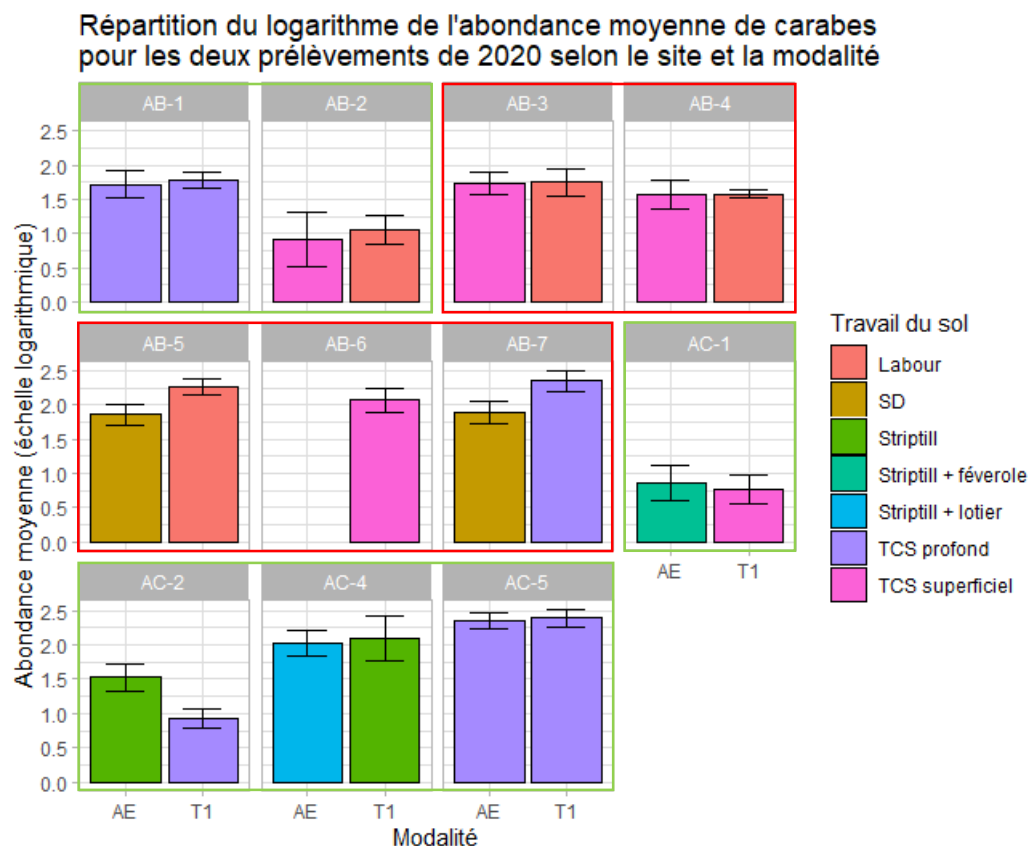


Figure 22 : Histogrammes de l'activité-densité moyenne de carabes piégés dans la même modalité au sein des différents sites. En 2020, les modalités testées étaient : agriculture expérimentale (AE) et témoin (T1). La barre d'erreur permet de représenter un écart-type par rapport à la moyenne. Une transformation logarithmique en base 10 + 1 a été faite sur les données avant de les représenter. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

La figure 22 ne nous permet pas de tirer de conclusions valables pour tous les sites par rapport à l'influence de la modalité sur l'abondance de carabes. Cependant, la moyenne en AB ($1,7347 \pm 0,4332$) est supérieure à celle de l'AC ($1,6213 \pm 0,6782$).

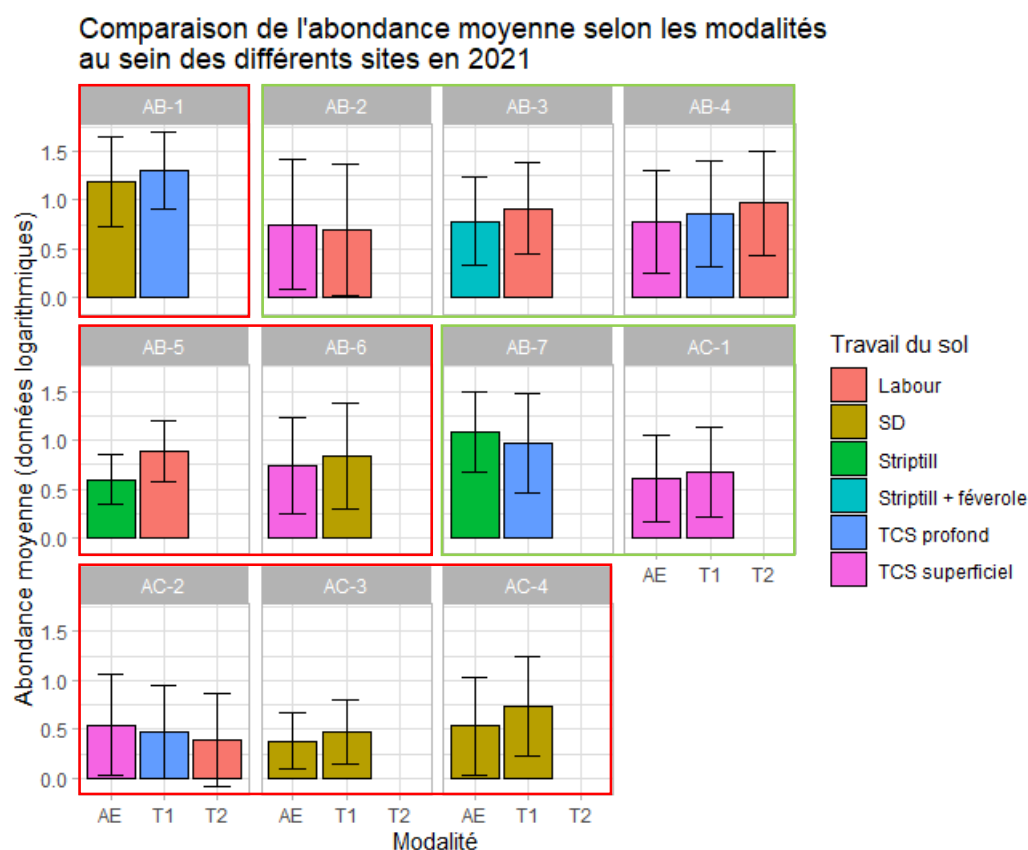


Figure 23 : Histogrammes de l'abondance moyenne des trois répliques appartenant à la même modalité sur un même site. En 2021, les modalités testées étaient : agroécologie (AE) et plusieurs témoins (T1 et T2). La barre d'erreur permet de représenter un écart-type par rapport à la moyenne. Une transformation logarithmique en base 10 + 1 a été faite sur les données avant de les représenter. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

La figure 23 ne révèle aucune tendance générale par rapport à la modalité, le travail du sol ni le type de culture qui attire le plus de carabes. Néanmoins, comme pour l'année précédente, l'AB a un effectif de carabes piégés plus élevé que l'AC ($1,2005 \pm 0,5714$ et $1,1738 \pm 0,5703$, respectivement). Les résultats de 2021 révèlent une abondance moyenne pour tous les sites inférieure à celle de 2020.

Le premier indice émanant des mesures précédentes est celui du Shannon. Illustré par les figures 24 et 25, il permet de représenter l'équi-répartition des espèces au sein des communautés.

Comparaison de l'indice de Shannon selon les modalités et le prélèvement au sein des différents sites en 2020

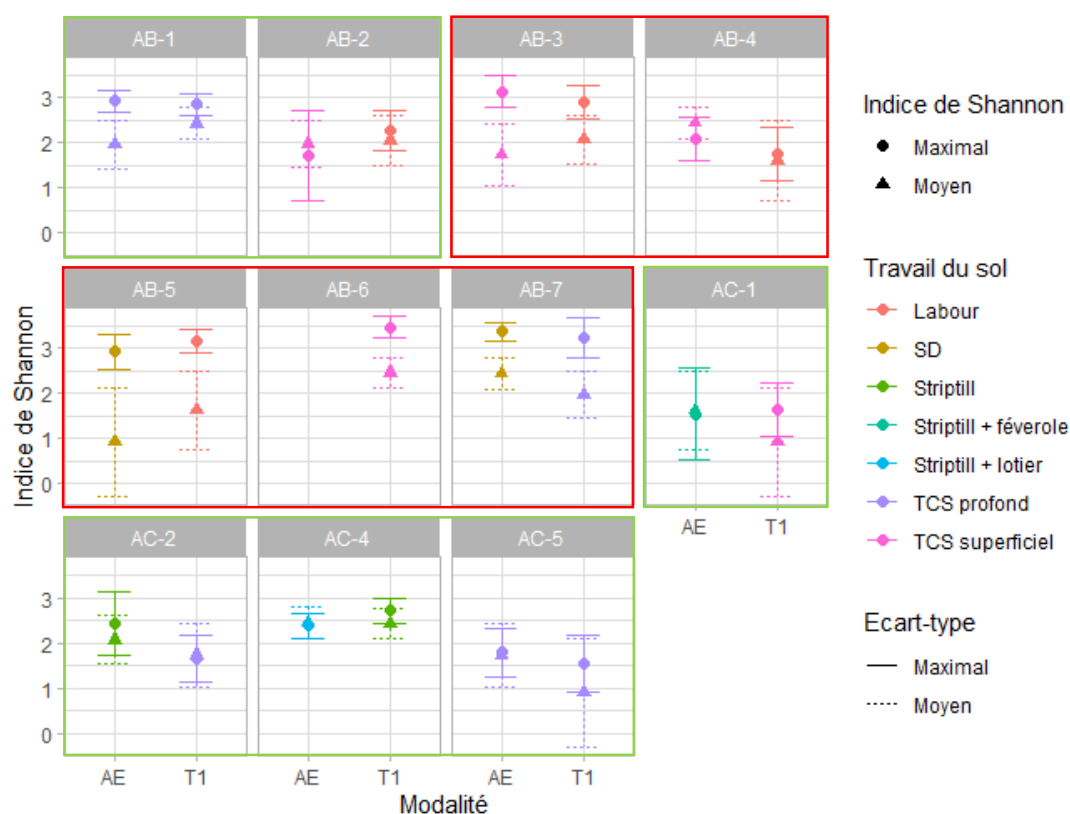


Figure 24 : Graphiques de comparaison de l'indice de Shannon calculé pour chaque modalité (agriculture expérimentale AE et témoin T1) au sein de tous les sites pour les deux prélèvements analysés de 2020. La barre d'erreur représente un écart-type par rapport à la moyenne. Les formes de points indiquent s'il s'agit de la valeur maximale de l'indice de Shannon ou de la valeur moyenne. Le même principe est appliqué aux tracés des lignes pour l'écart-type. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

Chez l'ensemble des agriculteurs en 2020, la valeur moyenne de l'indice de Shannon se trouve la plupart du temps entre 1,5 et 2,5. L'indice de Shannon moyen est souvent très proche de sa valeur maximale moyenne pour les trois répliques de la même modalité. Pour l'AB la moyenne est de $1,9752 \pm 0,7286$ tandis qu'elle équivaut à $1,7335 \pm 0,9297$ pour l'AC.

Comparaison de l'indice de Shannon selon les modalités et le prélèvement au sein des différents sites en 2021

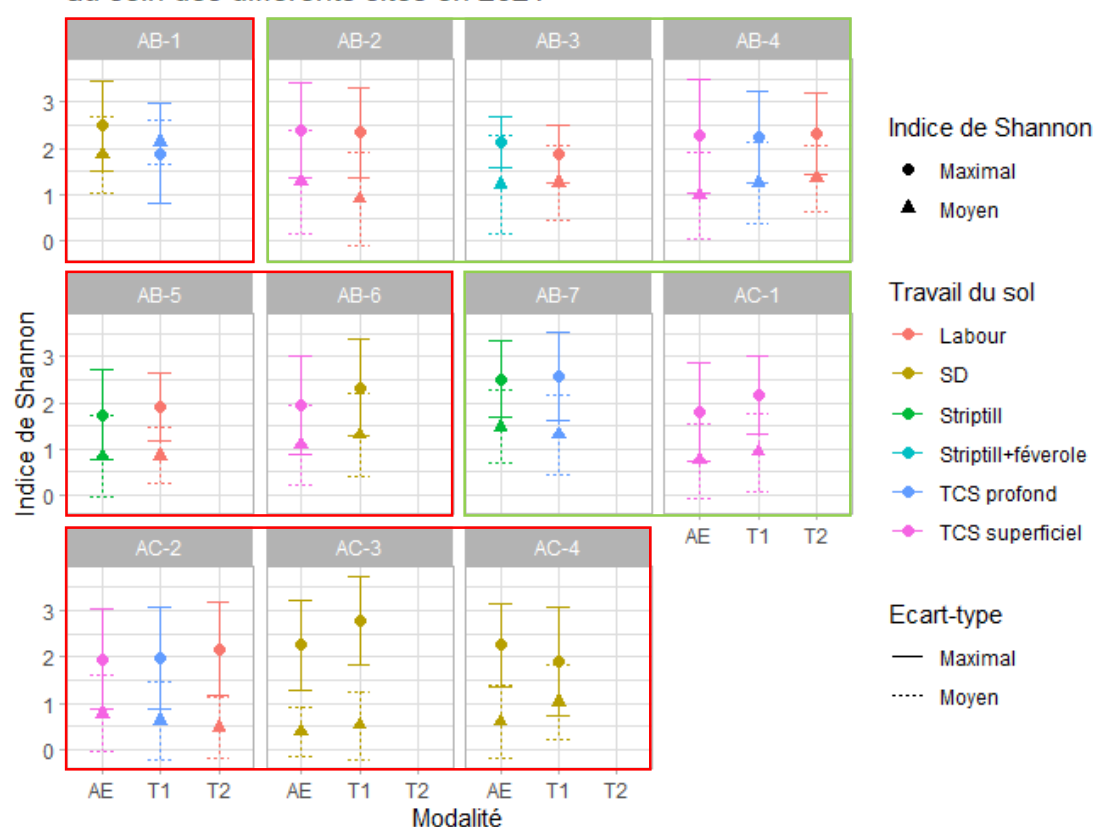


Figure 25 : Graphiques de comparaison de l'indice de Shannon calculé pour chaque modalité chez tous les agriculteurs pour les prélèvements analysés de 2021. La barre d'erreur représente un écart-type par rapport à la moyenne. Les formes de points indiquent s'il s'agit de la valeur maximale de l'indice de Shannon ou de la valeur moyenne. Le même principe est appliqué aux tracés des lignes pour l'écart-type. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

Pour l'ensemble des sites de 2021, l'indice de Shannon est plus faible qu'en 2020 (Figure 25). De plus, la différence entre l'indice maximal et moyen est plus marquée. La principale source de variation pour cet indice semble être le site. Le système influence également les données puisque les valeurs moyennes sont de $1,5166 \pm 1,0616$ pour l'AB et $0,7841 \pm 0,8912$ pour l'AC.

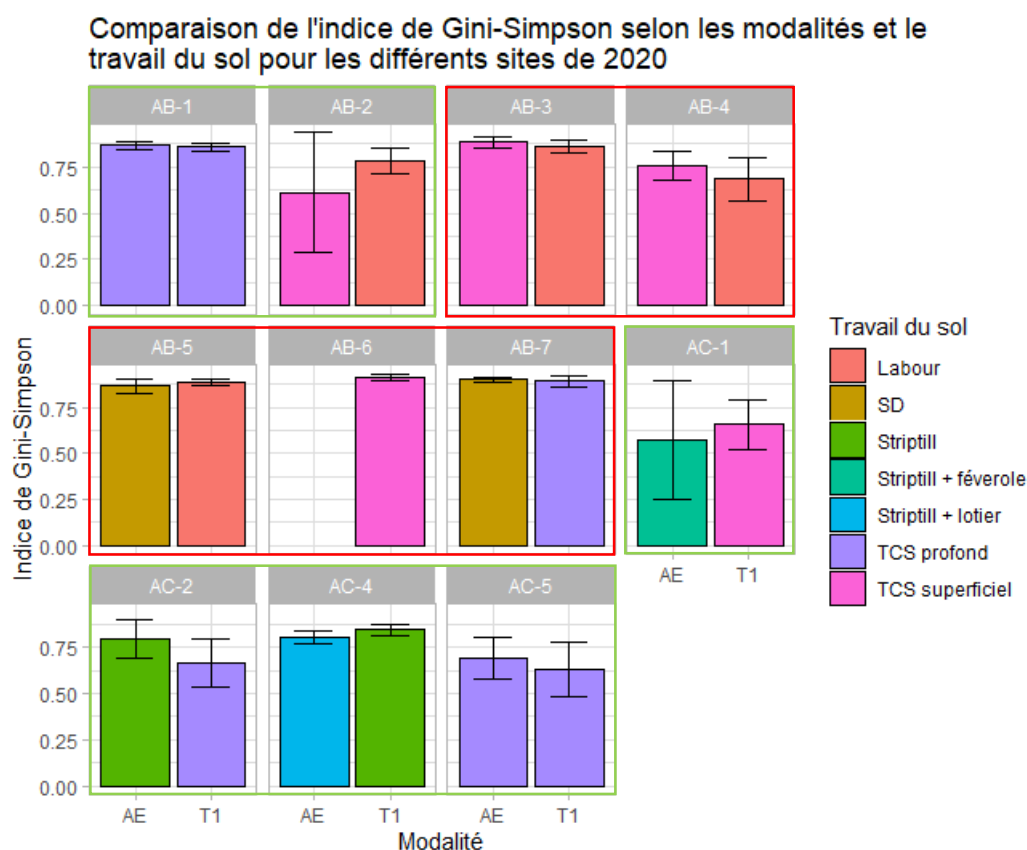


Figure 26 : Diagrammes en barres de comparaison de l'indice de Gini-Simpson calculé pour chaque modalité de chaque site en 2020. La barre d'erreur représente un écart-type par rapport à la moyenne. Les différentes méthodes de travail du sol sont distinguées par des couleurs. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

Les différences inter-modalités de la figure 26 ne sont pas très grandes. La valeur de cet indice est généralement aux environs de 0,75. Une très légère diminution de l'indice de Gini-Simpson est remarquée pour l'agriculture de conservation par rapport à l'agriculture biologique ($0,7091 \pm 0,1672$ et $0,8279 \pm 0,1292$, respectivement).

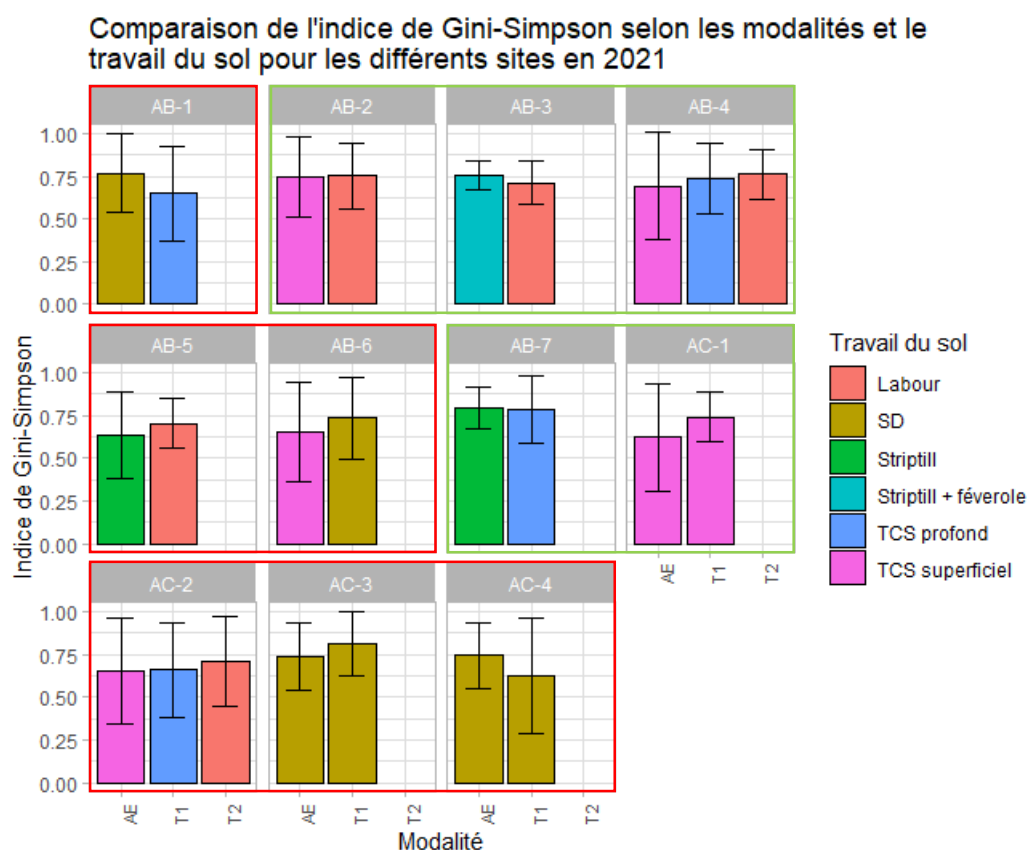


Figure 27 : Diagrammes en barres de comparaison de l'indice de Gini-Simpson calculé pour chaque modalité chez tous les agriculteurs pour les prélèvements analysés de 2021. La barre d'erreur représente un écart-type par rapport à la moyenne. Les sites présentant des cultures d'hiver sont encadrés en rouge tandis que ceux pourvus de cultures de printemps présentent des cadres verts.

Quelques agriculteurs semblent avoir une différence quelque peu marquée au niveau de leurs modalités. Les valeurs moyennes en AB et AC sont très proches ($0,7295 \pm 0,2255$ et $0,7017 \pm 0,2559$).

Enfin, l'indice de Jacquard permet de quantifier les similitudes entre communautés de sites distincts (Figures 28 et 29).

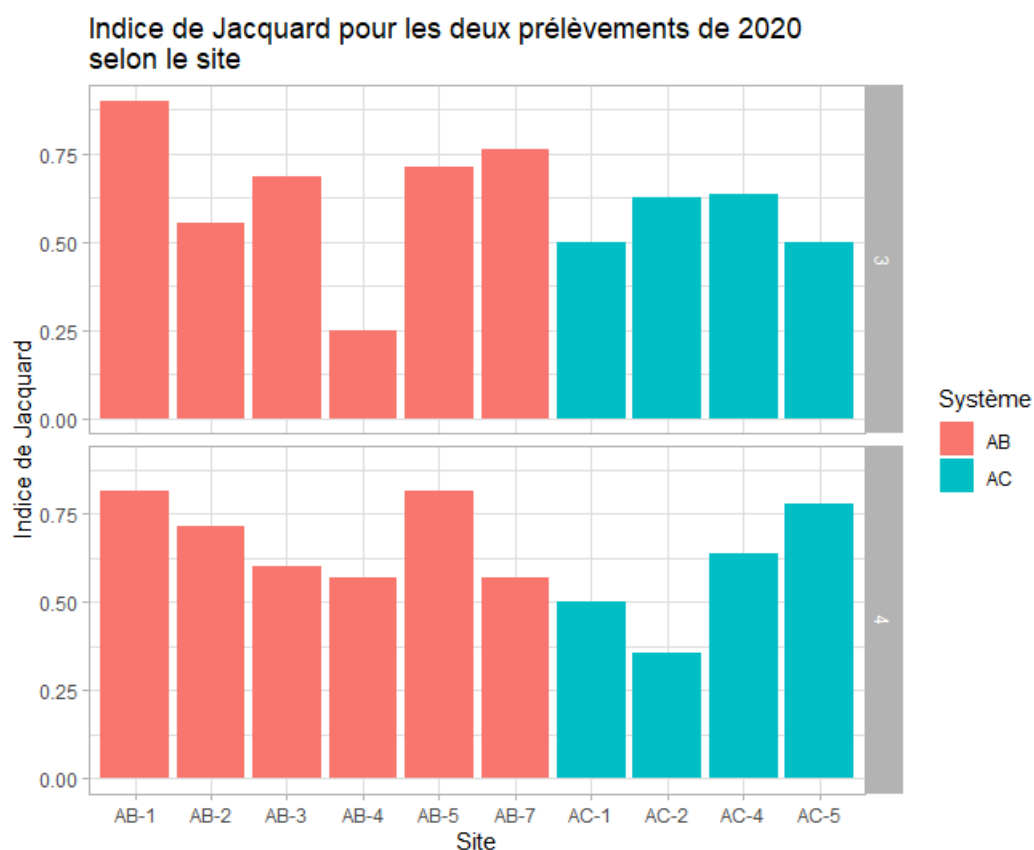


Figure 28 : Comparaison graphique à l'aide d'histogrammes de l'indice de Jacquard pour tous les sites de l'année 2020 excepté AB-6 chez qui une seule modalité n'a qu'été étudiée. Les deux prélèvements analysés sont différenciés par des histogrammes distincts (le numéro du prélèvement est indiqué à droite de chacun de ceux-ci). Les systèmes d'agriculture testés (AB et AC) sont distingués selon les couleurs.

La figure 28 indique que l'indice calculé est le plus élevé chez AB-1. Cet indice varie selon l'agriculteur mais également plus ou moins fortement selon le prélèvement.

La moyenne pour l'agriculture biologique en regroupant tous les prélèvements est de $0,66379614 \pm 0,17145949$. Pour l'indice de Jacquard en AC, il vaut $0,56658099 \pm 0,12812913$. La différence entre systèmes semble restreinte.

Cet indice n'a pas fait l'objet d'analyses statistiques approfondies, cela étant impossible pour des comparaisons à valeurs uniques. Effectivement, l'indice de Jacquard nous renseigne une valeur par site et par prélèvement.

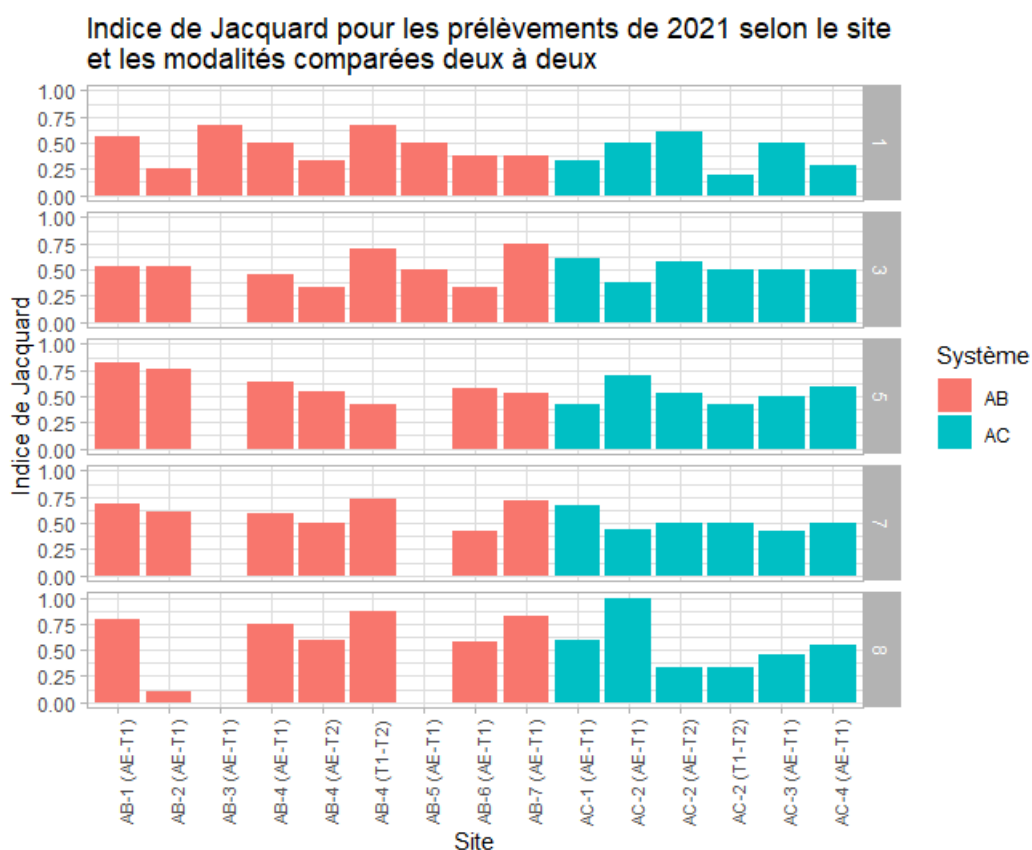


Figure 29 : Comparaison graphique à l'aide de diagrammes en barres de l'indice de Jacquard pour tous les sites de l'année 2021. Les deux prélèvements analysés sont différenciés par des histogrammes distincts (le numéro du prélèvement est indiqué à droite de chacun de ceux-ci). Les systèmes d'agriculture testés (AB et AC) sont distingués selon les couleurs.

Comme pour l'an 2020, les prélèvements et les sites influencent fortement cet indice en 2021 (Figure 29). Aucune tendance générale ne peut être tirée de ce dernier. Pour l'ensemble des sites en AB, peu importe le prélèvement, la moyenne est de $0,56484444 \pm 0,17421052$ tandis qu'elle équivaut à $0,4985175 \pm 0,14663314$ pour l'AC. Cette différence de moyenne est donc relativement faible.

8.3. Comparaison des dispositifs de piégeage

- *Comparaison du nombre de Carabidae piégés selon le type de piège*

Les trois graphes de la figure 30 semblent confirmer l'hypothèse émise. Moins d'individus sont capturés dans les pièges à émergence en comparaison aux simples pitfalls.

Le nombre d'individus prélevés décroît également selon l'ordre des graphiques, c'est-à-dire, AE, T1 et T2, respectivement. L'écart-type prouve la très grande variabilité au niveau de la quantité de carabes piégés dans chaque dispositif.

Comparaison du nombre de carabes piégés selon le type de piège (E ou I) et les modalités testées en 2021

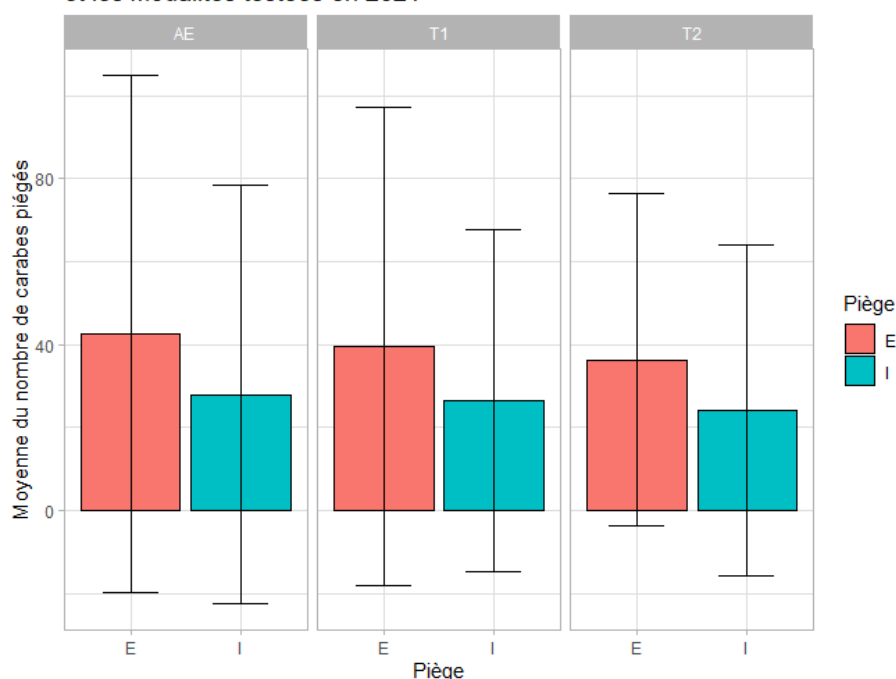


Figure 30 : Graphiques du nombre moyen de carabes piégés selon le piège et sa localisation dans le champ (modalité AE, T1 ou T2). La dispersion des données autour de la moyenne est représentée par l'écart-type. En abscisse, la localisation du piège est déterminée selon deux lettres : E pour piège extérieur à l'armature métallique, c'est-à-dire le pitfall et I pour à l'intérieur du cerclage, c'est-à-dire le piège à émergence.

Le nombre de carabes piégés diminue lorsque le piège est entouré par l'armature métallique peu importe la modalité. Cette différence est dite significative grâce à des tests t paillés pour les modalités AE, T1 et T2 (p-valeurs de 0,05 , 0,005 et 0,03, respectivement). L'écart-type par rapport à la moyenne est très important.

En supposant que l'effet du travail du sol n'est pas le même sur les pièges selon l'intensité de celui-ci, il peut être intéressant d'évaluer cela selon des tests de Student paillés dans lesquels le lien est le type de pièges pour les modalités témoin comparées à celle d'AE. Les résultats de ces tests ne renvoient pas de différence significative pour la comparaison des pitfalls d'AE-T2 ($p = 0,4015$) ni pour AE-T1 ($p = 0,7231$).

Les pièges à émergence ne montrent pas non plus de différence significative pour AE-T1 ($p = 0,8108$) ni pour AE-T2 ($p = 0,2123$). La comparaison T1-T2 n'a pas lieu d'être testée puisque toutes deux sont des modalités témoins. Or, dans le cadre de notre étude, les différences pertinentes pour l'analyse sont celles entre AE et témoins (T1 et T2).

Notre supposition d'un effet plus important du travail intensif du sol sur les captures des pièges à émergence n'est donc pas vérifiée.

- *Comparaison selon la taille des carabes piégés dans chaque type de pièges*

Les graphiques de la figure ci-dessous illustrent une potentielle différence entre les deux types de pièges pour les modalités témoins (T1 et T2). Pour le graphe général et la modalité d'agriculture expérimentale (AE), les dissemblances ne semblent pas très grandes. Néanmoins, les écart-types sont importants pour l'ensemble des modalités mis à part pour T2.

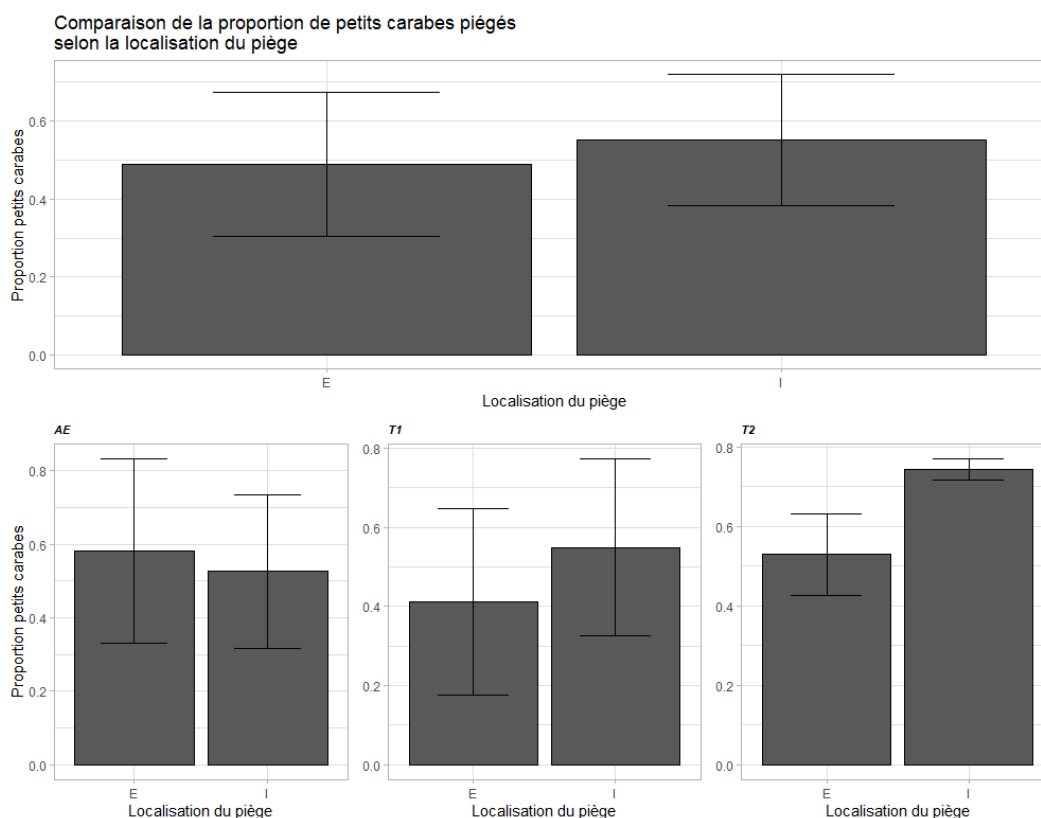


Figure 31 : Comparaison de la proportion de petits carabes piégés dans les deux types de pièges (E = pièges pitfalls ; I = pièges à émergence). Le graphique supérieur est une comparaison générale tandis que les trois du bas représentent chacun une modalité (AE, T1 et T2).

Le test païré général ne tenant pas compte des modalités ne révèle aucune différence significative suite à une p-valeur de 0,3. Les différences entre pièges au sein d'une même modalité n'apparaissent nullement significative avec des p-valeurs de 0,5, 0,1 et 0,2, respectivement. Les inégalités entre même type de pièges mais au sein de modalités différentes sont également vérifiées par le biais de tests t païrés. Les pitfalls simples ne démontrent aucune différence pour les comparaisons AE-T1 (p-valeur = 0,1263) ni pour AE-T2 (p-valeur = 0,9826). Concernant les pièges à émergence, les tests de Student ne révèlent rien de statistiquement significatif : AE-T1 (p-valeur = 0,7509) et AE-T2 (p-valeur = 1).

De façon plus visuelle, les deux diagrammes suivants permettent d'illustrer la répartition des individus piégés selon le type de pièges. Le premier graphe représentant les captures par pitfalls

indique une part importante d'espèces illustrées par des couleurs mauves et roses. Cela correspond aux genres de plus grandes tailles (*Pterostichus* sp. et *Nebria* sp.) (Figure 32).

Distribution des carabes piégés dans les pitfalls selon l'espèce en 2021

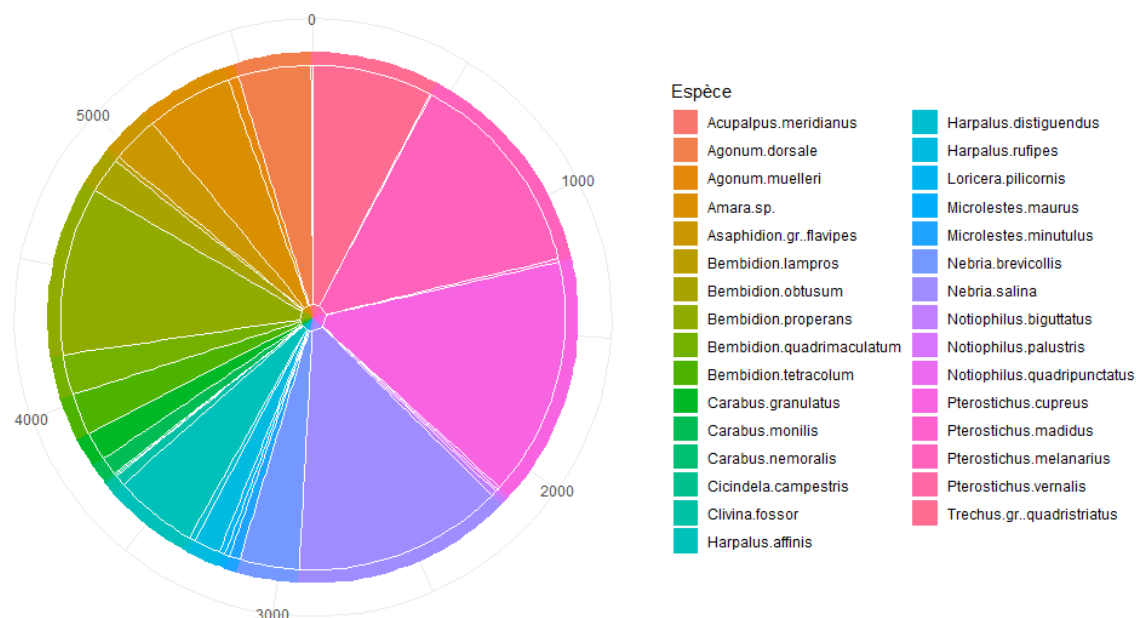


Figure 32 : Diagramme circulaire des différentes espèces de carabes piégées par les simples pitfalls dans tous les sites en 2021 reflétant la mesure d'activité-densité de chacune de celles-ci. Les graduations et traits gris permettent de visualiser le nombre total de carabes piégés cette année-là grâce à ce dispositif de piégeage (ici, plus de 5500 carabes).

Pour les pièges à émergence, les nuances vertes, orangées et bleues électrique occupent une plus grande part du diagramme circulaire. Cela correspond aux espèces de petite taille telles que celles des genres *Bembidion* sp., *Agonum* sp., *Asaphidion* sp., *Microlestes* sp., etc. (Figure 33).

Distribution des carabes piégés dans les pièges à émergence selon l'espèce en 2021

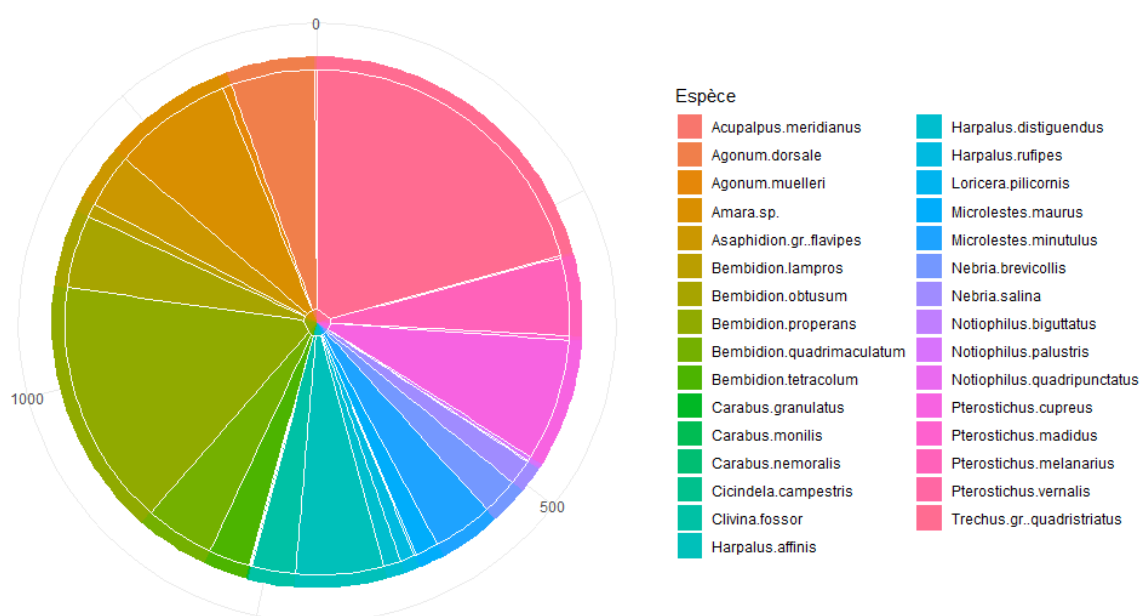


Figure 33 : Diagramme circulaire des différentes espèces de carabes piégées par les pièges à émergence dans tous les sites en 2021 reflétant la mesure d'abondance de celles-ci. Les graduations et traits gris permettent de visualiser le nombre total de carabes piégés cette année-là grâce à ce dispositif de piégeage (ici, plus de 1250 carabes).

Effectivement, ces graphiques permettent d'appuyer les deux hypothèses à propos du dispositif de piégeage concernant la quantité de carabes piégés mais également la différence de proportion de petites espèces selon le type de pièges.

8.4. Effets des pratiques agricoles sur les espèces selon leur score d'eurytopie

Afin de comparer les effets des techniques agricoles sur des espèces généralistes et spécialistes, une classification de celles-ci selon leur score d'eurytopie a été effectuée. De la sorte, nous supposons que les carabes eurytopes sont moins sensibles aux modifications de leurs habitats par les agriculteurs que les espèces ne tolérant qu'un faible range de conditions écologiques.

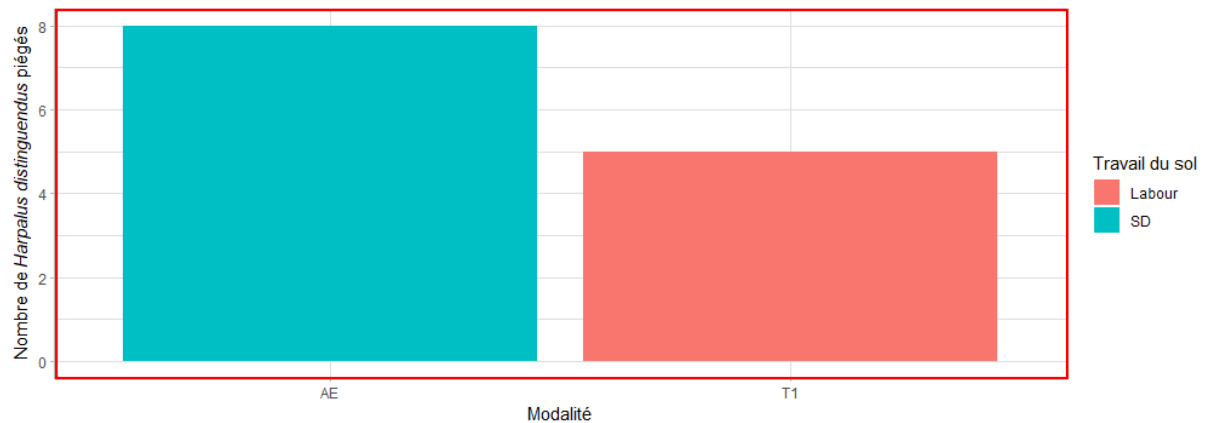
- *Espèce spécialiste de l'habitat*

Harpalus distinguendus

Cette espèce possédant un score d'eurytopie de 2 semble bien apprécier le SD et le TCS superficiel puisque les effectifs de capture y sont approximativement plus élevés (Figure 34).

Le type de culture ne semble pas influencer la quantité d'*Harpalus distinguendus* piégés.

A *Harpalus distinguendus* piégés sur le site AB-5 en 2020



B *Harpalus distinguendus* piégés selon la modalité sur différents sites en 2021

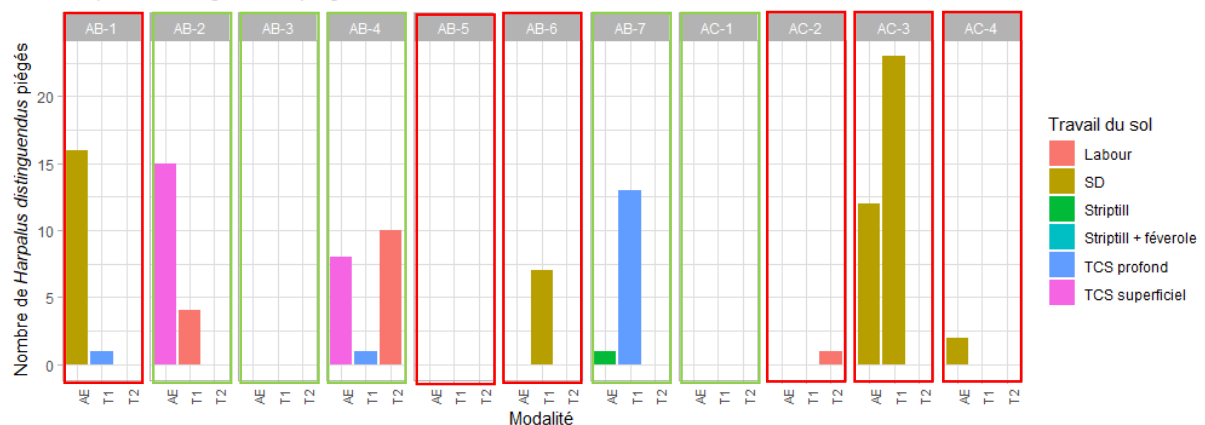


Figure 34 : Comparaison graphique du nombre d'*Harpalus distinguendus* piégés selon les modalités testées (AE : agriculture expérimentale ; T1 : témoin 1 et T2 : témoin 2) au sein des différents sites. En 2020 (A), le seul site au sein duquel nous avons identifié cette espèce est AB-5. L'année suivante, un nombre plus importants de sites ont permis de capturer cette espèce (B). Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les encadrés rouges permettent de distinguer les cultures d'hiver aux cultures de printemps (cadres vert).

▪ *Espèces généralistes de l'habitat*

Pterostichus cupreus

Dotée d'un score d'eurytopie de 7, cette espèce semble parfois être assez fortement influencée par la modalité peu importe l'année. En 2020, le type de culture semble avoir un impact sur le nombre d'individus capturés avec un avantage pour les cultures d'hiver. Aucune information générale concernant le travail du sol le plus favorable ne peut être tirée puisque les résultats semblent être fortement dépendants des sites. Sur le site AC-3 en 2021, les mesures d'abondance de cette espèce varient très fortement, bien que le même travail du sol (SD) soit pratiqué sur les deux parcelles (Figure 35 A et B).

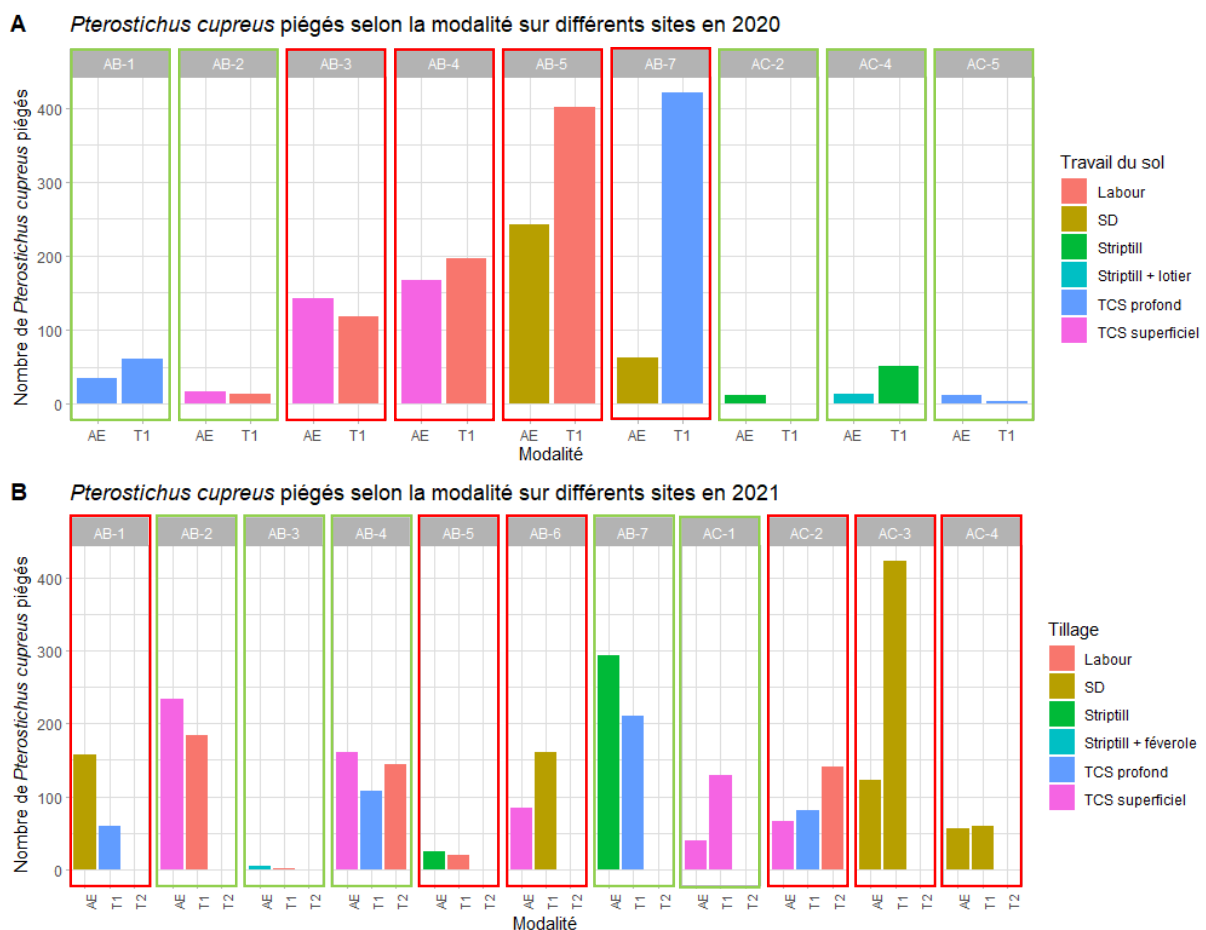


Figure 35 : Comparaison graphique du nombre de *Pterostichus cupreus* piégés selon les modalités testées (AE : agriculture expérimentale ; T1 : témoin 1 et T2 : témoin 2) au sein des différents sites. En 2020 (A), six sites en agriculture biologique (AB) et trois en agriculture de conservation (AC) ont été analysés. L'année suivante, un nombre plus importants de sites ont permis de capturer cette espèce (sept en AB et quatre en AC) (B). Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les encadrés rouges permettent de distinguer les cultures d'hiver aux cultures de printemps (vert).

Harpalus rufipes

Certains sites semblent fortement se distinguer au niveau des effectifs de carabes piégés dans chacune de leurs parcelles. De manière générale, cette espèce est assez abondante dans la majorité des champs étudiés (Figure 36 A et B). Son score d'eurytopie est de 10 (Turin, 2000).

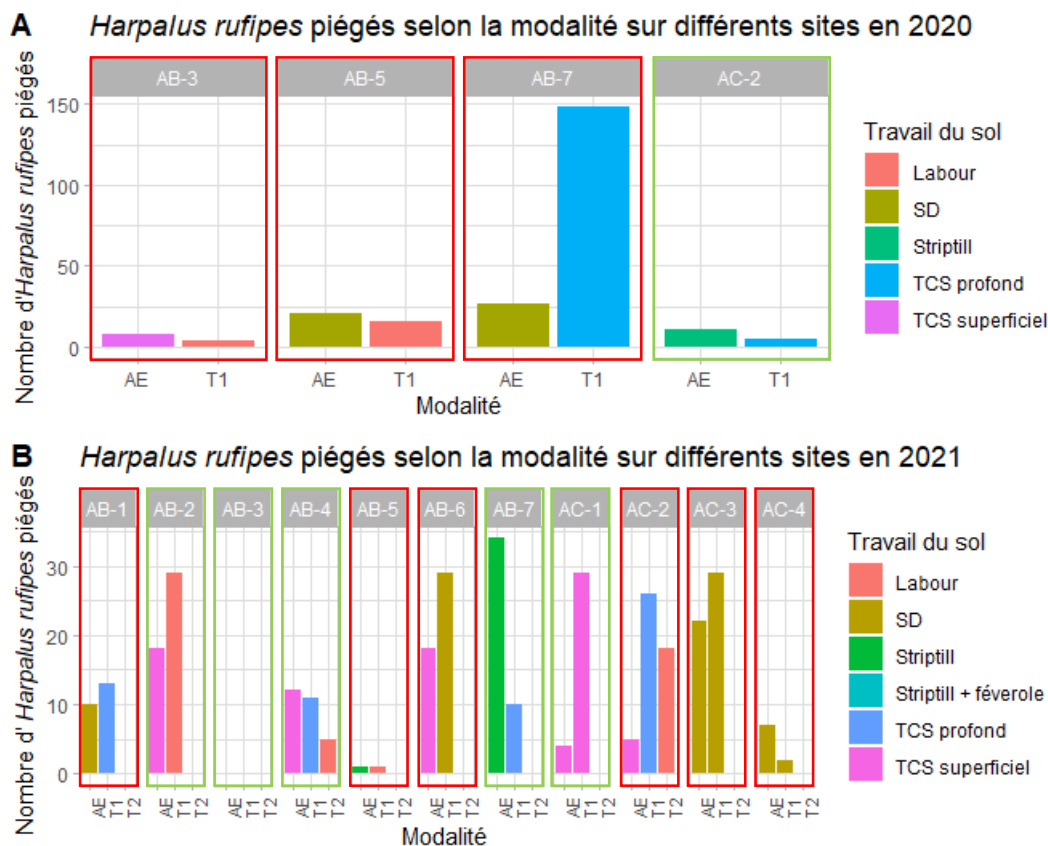


Figure 36 : Comparaison graphique du nombre de *Harpalus rufipes* piégés selon les modalités testées (AE : agriculture expérimentale ; T1 : témoin 1 et T2 : témoin 2) au sein des différents sites. En 2020 (A), trois sites en agriculture biologique (AB) et un en agriculture de conservation (AC) ont été analysés. L'année suivante, un nombre plus importants de sites ont permis de capturer cette espèce (sept en AB et quatre en AC) (B). Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les encadrés rouges permettent de distinguer les cultures d'hiver aux cultures de printemps (vert).

Agonum dorsale

Au vu de la figure 37, certains sites sont très riches en *Agonum dorsale*. Aucune technique de travail du sol ne semble être particulièrement attractive pour cette espèce. Les récoltes varient très fortement selon l'année. Néanmoins, le site AB-7 semble être particulièrement riche en *A. dorsale* peu importe l'année. Les sites labourés et travaillés en TCS profond ont des effectifs de carabes assez importants pour cette espèce caractérisée par un score d'eurytopie de 7.

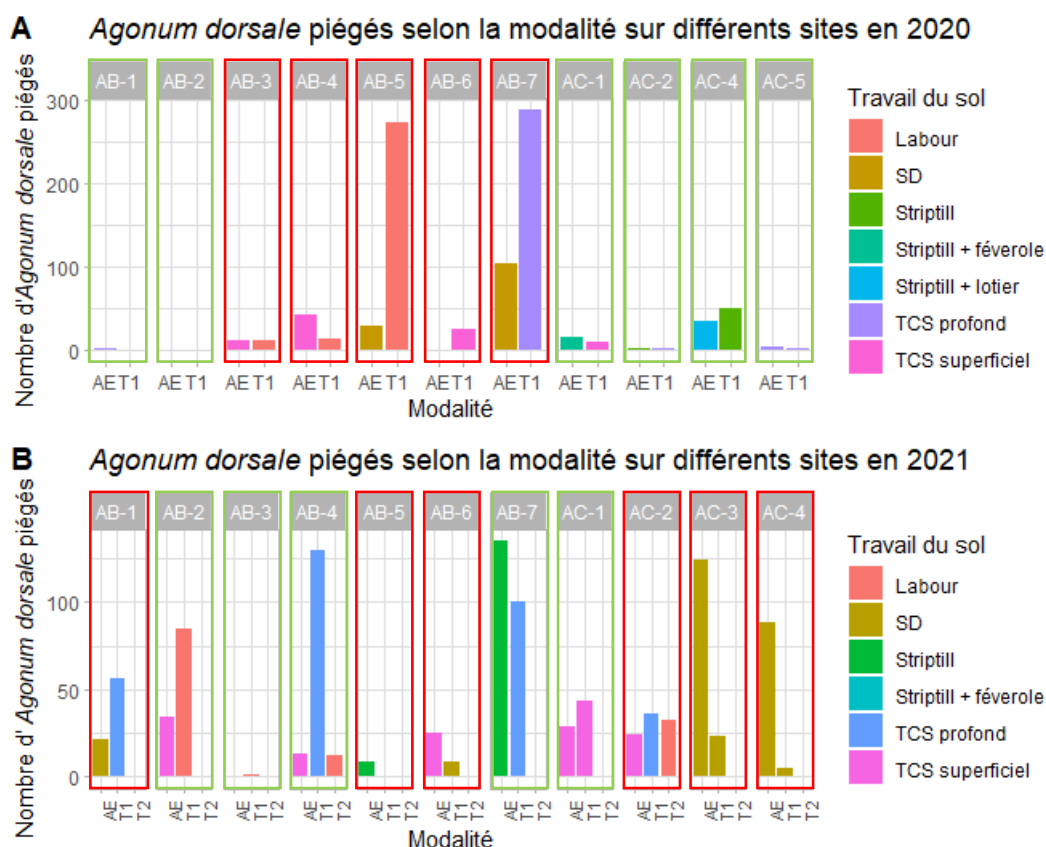


Figure 37 : Comparaison graphique du nombre d'*Agonum dorsale* piégés selon les modalités testées (AE : agriculture expérimentale ; T1 : témoin 1 et T2 : témoin 2) au sein des différents sites. La première année (A), six sites en agriculture bio (AB) et quatre en agriculture de conservation (AC) ont permis de piéger cette espèce. En 2021, sept sites en agriculture biologique (AB) et quatre en agriculture de conservation (AC) ont été analysés. Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les encadrés rouges permettent de distinguer les cultures d'hiver aux cultures de printemps (vert).

- *Espèce à valence écologique moyenne*

Pterostichus madidus

La figure 38 indique une préférence de la part de cette espèce (eurytopie = 4) pour toutes les parcelles avec une intensité de travail du sol faible à moyenne (*i.e.* strip-till et TCS superficiel). Aucune attirance n'a pu être mise en évidence quant au type de culture.

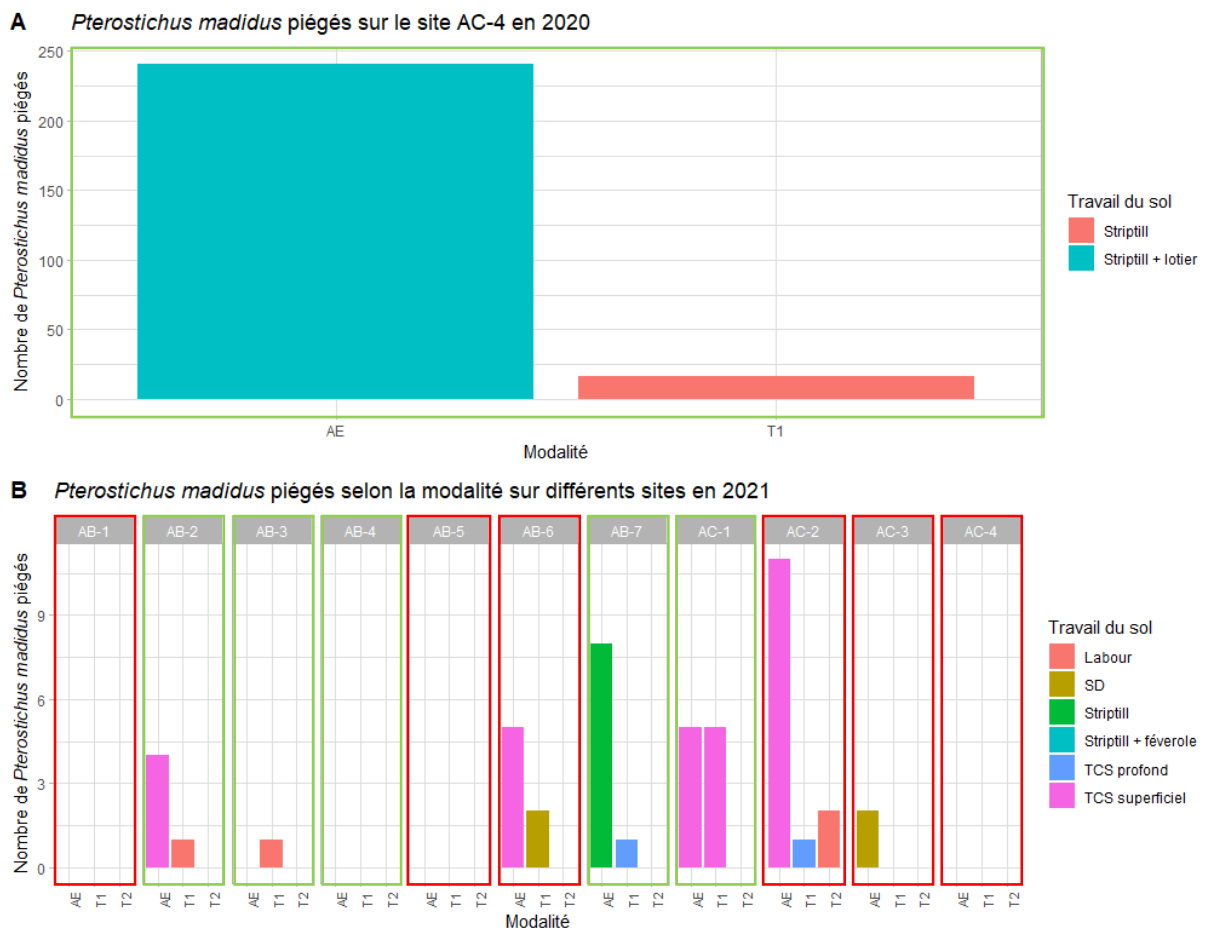


Figure 38 : Comparaison graphique du nombre de *Pterostichus madidus* piégés selon les modalités testées (AE : agriculture expérimentale ; T1 : témoin 1 et T2 : témoin 2) au sein des différents sites. La première année (A), un seul site a été analysé, il s'agissait de AC-4. En 2021 (B), sept sites en agriculture biologique (AB) et quatre en agriculture de conservation (AC) ont été analysés. Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les encadrés rouges permettent de distinguer les cultures d'hiver aux cultures de printemps (vert).

8.5. Evolution du poids sec des carabes selon l'eurytopie et l'intensité des pratiques agricoles

Afin de vérifier que le poids sec des espèces généralistes ne diminue pas avec les pratiques les plus intensives, une analyse préliminaire a dû être effectuée. Celle-ci avait pour but de s'assurer que le poids sec ne diminuait plus lors de la dernière pesée. L'Anova renvoyait une p-valeur de 0,997 indiquant que le poids sec était atteint.

Nebria salina

Les graphiques de la figure ci-dessous nous indiquent des différences assez marquées en termes de poids sec selon le travail du sol. Le labour semble diminuer la masse de cette espèce (Figure 39).

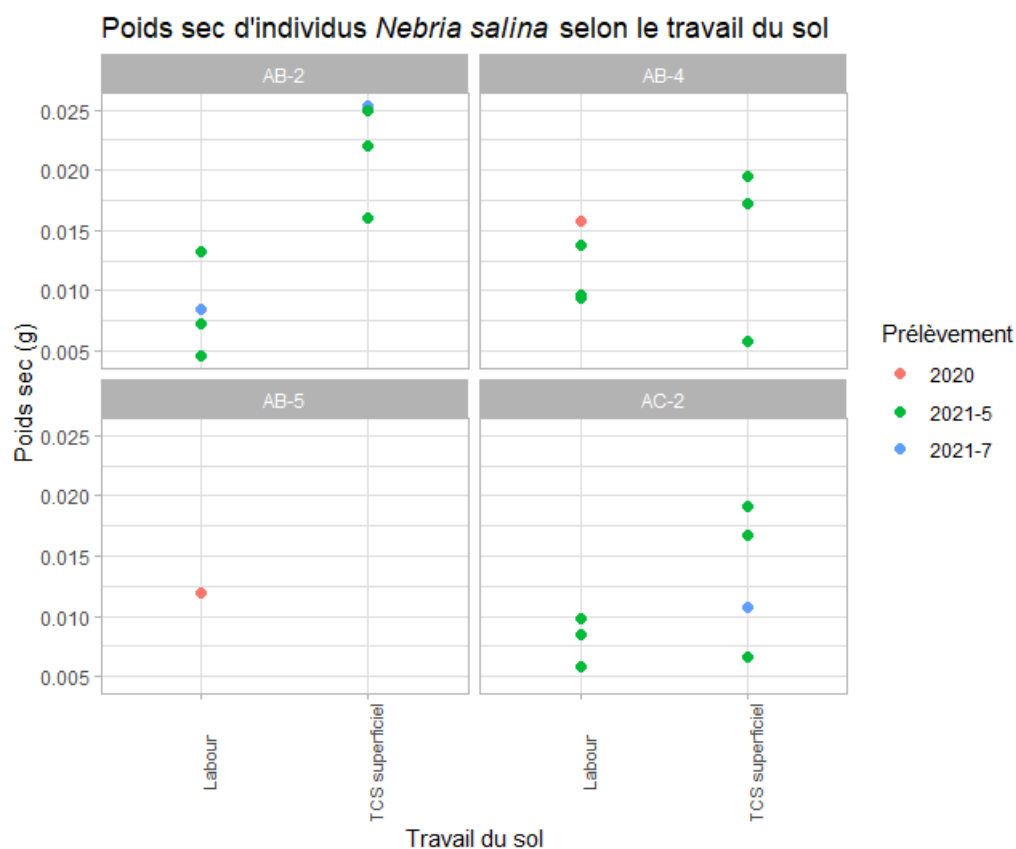


Figure 39 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Nebria salina* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.

Le modèle permet de remarquer un effet significatif de la modalité ($p = 0,0025$) sur le poids sec des carabes *N. salina* auquel s'ajoute un effet aléatoire du site expliquant 5,271 % de la variance liée à ces effets.

Nebria brevicollis

La comparaison graphique du poids sec de différents individus de cette espèce ne révèle aucune différence majeure entre méthodes de travail du sol.

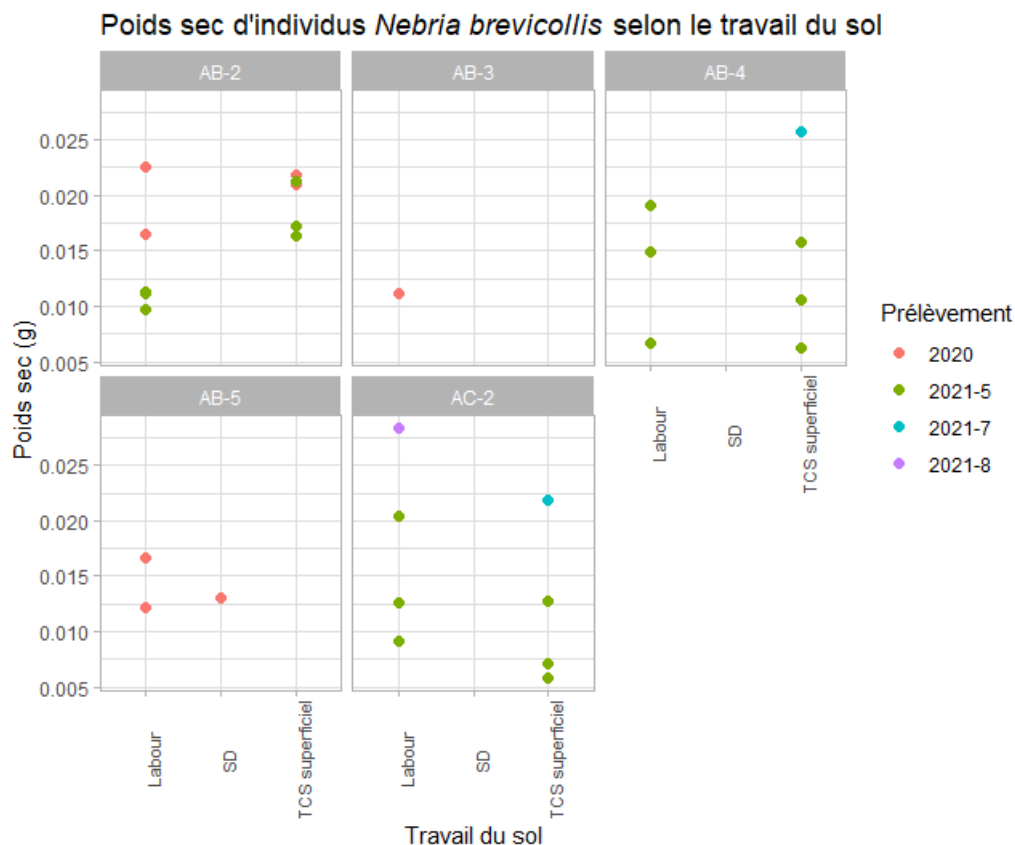


Figure 40 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Nebria brevicollis* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.

En utilisant le modèle statistique permettant d'expliquer le poids sec de cette espèce selon l'effet fixe du travail du sol et les effets aléatoires de l'année et l'agriculteur, la conclusion qui en découle est que le travail du sol ne permet pas de différencier la masse sèche de *N. brevicollis* ($p = 0,7030$).

9. Discussion

9.1. Effets des techniques agricoles sur les communautés de carabes

Les résultats de cette étude ne nous permettent pas de confirmer/infirmier toutes nos hypothèses pour lesquelles l'idée générale était que les pratiques agricoles influencent les populations de carabes selon un gradient croissant d'intensité des techniques de culture, mais également selon un gradient décroissant de tolérance des espèces vis-à-vis de celles-ci. En effet, pour plusieurs

hypothèses, peu de résultats sont significatifs ce qui nous attire davantage vers l'hypothèse nulle stipulant que les pratiques agricoles les plus intensives ne diminuent ni la richesse spécifique ni l'abondance de carabes ou tout indice y étant associé. Néanmoins, l'absence de différence statistique nous empêche d'accepter l'hypothèse alternative mais ne nous certifie pas que l'hypothèse nulle est correcte. En effet, nous n'avons pas enregistré de grandes tendances générales par rapport à cela mais cela ne signifie pas que les pratiques agricoles n'exercent pas de pression sur les populations de carabes en Région wallonne. Effectivement, il est tout à fait envisageable que les conséquences de l'agriculture sur les Carabidae soient importantes mais que le dispositif expérimental utilisé ne nous permette pas de mettre cette corrélation en lumière. En effet, le plan d'expérience pratiqué dans cette étude fait face à deux sources de variabilité : la variabilité à l'échelle de la parcelle et celle à l'échelle des différents champs, du paysage.

Le premier type de variabilité comprend le dispositif de piégeage, le microclimat, les caractéristiques du sol (pH, teneur en eau, type de sol, *etc.*) et l'humidité. En effet, la majorité des carabes se répartissent selon une distribution agrégative au sein des parcelles agricoles. Malgré leur grande faculté de dispersion (20 mètres par heure), les Carabidae ne bougent pas beaucoup une fois qu'ils ont trouvé un endroit qui leur est propice (Holland & Luff, 2000 ; Öberg & Ekbom, 2006 ; Thomas *et al.*, 2002). De cette manière, la localisation du piège au sein du champ peut fortement influencer les captures (Holland *et al.*, 2007). La technique de capture-marquage-recapture utilisée par Thomas *et al.* en 2006 a permis de quantifier le flux entre parcelles de différentes modalités à une valeur moyenne entre 30 et 40 % malgré la présence d'une bande herbeuse large d'un mètre entre les deux (Thomas *et al.*, 2006). Ce pourcentage serait donc très probablement plus élevé dans notre étude en l'absence de séparation physique entre parcelles. Cette division des sites rend les données des modalités testées dépendantes les unes des autres (Thomas *et al.*, 2006). En plus de ceci, le type de piège est également très important (Djouadi *et al.*, 2019).

Un facteur supplémentaire cité précédemment comme influençant les captures est le microclimat. En effet, celui-ci peut varier au sein d'un même champ suite à l'emprise de différents facteurs : la culture, le travail du sol et la présence ou non de matières organiques (Virić Gašparić *et al.*, 2017). L'humidité est un facteur important pour les Carabidae (Holland *et al.*, 2007 ; Turin, 2000). Ainsi, la présence d'une culture qui recouvre plus ou moins fortement le sol permet de retenir l'humidité à sa surface et ainsi favoriser la présence de

carabes. Il en est de même pour la présence de matières organiques à la surface du sol et le travail du sol qui l'enfouit.

Le second type de variabilité est qualifié à l'échelle inter-champs. Elle reprend la culture, les techniques de travail du sol, le système d'agriculture, le microclimat, l'homogénéité du paysage, *etc.* (Hole *et al.*, 2005 ; Thomas *et al.*, 2006). Tous les agriculteurs, bien qu'appartenant aux deux mêmes systèmes, AB et AC, ont des pratiques culturelles différentes. De plus, les cultures et les conditions pédologiques changent selon les sites. Cela induit une importante variabilité qui se superpose à celle explicitée précédemment. Les effets de bords, de la présence de zones refuge, de l'agencement du paysage et son hétérogénéité, *etc.* sont d'importantes composantes permettant également d'expliquer la présence de carabes (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Hole *et al.*, 2005). De la sorte, dans des habitats homogènes, les pratiques agricoles plus douces auraient potentiellement un plus grand impact bénéfique sur la biodiversité que dans des zones plus diversifiées au niveau du paysage (Bengtsson *et al.*, 2005). D'ailleurs, selon l'analyse descriptive par le biais des analyses multivariées (Figures 13 à 16), les variables permettant au mieux de catégoriser les données de 2020 sont le type de culture (printemps ou hiver) et le système agricole. Pour 2021, il semble complexe d'expliquer la distribution des données selon une variable. Effectivement, aucun paramètre ne semble pouvoir regrouper les données dans des plans bien distincts (Annexes 11 à 18). Une autre conclusion pertinente relevée par ces analyses est la similitude entre les données des deux années obtenues par pitfalls. Nous voyons effectivement que les plans expliqués par les deux niveaux de ce facteur se chevauchent (Annexe 19). Néanmoins, les résultats de ces statistiques descriptives doivent être analysés avec précaution puisque la part d'inertie expliquée est en général assez faible.

Cette variabilité entre sites expliquée ci-dessus semble être tellement importante qu'elle pourrait masquer l'effet des pratiques agricoles en tant que tel. De plus, pour certaines études, les pratiques agricoles n'étaient pas la variable explicative principale pour les communautés de carabes. En effet, les caractéristiques et localisation des champs ont souvent été prouvées comme étant quelques-uns des facteurs aboutissant à de plus grandes différences inter-communautaires (Holland & Luff, 2000). De la sorte, il est très important pour les analyses suivantes d'utiliser le critère « Site » comme facteur discriminant et donc de réaliser une étude propre à chacun d'entre eux.

Cette expérience, de par son plan expérimental, ne nous permet pas de vérifier que les pratiques les plus intensives influencent l'abondance et la richesse spécifique d'une communauté de Carabidés. Diverses mesures aboutissent à cette constatation.

- *La richesse spécifique*

La figure 20 concernant la richesse spécifique en 2020 nous indique une potentielle influence de la part du type de culture avec un effet bénéfique des cultures d'hiver mais également de la part du système d'agriculture biologique. En 2021, ces effets n'ont pas pu être mis en avant.

La littérature au sujet de la richesse spécifique de Carabidae dans les agroécosystèmes aboutit à des conclusions distinctes selon les expériences. Pour cela, il semble donc assez compliqué de déduire le(s) élément(s) qui modifient cette mesure. Selon Baguette et Hance (1997) et Holland et Luff (2000), la richesse spécifique peut être expliquée selon la culture. Cela semble pertinent puisque ce facteur déterminerait partiellement les espèces en présence. Certains Carabidae possèdent des préférences quant aux végétaux cultivés, probablement en lien avec leur régime alimentaire (Booij, 1994). Effectivement, ce phénomène bien documenté provient des caractéristiques écologiques des espèces. Ensuite, une autre influence pourrait être liée à la corrélation entre les cultures et leur méthode et moment de cultivation. Le type de culture (*i.e.* de printemps ou d'hiver, selon le moment de semis) influence très fortement la pédofaune. Effectivement, nos résultats sont dépendants de ce paramètre (et plus particulièrement ceux de 2020, comme représenté par la figure 20) par le moment auquel le travail du sol prend place (Fadl *et al.*, 1996 ; Virić Gašparić *et al.*, 2017). Ainsi, certains stades de développement des carabes sont plus sensibles aux perturbations du sol que d'autres (Baguette & Hance, 1997). L'article de Fadl *et al.* (1996) affirme un effet négatif plus important du travail du sol au printemps sur les individus *Pterostichus melanarius* enfouis au dernier stade larvaire (*i.e.* L3, le plus sensible) que le travail du sol hivernal. Cet impact a été vérifié par Foster *et al.* (1997) pour tous les reproducteurs d'automne dont le dernier stade larvaire est présent dans les sols en saison printanière. Au contraire, en hiver, les carabes reproducteurs d'automne sont seulement au stade L1 et sont moins sensibles aux perturbations de leur environnement (Foster *et al.*, 1997). De plus, grâce à leur potentiel de dispersion, certaines espèces ont la faculté de s'éloigner du milieu perturbé comme *Pterostichus cupreus* (Luff & Sanderson, 1992). S'ajoute à cela le temps de recolonisation des parcelles par les carabes après un travail du sol. En effet, nous supposons que plus le travail du sol a lieu endéans une échelle temporelle proche de celle des piégeages, plus les récoltes seront influencées par ce facteur. Dernièrement, les végétaux plantés influencent fortement le microclimat en recouvrant plus ou moins fortement la surface

du sol selon leur stade de développement (Booij, 1994 ; Holland & Luff, 2000 ; Virié Gašparić *et al.*, 2017). Or, comme explicité précédemment, l'humidité est un facteur primordial pour les carabes. De cette manière, les cultures d'hiver couvrant plus précocement le sol semblent être plus favorables (Figure 20) (Holland & Luff, 2000). Toutes ces influences plus ou moins néfastes ou positives selon l'espèce concernée peuvent ainsi aboutir à un changement de la communauté et donc de la richesse spécifique.

Le papier de Weibull & Östman (2003) met en exergue l'influence de la variabilité entre parcelles pour expliquer les données de richesse spécifique. D'ailleurs, selon ces auteurs, les caractéristiques de l'écosystème environnant permettraient d'expliquer une plus grande part d'information sur le nombre d'espèces capturées que les techniques agricoles. Afin d'appuyer cela, les auteurs expliquent qu'une multitude d'habitats différents à proximité les uns des autres augmente l'hétérogénéité du paysage et de la même manière, la quantité d'espèces piégées au sein d'un site (Weibull & Östman, 2003). D'autre part, Henneron *et al.* (2015) affirment que l'agriculture de conservation affecte la diversité fonctionnelle. Effectivement, la présence de couverts en AC semble favoriser les espèces granivores et frugivores, modifiant ainsi les communautés et leurs potentiels de lutte biologique au sein de la culture. De plus, le travail du sol, fortement évité en AC, serait un facteur limitant plus important pour la pédofaune que l'utilisation d'intrants chimiques (Henneron *et al.*, 2015). Ensuite, les techniques de travail du sol les plus perturbatrices éliminent généralement les plus grandes espèces (Holland & Luff, 2000). S'ajoute à cela, le fait que les travaux sans retournement des sols (*i.e.* ceux prônés par l'AC) permettent de conserver la matière organique dont les carabes phytophages peuvent bénéficier à la surface des sols. De plus, comme évoqué précédemment, cette matière organique crée un microclimat plus humide et propice pour un grand nombre d'espèces de Carabidae (Holland & Luff, 2000).

Une remarque intéressante pour les deux années concerne les mesures de richesse spécifique étonnamment assez élevées sur les parcelles labourées. Cette technique de travail du sol n'est pas significativement différente des autres mais une différence plus grande était *a priori* attendue entre le labour (travail du sol le plus intensif) et l'autre technique mise en place dans la parcelle voisine. Selon notre étude, la différence entre la parcelle labourée et l'autre étant généralement assez petite, nous pourrions imaginer que le résultat soit plus influencé par le facteur « Site » que par le travail du sol. Ce postulat peut être renforcé par la comparaison de la richesse spécifique entre les différents champs où l'une des modalités faisait l'objet de techniques culturales simplifiées (TCS) de façon profonde. La différence intra-site entre techniques de travail du sol est souvent faible mais la dissemblance inter-sites pour une même

technique peut être assez conséquente. Pour conclure de manière générale, la diversité en espèces ne varie quasiment pas entre modalités. Cela peut s'expliquer notamment par l'absence de barrières physiques et donc un flux aisé de carabes entre parcelles.

▪ *L'abondance*

Les figures 22 et 23 relatives à l'abondance permettent de visualiser une diminution importante du nombre de carabes piégés en 2021 par rapport à 2020. Un argument important à prendre en considération est le nombre de pièges analysés pour ces deux années. La première année, deux captures, à raison de 66 pitfalls par round de piégeage ont été analysées tandis qu'en 2021, cinq prélèvements regroupant au total 636 pièges dont la moitié sont des pitfalls et les autres sont des pièges à émergence, ont été étudiés. Cela signifie donc que plus de captures ont été déterminées en 2021 qu'en 2020. Cependant, les pièges à émergence de 2021 capturent très peu d'individus par rapport aux pitfalls (Figure 33 et 33) (Spence & Niemelä, 1994). La différence de quantité d'individus capturés entre les deux types de pièges étant tellement grande que ce facteur pourrait certainement expliquer à lui seul cet écart. Effectivement, comme précédemment affirmé, le premier piège tous les carabes passant à proximité de celui-ci sans que ces derniers ne vivent forcément dans les champs. Toutefois, très peu d'espèces forestières ont été identifiées. Dans le cas de notre étude, ce biais semble donc relativement restreint. Néanmoins, plusieurs autres facteurs pourraient également expliquer cette diminution quantitative lors des captures. Premièrement, un effort intensif de piégeage effectué sur plusieurs années peut considérablement réduire les effectifs de carabes. Cela est d'autant plus prononcé que la plupart des espèces présentes dans les écosystèmes agricoles sont univoltines et ne se reproduisent donc qu'une fois par an (Turin, 2000). De plus, certaines espèces telles que les *Carabus* sp. mettent plusieurs années avant d'achever leur développement (Matalin, 2007 ; Turin, 2000). S'ajoute à cela, la synergie entre les captures en masse et l'effet néfaste des pratiques agricoles sur ces populations. Cet ensemble de causes pourrait donc être à l'origine d'une diminution des effectifs de carabes entre deux années.

Une information supplémentaire importante à ce sujet est que les facteurs influençant les captures par pitfalls et pièges à émergence semblent diverger (Djoudi *et al.*, 2019). Effectivement, les caractéristiques du paysage et de la parcelle en question influencent tous deux la composition des communautés dans les pièges à émergence. En comparaison à cela, les individus retrouvés dans les pitfalls semblent être principalement affectés par les conditions spécifiques au site, comme la culture par exemple (Djoudi *et al.*, 2019).

L'interprétation des résultats d'activité-densité de 2020 est compliquée car diverses raisons peuvent expliquer une haute activité-densité : (i) les Carabidae sont présents en plus grand nombre et sont plus actifs dans la zone, (ii) une abondance élevée de ces insectes ou (iii) l'absence de différence au niveau de l'abondance mais une activité plus prononcée (Thomas *et al.*, 2006).

Kulagowski *et al.* (2016) ont démontré un impact positif du strip-till par rapport aux TCS sur l'abondance. Quant à la conclusion de l'étude de Menalled *et al.* (2007), celle-ci démontre une activité-densité des carabes largement supérieure dans les champs cultivés à l'aide de pratiques conventionnelles (Menalled *et al.*, 2007).

Lors de la discussion des résultats de l'activité-densité ou de l'abondance, il est important de tenir compte de la tolérance individuelle de chaque espèce aux pratiques agricoles puisque certaines semblent préférer les pratiques conventionnelles comme *Trechus quadristriatus* tandis que d'autres sont plus nombreuses lors de techniques agricoles alternatives comme le genre *Harpalus* sp. et l'espèce *Clivina fossor*, par exemple (Hole *et al.*, 2005). Dans leur article de 2005, Hole *et al.* expliquent qu'une présence plus importante d'adventices et de couverts végétaux favorables aux Carabidae pourraient être à l'origine d'une augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique (Hole *et al.*, 2005).

▪ L'indice de Shannon

Les deux mesures précédentes ont permis de calculer l'indice de Shannon compris entre 0 et le logarithme de la richesse spécifique (S). Il informe à la fois sur la richesse spécifique mais également sur l'équirépartition de ces espèces. Ce nombre est davantage sensible à la présence d'espèces rares (Nagendra, 2002). En 2020, celui-ci témoigne d'une répartition quasiment équitable de l'ensemble des individus entre les différentes espèces présentes. En 2021, la richesse spécifique et/ou l'égalité de la distribution des individus entre espèces semble être atténuée. Effectivement, suite à l'utilisation de pièges à émergence, moins d'espèces sont piégées avec parmi celles-ci, une majorité de petites. Néanmoins, cette valeur doit être interprétée prudemment puisqu'elle est assez sensible à la taille de l'échantillon récolté (Booij, 1994).

En 2021, cette différence entre indice moyen et maximal est probablement expliquée par les pièges à émergence qui ne récoltent que les carabes effectuant l'entièreté de leur cycle de vie au sein des écosystèmes agricoles. Ainsi, nous pouvons supposer que nous aurons un déséquilibre au niveau des communautés avec les espèces les plus tolérantes aux pratiques agricoles qui prendront le dessus. D'autre part, ce phénomène est probablement contrebalancé

par l'utilisation de pitfalls qui piègent les insectes qui y passent sans forcément passer tout leur cycle de vie au sein des champs. Cette différence de composition spécifique des piégeages est visible sur les diagrammes des figures 32 et 33. Une majorité des individus sont des *Pterostichus cupreus*, *Bembidion properans*, *Amara sp.* et *Trechus gr. quadristriatus* pour les pièges à émergence et *Bembidion properans*, *Harpalus affinis*, *Nebria salina*, *Pterostichus melanarius*, *Pterostichus cupreus* et *Trechus gr. quadristriatus* pour les pitfalls.

- *L'indice de Gini-Simpson*

L'indice de Gini-Simpson se focalise davantage sur l'équirépartition des espèces au sein des communautés et est plus fortement influencé par les espèces dominantes (Nagendra, 2002). En 2020, les valeurs étaient la plupart du temps supérieures à 0,75. *A contrario*, l'année suivante, cet indice se trouvait en moyenne légèrement en dessous de ce seuil. Comme pour les mesures de Shannon, la valeur de ce second indice diminue également selon l'année. Cela est probablement lié, comme pour l'indice précédent, à l'utilisation des deux dispositifs de piégeage en 2021 et donc des mesures de communautés différentes.

- *L'indice de Jacquard*

L'indice de Jacquard est calculé afin d'élucider une différence entre parcelles correspondant à différentes pratiques au sein d'un même champ. Pour les deux années, les résultats semblent dépendre fortement du prélèvement mais restent aux alentours de 0,5 - 0,6. Cela signifie donc que les communautés retrouvées dans les deux parcelles sont moyennement similaires. Cependant, la mesure est biaisée car les carabes peuvent bouger d'une parcelle à l'autre et donc se retrouver là où ils ne sont normalement pas. De plus, il faut garder en tête que toutes les espèces présentes ne sont pas capturées ce qui peut aussi fausser le résultat. De la même manière, la distribution agrégative des carabes en patch peut fortement altérer les captures obtenues par pièges à émergence (Holland *et al.*, 2007). L'absence d'une espèce dans notre jeu de données ne signifie donc pas qu'elle n'est pas présente dans la parcelle. De cette similitude entre parcelles, nous pouvons émettre l'hypothèse que la variabilité entre sites est probablement supérieure à celle entre parcelles puisque les techniques agricoles de travail du sol ne semblent pas grandement affecter le nombre d'espèces. Effectivement, peu d'espèces capturées sont spécifiques à un site. Cette supposition pourrait être vérifiée par le biais d'une technique de capture-marquage-recapture pour quantifier le flux de carabes entre parcelles.

Pour l'ensemble des métriques calculées ci-dessus, l'agriculture de conservation possédait des moyennes plus faibles que celles de l'AB. Ce phénomène n'est quasiment pas documenté dans la littérature dû à une absence d'études comparant ces deux types d'agriculture. Néanmoins, de par ces résultats, nous pourrions supposer que les pesticides affectent davantage les communautés de Carabidés que le travail du sol. De la sorte, nous aboutissons à des communautés moins peuplées, diversifiées et équilibrées en agriculture de conservation. L'observation inverse a été réalisée par Henneron *et al.* (2015) qui stipulent que l'utilisation d'intrants chimiques a un effet moindre sur les carabes que le travail du sol.

9.2. Comparaison des méthodes de piégeage

L'absence de différence au niveau de la proportion de petites espèces piégées dans les pitfalls et les pièges à émergence semble étonnante. Effectivement, nous nous attendions à un rapport plus élevé de petites espèces dans les pièges à émergence comme montré dans le papier de Holland *et al.* (2007). Dans notre étude, la faible différence entre modalités met en évidence qu'un travail du sol plus intensif (correspondant généralement aux modalités T1 et T2) ne différencie pas significativement la proportion de petits carabes piégés dans les pièges à émergence (Figure 31). Cette conclusion semble étonnante puisque nous nous attendions à un effet néfaste plus prononcé des pratiques agricoles plus intensives (associées aux modalités T1 et T2) sur les populations émergeant dans les champs cultivés. En effet, il était supposé qu'une différence significative allait apparaître entre AE et T1, T2. L'absence de différences entre modalités AE et T1,T2 est possiblement due au fait que certaines modalités se chevauchent suite à des méthodes de travail du sol similaires entre modalités. T2 correspond toujours au travail du sol labouré. On voit que pour cette parcelle, la proportion de petits carabes est plus élevée peu importe la localisation du piège que pour T1. On peut donc confirmer que le labour impacte plus les grandes espèces que les petites. Ce qui aboutit en une augmentation de la proportion de ces dernières en parcelles labourées. Cette différence de sensibilité a également été mise en évidence par le diagramme de la figure 33 grâce auquel nous pouvons observer que nous comptons une majorité de petites espèces dans les pièges encerclés. Cela est vraisemblablement renforcé par le fait que les organismes ne pouvant pas sortir de cette surface délimitée et voyageant au sein de celle-ci, rencontrent très certainement de nombreuses fois le piège et finissent donc par y tomber (Kotze & O'Hara, 2003). De cette manière, ces aspects nous amènent à une augmentation probable de la proportion de petites espèces dans les pièges à émergence des modalités T1 et T2 par rapport à ceux des parcelles en AE. Néanmoins, nous pouvons potentiellement expliquer cette absence de différences statistiques pour cette

hypothèse par la quantité assez faible de données récoltées par pièges à émergence. De plus, les variances étant importantes, les statistiques peuvent renvoyer des faux négatifs en stipulant l'absence d'effets or que ceux-ci sont réellement présents.

9.3. Influence des pratiques agricoles sur certaines espèces de carabes selon le score d'eurytopie

La comparaison entre espèces eurytopes et sténotopes est très intéressante. Effectivement, elle permet de mettre différents aspects en valeur. Premièrement, plusieurs graphiques démontrent une différence au niveau du nombre d'individus capturés selon la modalité. Néanmoins, pour quelques sites, les méthodes de travail du sol sont similaires pour les deux ou trois modalités testées (*cfr.* graphiques de la section 8.4.). Cela signifie donc que les différences d'effectifs entre parcelles ne sont pas forcément toujours reliées aux techniques de travail du sol. D'autres facteurs sont probablement à l'origine de cette différence comme les paramètres liés au premier type de variabilité cités en début de discussion. De plus, pour une majorité de nos résultats, nous ne pouvons pas tirer de conclusions générales quant aux techniques les plus favorables pour chaque espèce puisque cela semble varier. Pour l'espèce *Pterostichus cupreus* (Figure 35 A et B), une différence est révélée entre modalités pour 11 sites parmi les 12 analysés. Néanmoins, cette différence ne semble pas être expliquée par les techniques culturales puisqu'aucune conclusion ne peut être tirée quant aux préférences de l'espèce pour les faibles ou fortes perturbations de son habitat. Cela peut donc expliquer sa classification en tant qu'espèce eurytope puisqu'elle semble se trouver autant dans des habitats perturbés que plus ou moins stables. Une constatation équivalente est valable pour *Harpalus rufipes* pour qui le semis direct, le strip-till, les TCS profond et superficiel et le labour semblent être bénéfiques. De par ce large gradient de techniques agricoles tolérées par cette espèce, nous pouvons donc établir une corrélation entre l'eurytopie de cette espèce de carabes et sa faculté de coloniser les milieux faiblement à fortement perturbés par le travail du sol (Figure 36 A et B). Quant à *Agonum dorsale*, celle-ci semble apprécier un travail du sol plus intensif dû à sa présence en masse dans les parcelles faisant l'objet de TCS profond ou labourées (Figure 37 A et B). *Pterostichus madidus* étant ni eurytope ni sténotope est plus abondante dans les milieux faiblement à moyennement perturbés avec un tillage en strip-till ou TCS superficiel, notamment. Cela semble donc cohérent par rapport à son score d'eurytopie de 4. Les données d'abondance de cette espèce en 2020 sont très probablement erronées suite à des erreurs d'identifications et des confusions avec l'espèce *Pterostichus melanarius*. D'autres espèces telles que *Nebria salina* et *Bembidion obusum* ayant toutes deux un score d'eurytopie de 5 ont

également été étudiées mais n'ont pas fait le biais d'analyses approfondies puisqu'aucune technique culturale ne semble être favorisée. Les différentes intensités de perturbation du sol semblent être tolérées par ces espèces (Annexes 21 et 22). Finalement, les espèces sténotopes, ici représentées par *Harpalus distinguendus* aboutissent à des résultats pour lesquels nous suspectons des préférences pour le semis direct et les TCS superficielles.

Une constatation importante liée à cette hypothèse est le faible nombre d'espèces sténotopes parmi celles récoltées. Les carabes des milieux agricoles se sont adaptés à ce genre d'environnement dynamique et fréquemment perturbé. C'est pourquoi une majorité des espèces en présence sont généralistes dans ces biotopes dirigés par l'activité humaine (Booij, 1994 ; Robinson & Sutherland, 2002 ; Turin, 2000). D'ailleurs, une vingtaine d'espèces sont très redondantes dans les milieux cultivés d'Europe septentrionale : *Agonum muelleri*, *A. dorsale*, *Bembidion lampros*, *B. quadrimaculatum*, *B. tetracolum*, *Clivina fossor*, *Pterostichus melanarius*, *P. cupreus*, *Harpalus rufipes*, etc. (Turin, 2000). Toutes celles-ci ont une valence écologique élevée et sont fréquemment recensées dans notre jeu de données. En cas de présence d'espèces sténotopes, celles-ci sont généralement très peu abondantes. Effectivement, l'espèce *H. distinguendus* a été identifiée 51 fois sur les deux années en comparaison à *P. melanarius*, par exemple, qui a été recensée à 6327 reprises.

Les mesures de poids sec ont été principalement effectuées sur des espèces eurytopes mis à part *Nebria salina* qui est sténotope. Ces résultats permettent donc de compléter ceux précédemment obtenus. Effectivement, les analyses précédentes nous ont permis de démontrer un impact des pratiques agricoles sur l'abondance de différentes espèces selon leur tolérance aux perturbations de l'environnement. Dans le cas des mesures de poids sec, les résultats appuient cette conclusion. En effet, aucune comparaison du poids sec ne s'est révélée significative (Annexes 23 à 28) selon la modalité corrélée au travail du sol excepté pour *Nebria salina* (Figure 39). Celle-ci a une masse moins importante en cas de pratiques agricoles plus intensives. Une autre espèce du même genre, *N. brevicollis*, qualifiée de tolérante n'a pas vu de modifications de son poids sec selon le travail du sol (Figure 40). Ainsi, nous pouvons confirmer la littérature à ce sujet en assurant que *N. salina* est plus sensible aux pratiques agricoles que son espèce sœur, *N. brevicollis*, beaucoup plus abondante et tolérante (Turin, 2000).

De par ces résultats plus approfondis, à l'échelle des espèces, nous pouvons déduire qu'un troisième niveau de variabilité peut être mis en avant. Il s'agit de la variabilité interspécifique. Cela prouve l'importance de la prise en compte des valences écologiques de chaque espèce.

Grâce à ces analyses par populations, nous pouvons déduire des effets des techniques agricoles qui n'étaient pas mesurables à l'échelle des communautés de carabes.

Globalement, l'absence de différences significatives pour les analyses générales dans cette étude pourrait probablement s'expliquer par divers facteurs. Premièrement, le dispositif expérimental au sein duquel la variabilité et les facteurs confondants occupent une part importante dans nos observations. Ensuite, certains sites peuvent avoir subi leur transition agronomique assez récemment. Cela pourrait impacter les populations de Carabidae en présence puisqu'un délai est nécessaire entre la disparition d'une espèce et sa recolonisation du milieu. Troisièmement, des erreurs sont possibles dans le jeu de données dû à l'identification par deux observateurs distincts débutants en l'identification de carabes. De plus, au niveau du piégeage, les mesures peuvent être biaisées car il suffit d'un interstice ou d'un bord du récipient plus élevé que le niveau du sol pour réduire les effectifs d'organismes piégés. En cinquième lieu, l'analyse de pratiques plus divergentes telles que l'agriculture conventionnelle et l'agriculture bio (AB) ou de conservation (AC) aurait plausiblement révélé des différences d'autant plus marquées que celles entre l'AB et l'AC. Effectivement, chez certains agriculteurs bio qui tentent de moins travailler leur sol, les pratiques deviennent alors similaires à celles d'agriculteurs en conservation, par exemple. Enfin, le nombre de répliques pourrait être augmenté afin d'acquérir une quantité plus importante de données et de la sorte améliorer la significativité de nos résultats.

Néanmoins, ce type d'étude et de design expérimental permet un suivi personnalisé des agriculteurs afin de poursuivre leur transition dans une direction d'autant plus favorable. De plus, cela permet d'être d'autant plus réalistes en effectuant des mesures *in situ* en tenant compte des réalités de terrain et non dans des parcelles expérimentales contrôlées.

10. Conclusion

Pour conclure, l'évolution de l'agriculture et de la société durant ces derniers siècles a poussé à une remise en questions des techniques agricoles pratiquées dans nos contrées. Ces dernières démontrent de nombreux effets négatifs sur la biodiversité. Parmi les espèces directement touchées par cette intensification agricole se trouvent les Carabidae, lesquelles sont sujettes à une curiosité croissante de la part des agriculteurs qui cherchent à augmenter les effectifs de ces populations au sein de leurs terres. En effet, le potentiel de biocontrôle et le caractère bioindicateur de ces êtres vivants ont suscité de nombreuses interrogations au sein de cette classe sociale. C'est pourquoi de nos jours, les agriculteurs touchés par cette problématique de perte de biodiversité s'y intéressent. Afin de pouvoir répondre aux attentes de ce secteur primaire en transition vers des alternatives plus respectueuses de l'environnement, des suivis de populations de carabes ont été effectués durant trois printemps consécutifs en Région wallonne. Les données issues de cette expérience ont été utilisées afin d'analyser de manière générale les effets des techniques agricoles sur ces êtres vivants. Pour cela, différents paramètres ont été étudiés tels que l'abondance, la richesse spécifique et divers indices de quantification de la biodiversité comme celui de Shannon et Gini-Simpson à l'échelle d'un même site (diversité α) et celui de Jacquard pour la comparaison inter-sites (diversité β). Ces aboutissements n'ont pas mis de tendance générale en lumière concernant les pratiques agricoles mis à part un léger avantage de l'agriculture biologique par rapport à celle de conservation vis-à-vis des communautés de carabes. Toutefois, une observation pertinente réalisée dans le cadre de cette étude est la diminution des effectifs de carabes piégés entre les deux années. Cette constatation s'explique probablement par le changement de dispositif de piégeage et/ou les efforts de capture de masse sur ces populations. D'après ces premiers résultats et les analyses exploratoires, les facteurs d'influence majeure sont le type de culture et le système d'agriculture (variables fixes) et le site comme variable aléatoire. Cependant, les statistiques descriptives (AFC, ACP et ACC) nécessitent une interprétation prudente suite à la faible part d'inertie expliquée.

La première hypothèse évoquant une diminution des effectifs de carabes et d'espèces n'a donc pas pu être vérifiée par le biais de cette étude. Néanmoins, de nombreux papiers scientifiques évoquent un effet non négligeable des pratiques agricoles sur ces mesures.

Ensuite, la comparaison des dispositifs de piégeage permet d'acquérir davantage d'informations sur les avantages et limitations de ceux-ci. Les conclusions de cette partie révèlent l'intérêt de ces deux dispositifs de piégeage voire même la combinaison de ceux-ci au sein d'une même

expérience. De la sorte, les pitfalls récoltent des informations générales mais parfois surestimées sur les populations de Carabidae se mouvant dans les champs. D'autre part, les pièges à émergence fournissent des informations quant aux espèces réalisant la totalité de leur cycle de vie au sein des agroécosystèmes. Néanmoins, ces mesures sont parfois sous-estimées en raison de la distribution agrégative des carabes ou de la superficie couverte par le dispositif. En cas d'utilisation combinée de ces deux dispositifs, il est important de différencier les informations provenant de chacun des pièges et de les analyser séparément, ce qui n'a pas été réalisé dans cette étude.

Au sein de cette étude, nous avons pu confirmer la récolte d'un plus grand nombre de carabes par le biais de pitfalls. Néanmoins, la supposition d'une plus grande proportion d'espèces de petites tailles piégées lors de leur émergence n'a pas pu être confirmée de manière statistique. Dans cette perspective, les influences des modalités n'ont pas pu être mises en évidence malgré la supposition d'une pression plus importante du travail du sol plus intensif sur les organismes émergeant dans les champs (*i.e.* pièges à émergence). Malgré les divers inconvénients des pitfalls, les résultats de notre étude semblent être en faveur de ce dispositif de piégeage. Effectivement, ils permettent de récolter un nombre important de données avec très peu de main d'œuvre. De plus, l'article de Djoudi *et al.* (2019) évoque une sensibilité accrue des pitfalls aux caractéristiques du site et moindre à celles de l'environnement aux alentours. Cela permet donc de cibler plus spécifiquement l'impact des techniques agricoles sur les populations de carabes en présence et réduire la variabilité induite par les éléments du paysage. Une amélioration au dispositif expérimental pourrait cependant être la séparation des différentes parcelles d'un même champ afin d'éviter le flux de carabes entre celles-ci et donc influencer les mesures.

Afin d'approfondir les recherches, une classification des espèces par score d'eurytopie a permis de les catégoriser selon leur tolérance aux conditions écologiques et à différents types d'habitats. Premièrement, leur abondance a été comparée selon les techniques de travail du sol pour plusieurs espèces sélectionnées. Les résultats sont concluants puisqu'ils ont permis d'établir un lien entre l'impact des techniques agricoles sur les carabes et le score d'eurytopie de ceux-ci. Plus une espèce est spécialiste de son habitat, moins elle tolérera de perturbations de celui-ci et donc préférera les techniques les plus douces en termes de travail du sol. A l'opposé, les individus généralistes se retrouvent autant dans des parcelles fortement perturbées que celles qui le sont moins. Certaines espèces comme *A. dorsale* semblent même préférer le travail le plus intensif. Une conclusion similaire peut être tirée des mesures de poids sec selon l'espèce. Aucune différence n'est visible pour celles étant généralistes de l'habitat au contraire

des spécialistes pour lesquelles les travaux du sol les plus intensifs semblent être néfastes. De la sorte, deux espèces du même genre, *Nebria brevicollis* et *N. salina*, sont différemment affectées par les techniques agricoles. Cette distinction semble être corrélée à leur tolérance écologique. De plus, les espèces sténotopes sont très rares dans notre jeu de données. Cette observation semble également pertinente puisque les agroécosystèmes sont des environnements fortement perturbés et régulés par l'activité humaine. Les résultats obtenus pour chaque espèce appuient donc notre hypothèse prédisant une sensibilité accrue des espèces sténotopes aux pratiques agricoles par rapport aux eurytopes.

En résumé, il semble compliqué d'analyser les impacts des pratiques agricoles sur les communautés de carabes. Comme tout autre écosystème, les terres agricoles regroupent de nombreux facteurs en interaction que nous ne pouvons pas tous contrôler. Ces liens entre variables rendent les résultats parfois insignifiants et nous empêchent de visualiser clairement un effet malgré sa présence effective. Toutefois, en adoptant une approche par espèce, l'influence du travail du sol et dans un second temps, du site peuvent être mises en avant. Cela prouve donc que les tolérances individuelles de chaque espèce nécessitent d'être prises en compte afin d'obtenir des résultats pertinents. L'utilisation des Carabidae en tant que bioindicateurs pour la perturbation des agroécosystèmes est donc très intéressante mais nécessite des expérimentations contrôlées afin de minimiser les facteurs confondants et de la sorte, obtenir des résultats plus tranchés. Effectivement, les carabes ne sont pas seulement sensibles aux activités anthropiques (ici, agricoles). Ils sont également fortement affectés par l'environnement et ses différentes composantes. Une finalité intéressante serait donc l'identification de certaines espèces comme révélatrices précoces de certains types de perturbations (*e.g.* travail du sol, utilisation de pesticides et d'engrais chimiques).

Différentes perspectives peuvent être abordées pour cette étude. L'une d'entre elles serait de faire des piégeages en automne afin d'acquérir une idée globale des populations de carabes peu importe la physiologie de reproduction de ceux-ci. Ensuite, il serait également intéressant de réaliser des analyses spécifiques selon le régime alimentaire, la phénologie, la taille, *etc.* afin de déceler des impacts à d'autres niveaux plus précis des communautés. Enfin, une étude approfondie sur les différences de communautés de carabes en agriculture biologique et de conservation devrait être réalisée afin d'élucider et analyser ces différences d'effets sur les métriques calculées.

Bibliographie

- Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M. V., & Arrúe, J. L. (2007). Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, 96(1–2), 331–341.
- Andersen, J. (1995). A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. *Entomologica Fennica*, 6(2–3), 65–77.
- Baguette, M., & Hance, T. H. (1997). Carabid beetles and agricultural practices: influence of soil ploughing. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15(1-4), 185-190.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269.
- Bernard, B., & Lux, A. (2017). How to feed the world sustainably: an overview of the discourse on agroecology and sustainable intensification. *Regional Environmental Change*, 17(5), 1279–1290.
- Booij, K. (1994). Diversity patterns in carabid assemblages farming systems. *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*, 425–431.
- Butler, S. J., Vickery, J. A., & Norris, K. (2007). Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, 315(5810), 381-384.
- Butovsky, R. O. (2011). Heavy metals in carabids (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys*, 100(SPEC. ISSUE), 215–222.
- Calame, M. (2016). *Comprendre l'agroécologie. Origines, principes et politiques*. Charles Léopold Mayer/ECLM, 1 – 156.
- Davis, A. S., Taylor, E. C., Haramoto, E. R., & Renner, K. A. (2013). Annual Postdispersal Weed Seed Predation in Contrasting Field Environments. *Weed Science*, 61(2), 296–302.
- de Heij, S. E., & Willenborg, C. J. (2020). Connected carabids: Network interactions and their impact on biocontrol by carabid beetles. *BioScience*, 70(6), 490–500.
- Desender, K., Dufrêne, M., Loreau, M., Luff, M. L., & Maelfait, J. P. (Eds.). (2013). *Carabid beetles: ecology and evolution* (Vol. 51). Springer Science & Business Media.

Desender, K., & Maelfait, J. -P. (1986). Pitfall trapping within enclosures: a method for estimating the relationship between the abundances of coexisting carabid species (Coleoptera: Carabidae). *Ecography*, 9(4), 245–250.

Djoudi, E. A., Plantegenest, M., Aviron, S., & Pétillon, J. (2019). Local vs. landscape characteristics differentially shape emerging and circulating assemblages of carabid beetles in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 270–271(October 2018), 149–158.

Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., & Tichit, M. (2013). Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7(6), 1028–1043.

Duru, M., Fares, M., & Therond, O. (2014). Un cadre conceptuel pour penser maintenant (et organiser demain) la transition agroécologique de l’agriculture dans les territoires. *Cahiers Agricultures*, 23(2), 84–95.

FAO. (2020). La FAO a 75 ans – Cultiver, nourrir, préserver. Ensemble. Rome.

Gaines, H. R., & Gratton, C. (2010). Seed predation increases with ground beetle diversity in a Wisconsin (USA) potato agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137(3–4), 329–336.

Foster, G.N., McCracken, D.I., Blake, S., & Ribera, I. (1997). Species biodiversity and conservation value in agriculture: ground beetles as a case study. In: Fleming, L.V., Newton, A.C., Vickery, J.A., Usher, M.B. (Eds.), *Biodiversity in Scotland: Status, Trends and Initiatives*. The Stationery Office, Edinburgh, pp. 219–227.

Ghannem, S., Touaylia, S., & Boumaiza, M. (2018). Beetles (Insecta: Coleoptera) as bioindicators of the assessment of environmental pollution. *Human and Ecological Risk Assessment*, 24(2), 456–464.

Hance T. (2021). Diapositives du cours de lutte biologique – LBOE2166. Université catholique de Louvain (UCL).

Heikens, A., Peijnenburg, W. J. G. M., & Hendriks, A. J. (2001). Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*, 113(3), 385–393.

Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., & Blanchart, E. (2015). Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 169–181.

Hobbs, P. R., Sayre, K., & Gupta, R. (2008). The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 543–555.

Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122(1), 113–130.

Holland, J. M. (2002). Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems. *The Agroecology of Carabid Beetles, January 2002*, 1–40.

Holland, J. M., & Luff, M. L. (2000). The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated pest management reviews*, 5(2), 109–129.

Holland, J. M., Thomas, C. F. G., Birkett, T., & Southway, S. (2007). Spatio-temporal distribution and emergence of beetles in arable fields in relation to soil moisture. *Bulletin of Entomological Research*, 97(1), 89–100.

Hulvey, K. B., & Aigner, P. A. (2014). Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 997–1005.

Kotze, D. J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M. J., Lövei, G. L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., & Zetto, T. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100(SPEC. ISSUE), 55–148.

Knapp, M., Knappová, J., Jakubec, P., Vonička, P., & Moravec, P. (2020). Incomplete species lists produced by pitfall trapping: How many carabid species and which functional traits are missing? *Biological Conservation*, 245(November 2019).

Kotze, D. J., & O'Hara, R. B. (2003). Species decline - But why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia*, 135(1), 138–148.

Kulagowski, R., Riggi, L., & Chailleux, A. (2016). Short-Term Effects of Conversion to Direct Seeding Mulch-Based Cropping Systems on Macro-Fauna and Weed Dynamics. *Journal of Crop Improvement*, 30(1), 65–83.

Lang, A. (2000). The pitfalls of pitfalls: A comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in arable land. *Anzeiger Fur Schadlingskunde*, 73(4), 99–106.

Langraf, V., Petrovičová, K., David, S., Svoradová, A., & Schlarmannová, J. (2020). Prediction of ecological importance of carabidae biotopes using community index of the ground beetles (Iks) in the southern part of central Slovakia. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18(1), 1197–1210.

Li, J., Hong, M., Yin, X., & Liu, J. (2010). Effects of the accumulation of the rare earth elements on soil macrofauna community. *Journal of Rare Earths*, 28(6), 957–964.

Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology*, 14(4), 941-950.

Lotter, D. W. (2003). Organic agriculture. *Journal of sustainable agriculture*, 21(4), 59-128.

Lövei, G. L., & Sunderland, K. D. (1996). Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual review of entomology*, 41, 231–256.

Luff M.L., & Sanderson R.A. (1992). Analysis of Data on Cereal Invertebrates. *MAFF Report*, London, 39 pp.

Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296(5573), 1694–1697.

Matalin, A. V. (2007). Typology of life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in Western Palaearctic. *Entomological Review*, 87(8), 947–972.

Menalled, F. D., Smith, R. G., Dauer, J. T., & Fox, T. B. (2007). Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1–4), 49–54.

Mommertz, S., Schauer, C., Kösters, N., Lang, A., Filser, J., Filser Mommertz, J., Lang, N., & Filser, A. &. (1995). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board A comparison of D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agroecosystems. *Source Annales Zoologici Fennici Zool. Fennici*, 33(33), 117–124.

Muilwijk, J., Felix, R., Dekoninck, W., & Bleich, O. (2015). *De loopkevers van Nederland en België (Carabidae) Entomologische Tabellen 9*. Leiden : Nederlandse Entomologische Vereniging, Naturalis Biodiversity Center, EIS Kenniscentrum Insecten, 1–215.

Naccarato, A., Tassone, A., Cavaliere, F., Elliani, R., Pirrone, N., Sprovieri, F., Tagarelli, A., & Giglio, A. (2020). Agrochemical treatments as a source of heavy metals and rare earth elements in agricultural soils and bioaccumulation in ground beetles. *Science of the Total Environment*, 749, 141438.

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.). Les Dossiers Forestiers. *Les Dossiers Forêtiers N°19*, 19(September 2015), 144.

Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22(2), 175–186.

Öberg, S., & Ekbom, B. (2006). Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. *Annals of Applied Biology*, 149(2), 203–211.

Navntoft, S., Esbjerg, P., & Riedel, W. (2006). Effects of reduced pesticide dosages on carabids (Coleoptera: Carabidae) in winter wheat. *Agricultural and Forest Entomology*, 8(1), 57–62.

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. *Ecological Indicators*, 6(4), 780–793.

Petremand, G. (2015). *Pratiques agricoles et biodiversité : impact de l'enherbement viticole sur l'entomofaune auxiliaire (Diptera : Syrphidae , Coleoptera : Carabidae)*. 186, 112.

Pfinner, L. & Niggli, U. (1996) Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigaeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture*, 12, 353–364.

Pianezzola, E., Roth, S., & Hatteland, B. A. (2013). Predation by carabid beetles on the invasive slug *Arion vulgaris* in an agricultural semi-field experiment. *Bulletin of Entomological Research*, 103(2), 225–232.

Plumecocq, G., Debril, T., Duru, M., Magrini, M.-B., Sarthou, J.-P., & Therond, O. (2018). Caractérisation socio-économique des formes d'agriculture durable. *OpenEdition Journals*, 363, 99–120.

Purvis, G., & Fadl, A. (1996). Emergence of Carabidae (Coleoptera) from pupation: A technique for studying the “productivity” of carabid habitats. *Annales Zoologici Fennici*, 33(1), 215–223.

Rainio, J., & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12(3), 487–506.

Raven, P. H., & Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(2), 1–6.

Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 157–176.

Sandhu, H. S., Wratten, S. D., & Cullen, R. (2010). Organic agriculture and ecosystem services. *Environmental Science and Policy*, 13(1), 1–7.

Saska, P., Honěk, A., & Martinková, Z. (2019). Preferences of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) for herbaceous seeds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 65, 57–76.

Seufert, V., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229–232.

Shearin, A. F., Reberg-Horton, S. C., & Gallandt, E. R. (2007). Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) weed seed predators. *Environmental Entomology*, 36(5), 1140–1146.

Singh, N., Gupta, V. K., Kumar, A., & Sharma, B. (2017). Synergistic Effects of Heavy Metals and Pesticides in Living Systems. *Frontiers in Chemistry*, 5(October), 1–9.

Skvarla, M. J., & Dowling, A. P. G. (2017). A comparison of trapping techniques (Coleoptera: Carabidae, Buprestidae, Cerambycidae, and Curculionoidea excluding Scolytinae). *Journal of Insect Science*, 17(1), 1–28.

Spence, J. R., & Niemelä, J. K. (1994). Sampling carabid assemblages with pitfall traps: The madness and the method. *The Canadian Entomologist*, 126(3), 881–894.

Stassart, P. M., Baret, P., Grégoire, J. C., Hance, T., Mormont, M., Reheul, D., ... & Visser, M. (2012). L’agroécologie: trajectoire et potentiel. Pour une transition vers des systèmes alimentaires durables. *Agroécologie entre pratiques et sciences sociales*, 25-51.

Stenberg, J. A., Sundh, I., Becher, P. G., Björkman, C., Dubey, M., Egan, P. A., Friberg, H., Gil, J. F., Jensen, D. F., Jonsson, M., Karlsson, M., Khalil, S., Ninkovic, V., Rehmann, G., Vetukuri, R. R., & Viketoft, M. (2021). When is it biological control? A framework of definitions, mechanisms, and classifications. *Journal of Pest Science*, 0123456789.

Stern, V. M. R. F., Smith, R., van den Bosch, R., & Hagen, K. (1959). The integration of chemical and biological control of the spotted alfalfa aphid: the integrated control concept. *Hilgardia*, 29(2), 81-101.

Teulé, J., Grandeau, G., Floch, D. Le, Guillet, A., & Gardarin, A. (2019). Une caméra pour mettre en évidence la prédation des insectes à la surface du sol. *Le Cahier des Techniques de l'Inra* 2019(97).

Thomas, C. F. G., Brown, N. J., & Kendall, D. A. (2006). Carabid movement and vegetation density: Implications for interpreting pitfall trap data from split-field trials. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113(1–4), 51–61.

Thomas, C. F. G., Holland, J. M., & Brown, N. J. (2002). The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. *The Agroecology of Carabid Beetles*, February, 305–344.

Tuf, I. H., Dedek, P., & Veselý, M. (2012). Does the diurnal activity pattern of carabid beetles depend on season, ground temperature and habitat? *Archives of Biological Sciences*, 64(2), 721–732.

Turin, H. (2000). *De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera : Carabidae)*. *Nederlandse Fauna 3*. Leiden : Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, 1 - 200.

Virić Gašparić, H., Drmić, Z., Čačija, M., Graša, Z., Petrak, I., Bažok, R., & Lemic, D. (2017). Impact of environmental conditions and agro-technical factors on ground beetle populations in arable crops. *Applied Ecology and Environmental Research*, 15(3), 697–711.

Wamsera, S., Dauber, J., Birkhofer, K., & Wolters, V. (2011). Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), 235–240.

Weibull, A. C., & Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4(4), 349–361.

Annexes

Annexe 1 : Explication des impacts des engrais et des pesticides sur les populations de carabes.

L'impact des engrais et des éléments terrestres rares sur les carabes

Les engrais, et plus spécifiquement les fertilisants phosphatés contiennent des éléments terrestres rares (ETR)⁹ (Li *et al.*, 2010 ; Naccarato *et al.*, 2020). Tous ces éléments se retrouvent ensuite dans les organismes vivants par le biais de la bioaccumulation et se transmettent dans la chaîne alimentaire en se bioamplifiant (Naccarato *et al.*, 2020). Dès lors, comme pour les pesticides, les impacts sur les êtres vivants se marquent non seulement au niveau de l'individu et de sa physiologie mais également au niveau des communautés. De ce fait, la richesse spécifique et l'abondance de chacune des espèces peuvent être fortement altérées (Rainio & Niemelä, 2003).

Les carabes, au même titre que les Dermaptères apportent des informations importantes sur la teneur en ETR dans le sol qui proviennent entre autre des engrais. Cependant, des études supplémentaires nécessitent d'être réalisées afin d'analyser l'évolution des effectifs de populations de carabes selon la concentration en ETR (Li *et al.*, 2010). Suite aux résultats et analyses de Li *et al.* (2010), la conclusion ayant pu en être tirée est qu'il existe une corrélation négative entre la concentration en ETR dans le sol et l'abondance de carabes (Li *et al.*, 2010). Ces insectes sont contaminés par voie de contact direct ou par l'alimentation (Naccarato *et al.*, 2020). Davantage d'études doivent être réalisées afin de pouvoir mieux comprendre les mécanismes physiologiques sous-jacents à cette bioaccumulation. De plus, pour les prédateurs généralistes tels qu'*Harpalus rufipes*, par exemple, il est important de tenir compte du régime alimentaire qu'il possède puisque selon les saisons et l'abondance de ses proies, il est amené à modifier son alimentation et par ce biais également ses teneurs en ETR (Naccarato *et al.*, 2020).

L'impact des pesticides et des métaux lourds sur les carabes

Un effet direct des pesticides est la modification des communautés de carabes et donc des interactions entre les différents individus. Effectivement, certains genres tels que *Pterostichus* sp. et *Loricera* sp. peuvent voir leur activité augmenter suite à une réduction de l'utilisation de pesticides (Navntoft *et al.*, 2006). Au contraire, les espèces associées à des milieux avec un couvert végétal plus faible sont positivement impactées par l'utilisation d'herbicides. Cela est

⁹ Les éléments terrestres rares regroupent 17 éléments chimiques qui sont présents dans la croûte terrestre tels que le scandium et l'yttrium, par exemple. Ces éléments sont distincts des éléments trace métalliques.

le cas de *Bembidion* sp., par exemple. Les insecticides éliminent bon nombre de proies pour les carabes ce qui empêche certains spécialistes de se développer et se reproduire au sein de ces écosystèmes (Wamsera *et al.*, 2011). Ces modifications de populations au sein des communautés induisent des changements au niveau des interactions entre les différentes espèces. Ainsi, une augmentation de l'activité des carabes de grande taille peut mener à un taux de prédation plus élevé envers les plus petits et ainsi accentuer ces phénomènes de transformation des communautés (Navntoft *et al.*, 2006).

Aux niveaux physiologique et morphologique, suite aux différents dommages causés par les pesticides, une agriculture réduisant ces produits chimiques permet aux carabes d'atteindre des tailles plus grandes et des poids secs plus élevés (Ghannem *et al.*, 2018 ; Navntoft *et al.*, 2006). En plus d'avoir un impact direct sur la faune et la flore en décimant celles-ci, les pesticides relâchent de nombreux éléments chimiques dans les sols tels que les métaux lourds (ML) (Naccarato *et al.*, 2020). Ceux-ci (*e.g.* Pb, Hg, Cd, Cu et Zn) sont à l'origine de pathologies chez de nombreux êtres vivants suite à l'induction d'un stress oxydatif (Singh *et al.*, 2017). Une sensibilité accrue à d'autres agents de stress et des problèmes liés au système reproducteur de diverses espèces sont remarqués chez les carabes exposés aux métaux lourds (Ghannem *et al.*, 2018).

Ces arthropodes sont capables de bioaccumuler les ML des pesticides en faible quantité grâce à des systèmes de détoxification efficaces (Figure 1 des annexes) (Heikens *et al.*, 2001). La capacité de bioaccumulation dépend de la nature du métal mais également du genre et de l'espèce de carabes. Il est important à mentionner que cette faculté de bioconcentration n'est pas dépendante de la taille ni de la masse du Carabidé. Pour certaines espèces, le sexe pourrait influencer la quantité de ML présente dans l'organisme mais cela n'est pas valable pour toutes et dépend également du métal en question. Le régime alimentaire fait également varier ces concentrations mais pour certains ML seulement tels que le zinc, cuivre et manganèse qui étaient plus présents chez les carnivores que les omnivores. Le facteur saison est également à prendre en considération puisque lors de l'hivernation et la reproduction, les réserves graisseuses sont mobilisées et les métabolites s'y trouvant sont donc excrétés. Au contraire, lors des périodes de nourrissage, les carabes accumulent les métaux lourds en les stockant dans les tissus adipeux. La bioaccumulation des ML chez les carabes est un sujet qui devrait être soumis

à de plus amples études afin de pouvoir les utiliser davantage comme bioindicateurs dans ce domaine (Butovsky, 2011).

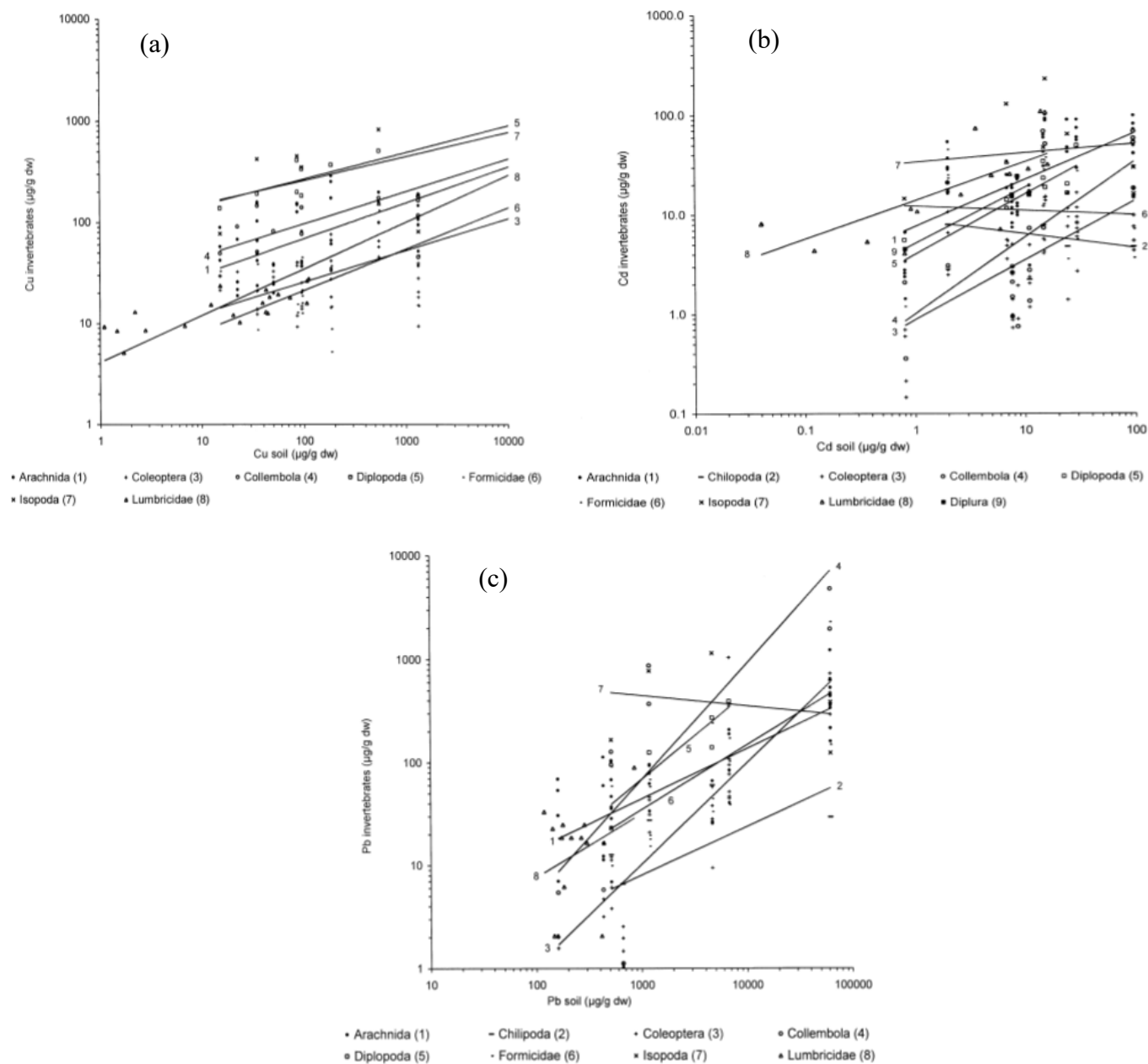
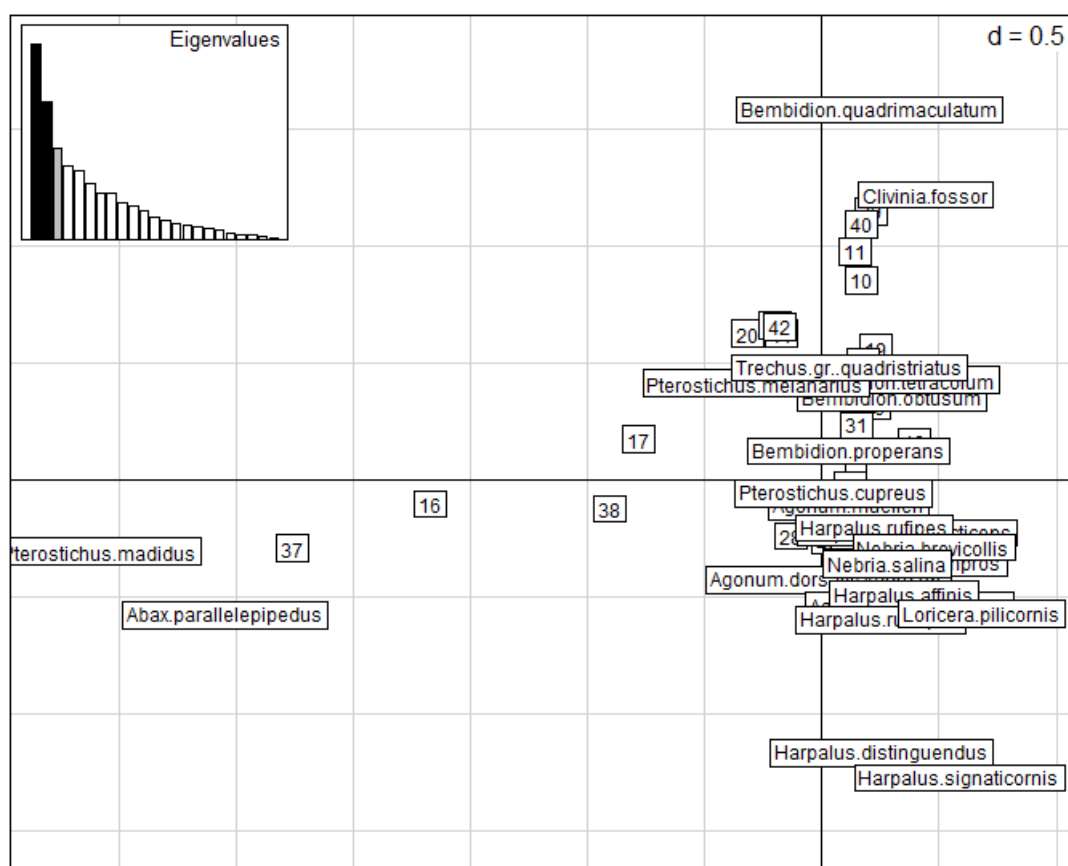


Figure 1 : Représentations graphiques de la concentration en métaux lourds dans les invertébrés (en microgrammes par gramme de poids sec) selon la concentration en métaux lourds dans le sol (en microgrammes par gramme de poids sec). Le graphique (a) concerne le cuivre, le (b) représente le cadmium et enfin le plomb est repris dans le graphique (c). Chaque ordre d'insectes est distingué par un nombre et des formes de points différentes (Heikens et al., 2001).

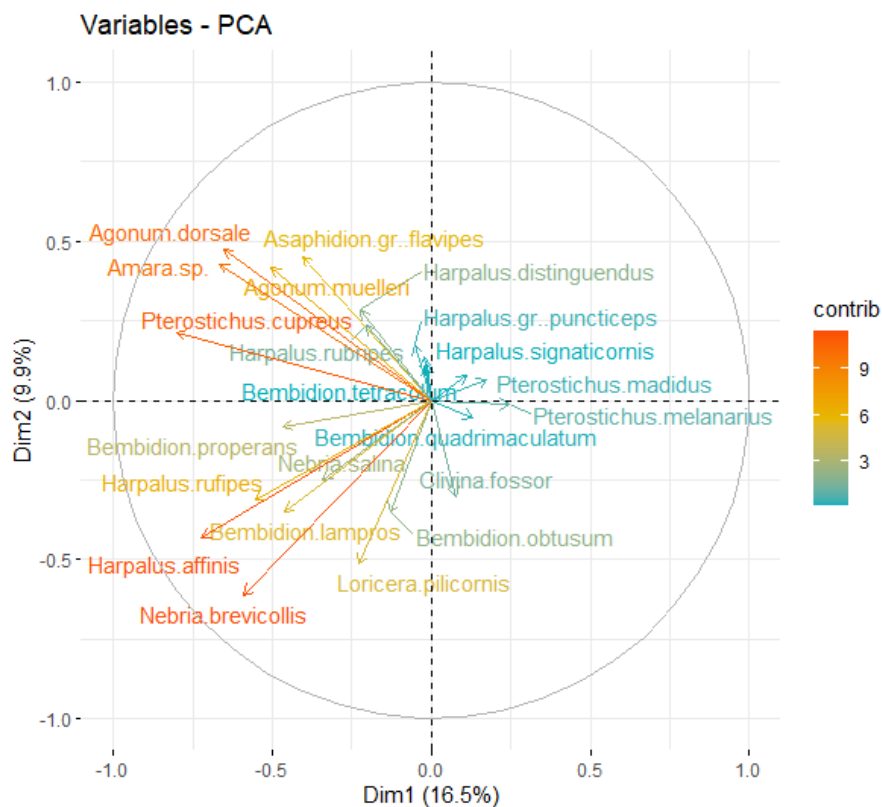
Annexe 2 : Récapitulatif non exhaustif de différentes méthodes de piégeage des carabes, de leurs avantages, inconvénients, coûts et fournisseurs potentiels.

Méthode	Fonctionnement	Avantages	Inconvénients	Coûts	Fournisseurs
Croix en bois au-dessus du pitfall	Positionnement d'une croix en bois au-dessus du pitfall	Augmentation de la probabilité qu'un organisme tombe dans le piège.	Pas d'inconvénients supplémentaires par rapport à la méthode basique du pitfall (faire attention à la mise en place (suffisamment enfoncé), biais pour les petites espèces, <i>etc.</i>).	Pas beaucoup de coûts supplémentaires par rapport au pitfall, juste le coût du temps et du matériel pour réaliser la croix en bois.	/
Piège malaise	Tente qu'on place à un endroit donné au toit de laquelle on retrouve un réservoir qui permet d'attraper de nombreux insectes (Nageleisen & Bouget, 2009).	Capture passive (Petremand, 2015). Grande capacité de capture (Nageleisen & Bouget, 2009). Facilement standardisable (Nageleisen & Bouget, 2009). Possibilité de faire usage d'autres méthodes en même temps que celle-ci (Nageleisen & Bouget, 2009).	Prix élevé (Nageleisen & Bouget, 2009). Visibilité du dispositif → facilité de voler le dispositif (Nageleisen & Bouget, 2009). N'échantillonne pas la totalité des individus (Nageleisen & Bouget, 2009). La mise en place du dispositif (montage) est compliquée (Nageleisen & Bouget, 2009).	100 – 200€ (Nageleisen & Bouget, 2009 + site internet maunakea).	Maunakea.be MegaView Science Co., Ltd., Taichung, Taiwan B&S entomological services

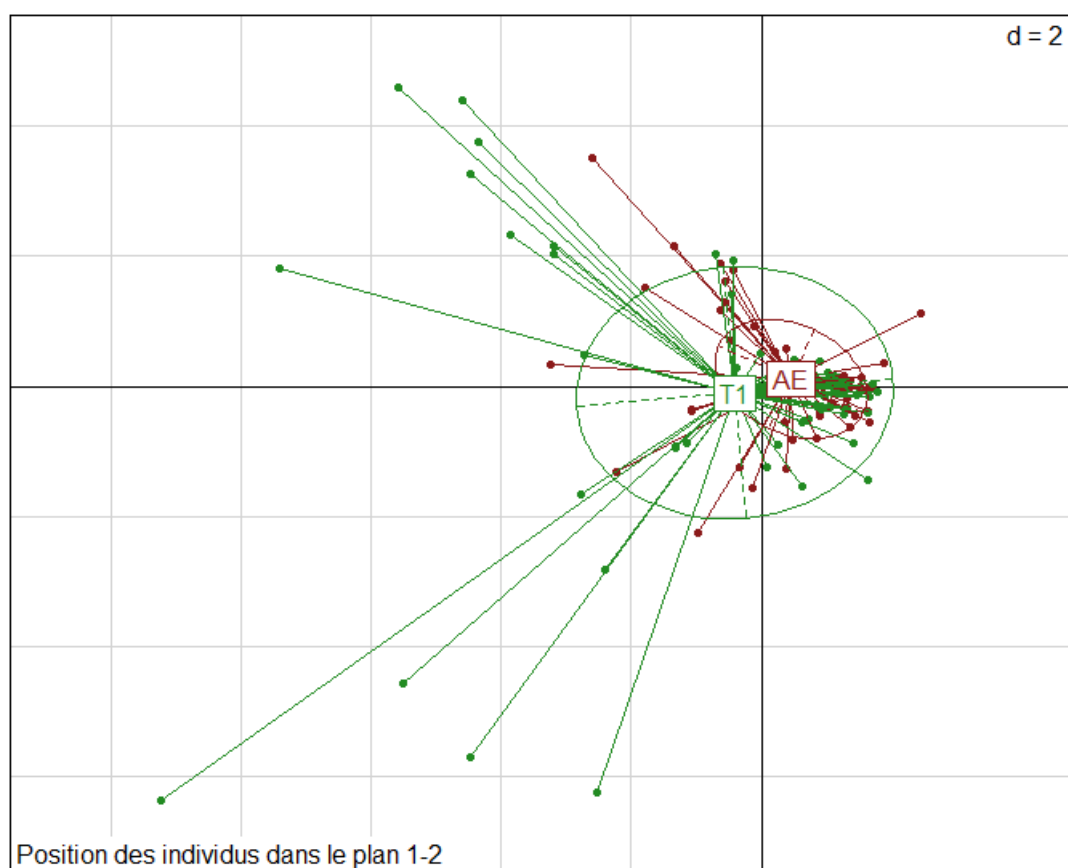
Plaquettes de prédation	Petites plaquettes sur lesquelles se trouvent des composants du régime alimentaire des carabes que l'on va disposer dans nos sites d'étude.	Permet d'analyser l'écologie des carabes.	Coûts car il faut s'équiper de caméras (Teulé <i>et al.</i> , 2019). Chronophage. Ne permet pas de tirer des informations sur les espèces de carabe ni leurs abondances. Utilisation de programmes informatiques.	Environ 165€ pour le dispositif de caméras (Teulé <i>et al.</i> , 2019).	/
Méthode des quadrats	Collection des organismes sur une surface donnée qui doit être homogène et définie au préalable. La zone d'échantillonnage doit être entourée afin d'éviter l'entrée/la sortie d'organismes de celle-ci (Nageleisen & Bouget, 2009).	Récolte de l'ensemble des individus ciblés dans cette zone (Nageleisen & Bouget, 2009). Pas de biais au niveau des individus capturés >< pitfall (Andersen, 1995).	Chronophage et beaucoup d'investissement au niveau du nombre de personnes requises (Nageleisen & Bouget, 2009). Méthode compliquée à appliquer si les organismes bougent beaucoup (Nageleisen & Bouget, 2009).	Peu cher pour la réalisation ou l'achat des quadrats mais nécessite une main d'œuvre suffisante.	/



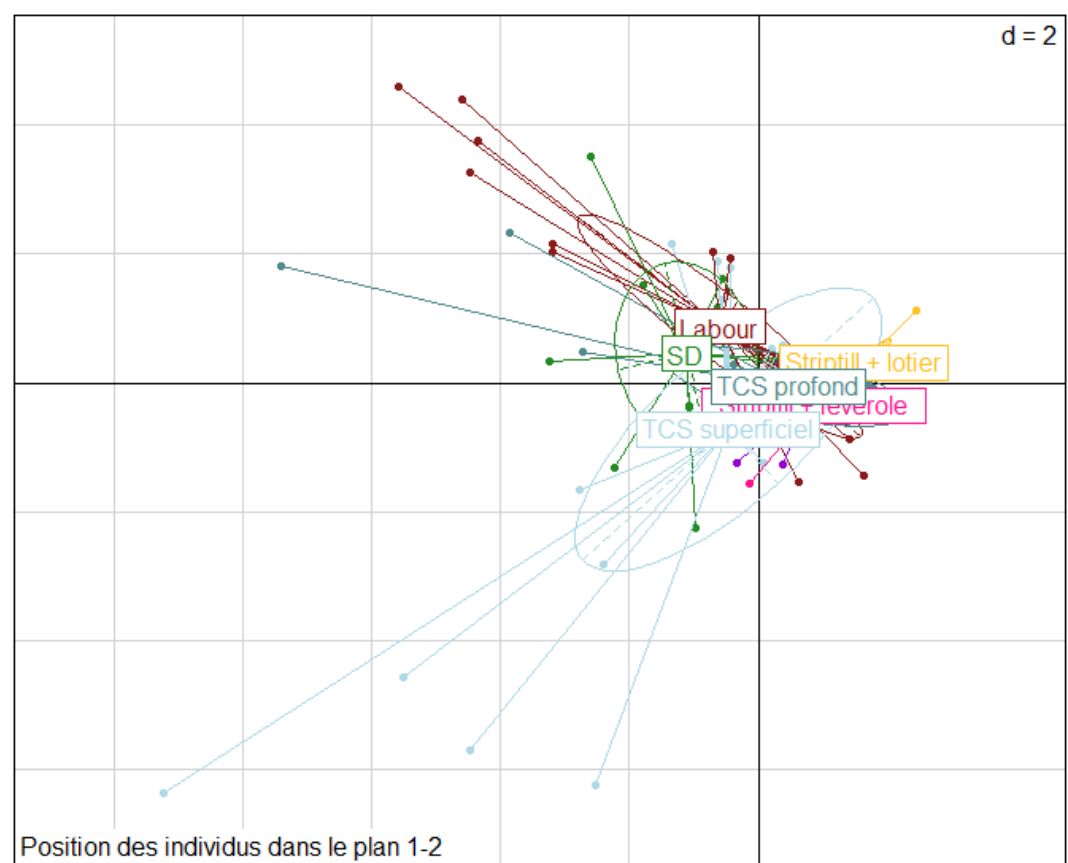
Annexe 4 : Représentation des deux premiers axes de l'ACP de 2020 selon les variables qui expliquent le plus le plan déterminé par ces deux dimensions. L'importance de la contribution de chacune de celles-ci est mise en évidence selon un gradient de couleur. Les flèches rouges-orangées sont celles expliquant le plus les dimensions choisies au contraire des vertes et bleues.



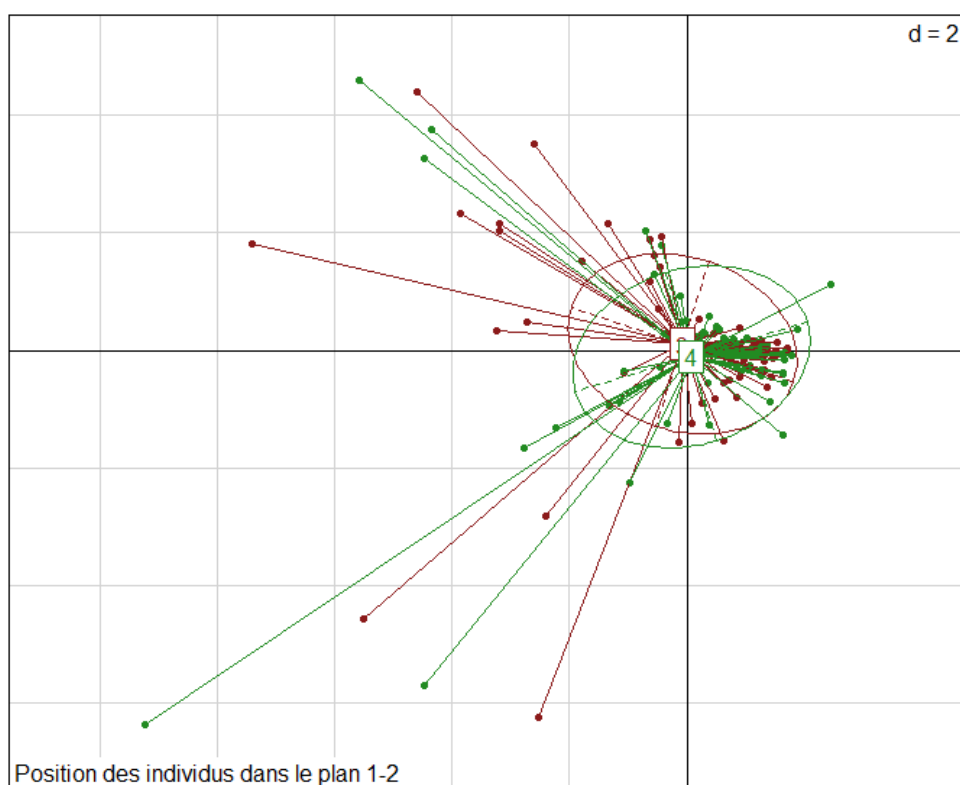
Annexe 5 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon la modalité (agriculture expérimentale ou témoin).



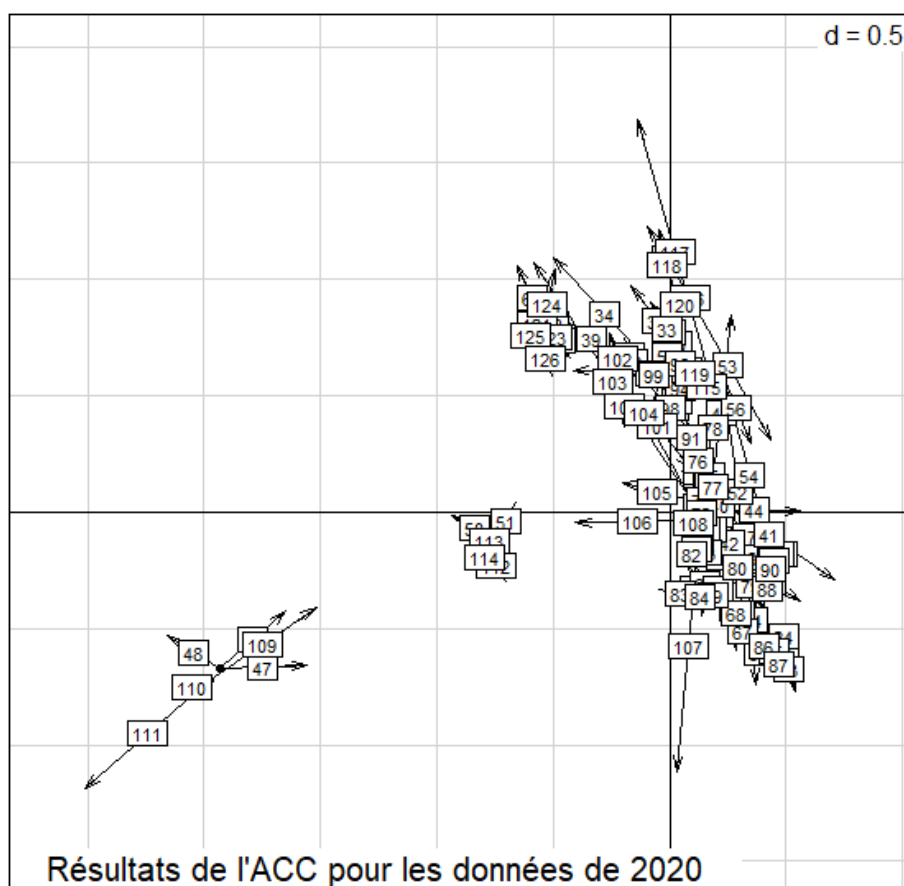
Annexe 6 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le travail du sol.



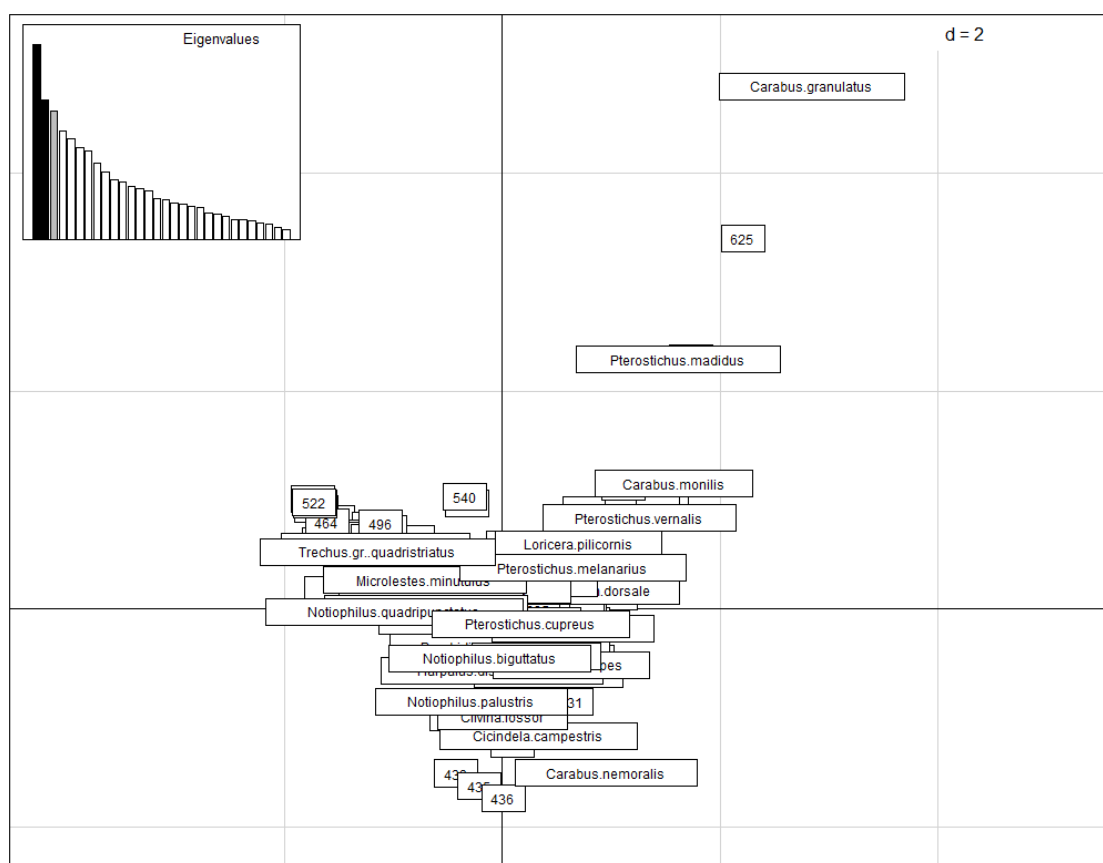
Annexe 7 : Analyse en composantes principales des données de 2020 selon le prélèvement.



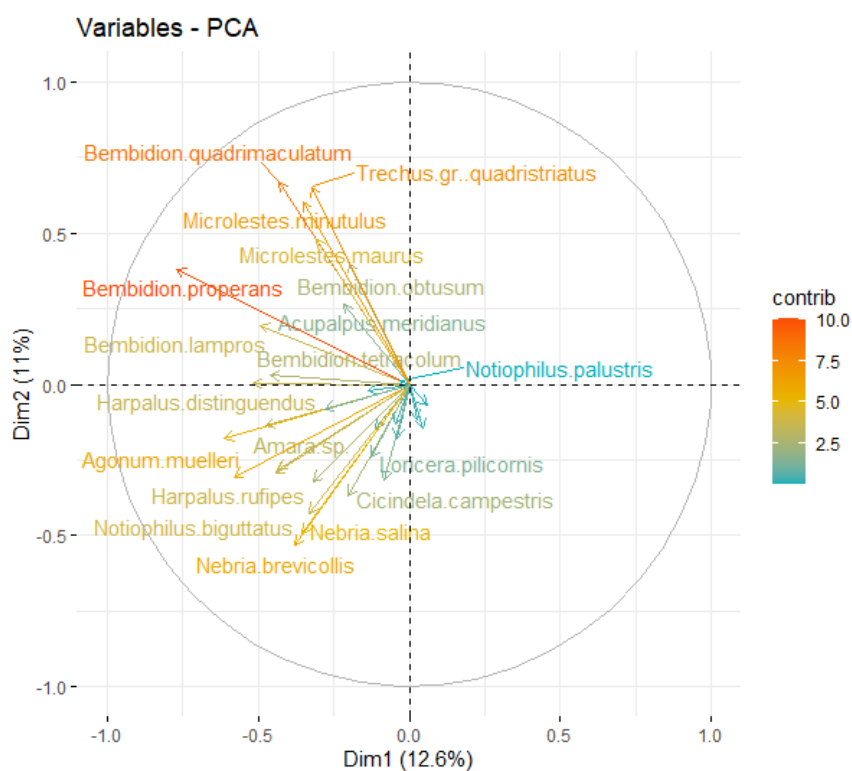
Annexe 8 : Représentation schématique des résultats attendus et obtenus pour chaque piège en 2020. Un numéro représente un piège. L'origine de la flèche est ce qui était attendu tandis que la pointe du vecteur indique l'observation réellement faite. De la sorte, la norme du vecteur révèle l'amplitude de la différence entre ce qui était attendu et réellement obtenu.



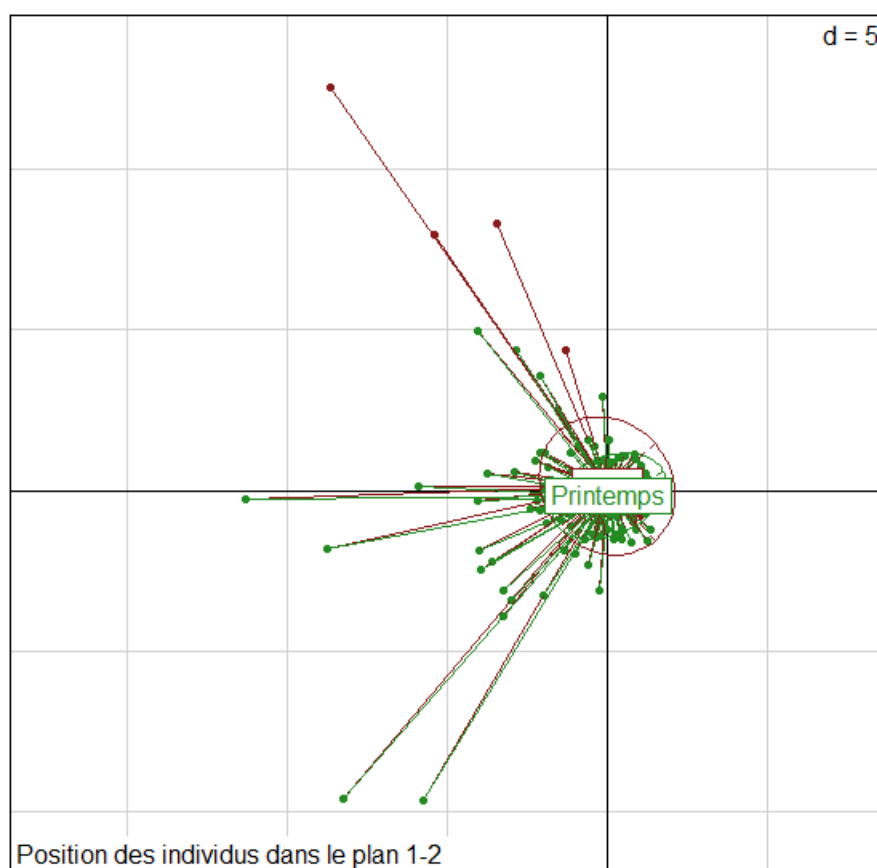
Annexe 9 : Représentation graphique de l'analyse factorielle des correspondances (AFC) pour les données de 2021.



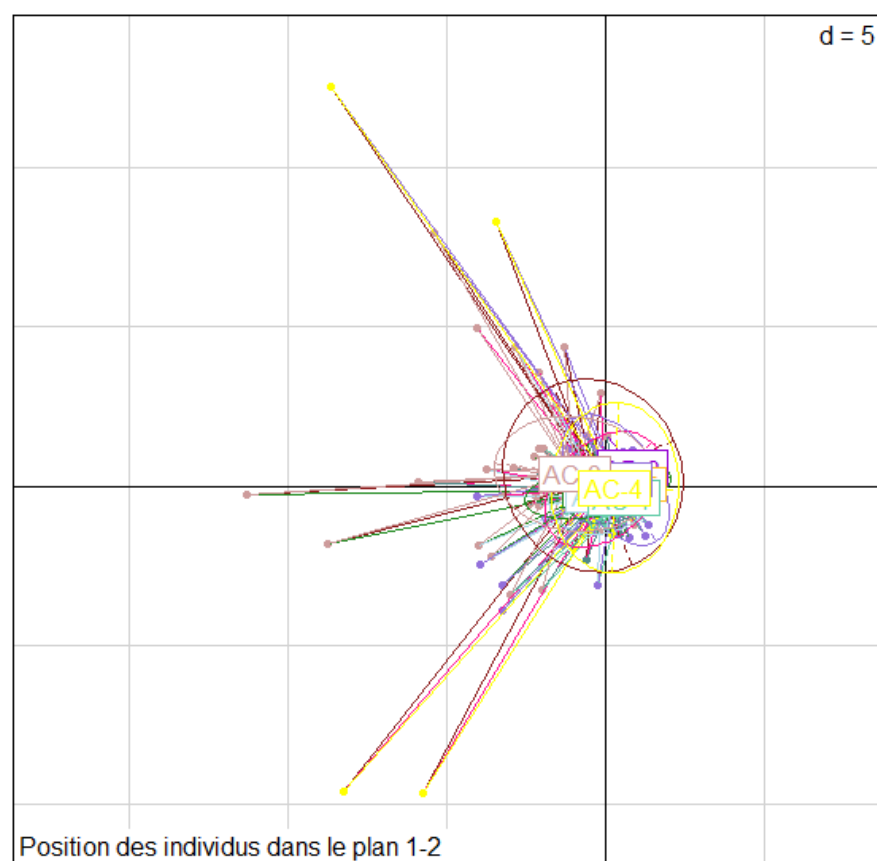
Annexe 10 : Représentation des deux premiers axes de l'ACP de 2021 selon les variables qui expliquent le plus le plan déterminé par ces deux dimensions. L'importance de la contribution de chacune de celles-ci est mise en évidence selon un gradient de couleur. Les flèches rouges-orangées sont celles expliquant le plus les dimensions choisies au contraire des vertes et bleues.



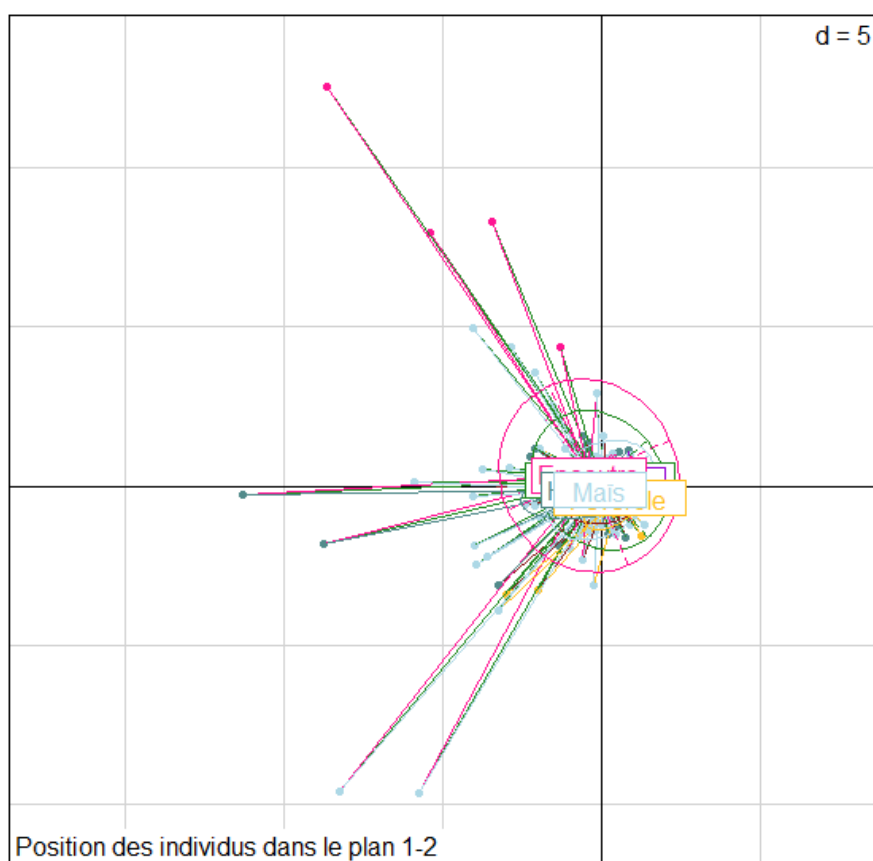
Annexe 11 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le type de culture (printemps ou hiver).



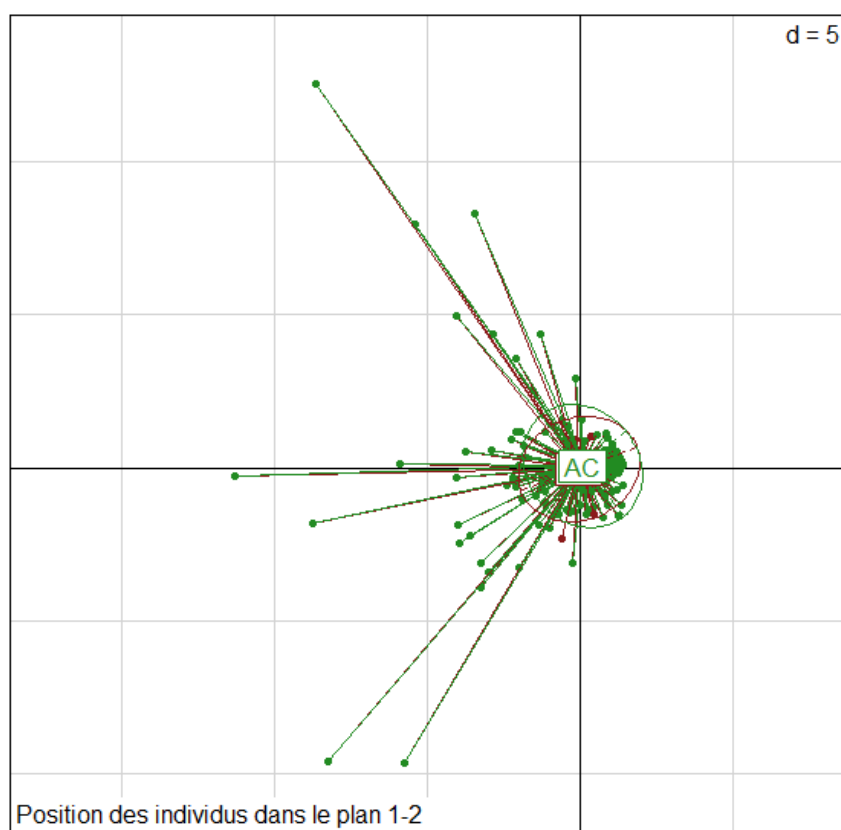
Annexe 12 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le site (AB-1 à 7 et AC-1 à 4).



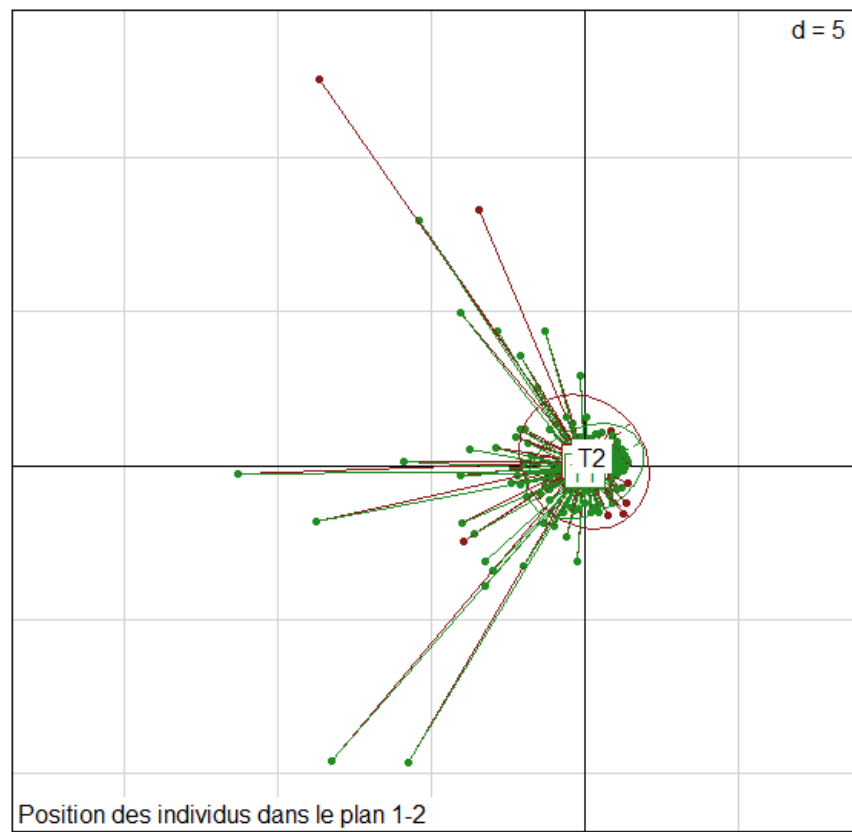
Annexe 13 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon la culture.



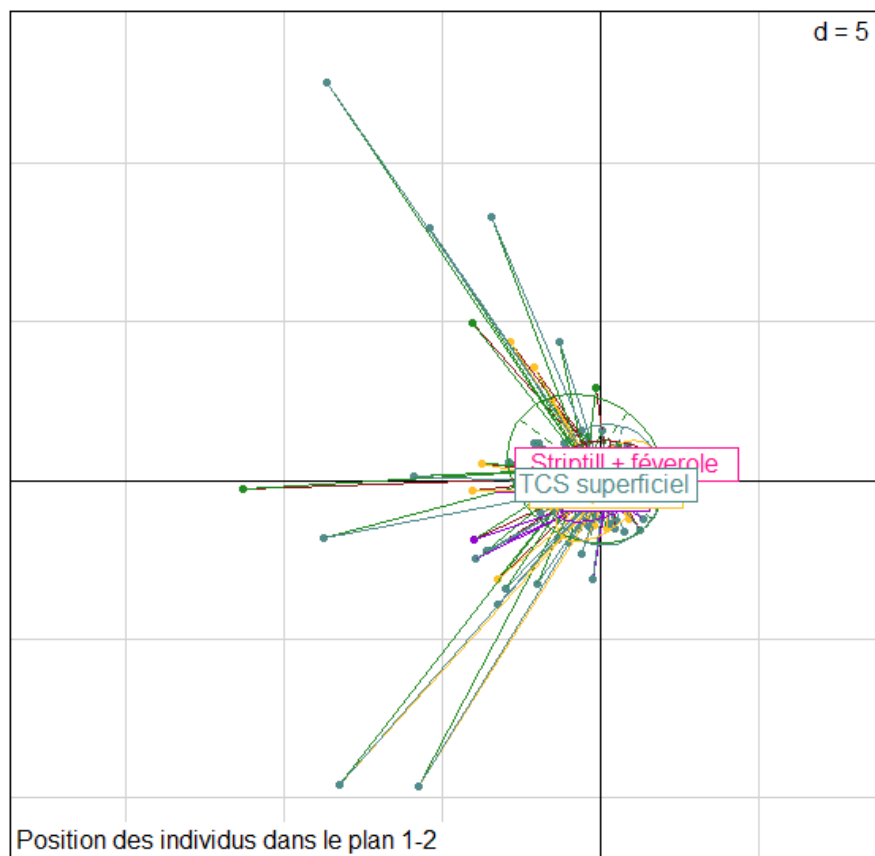
Annexe 14 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le système (agriculture bio AB ou de conservation AC).



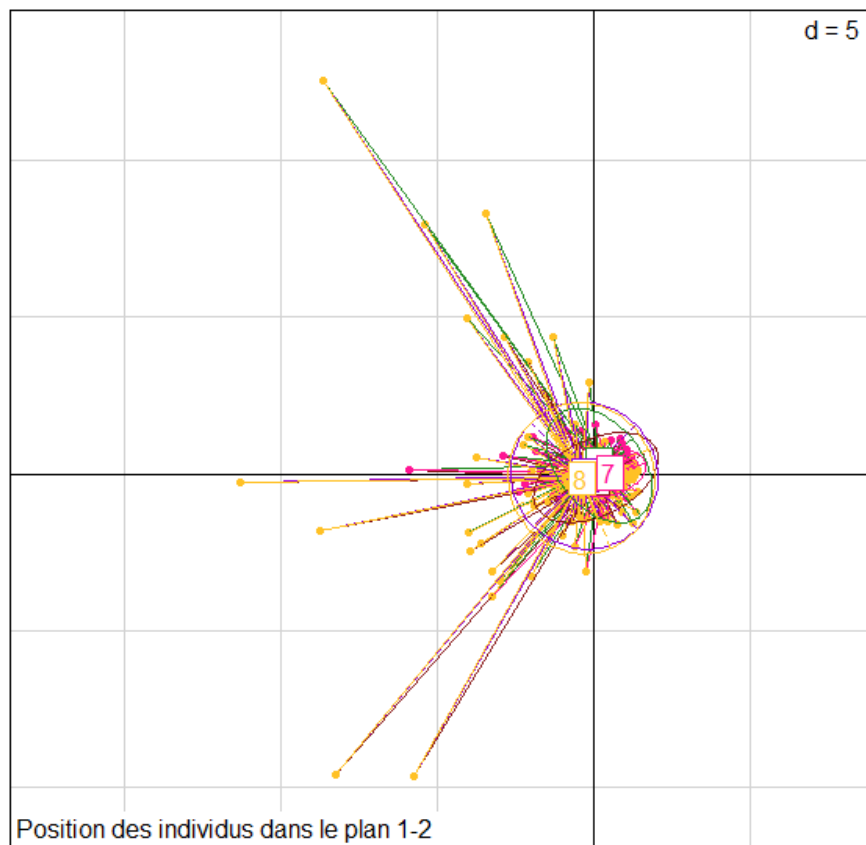
Annexe 15 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon la modalité (AE, T1 et T2).



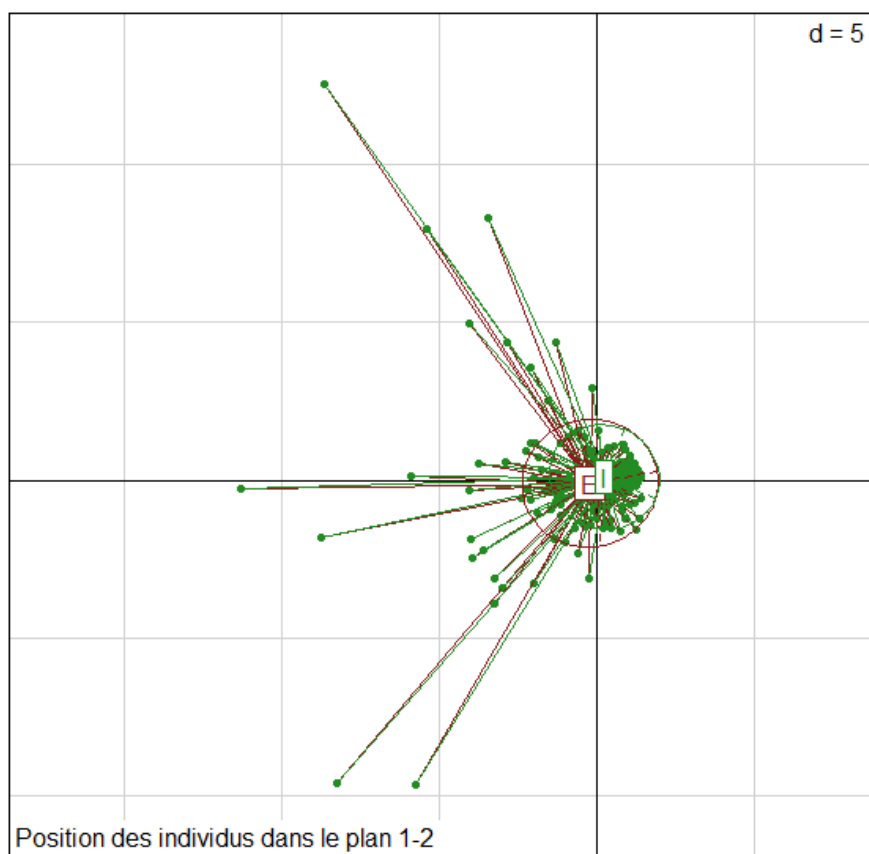
Annexe 16 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le travail du sol.



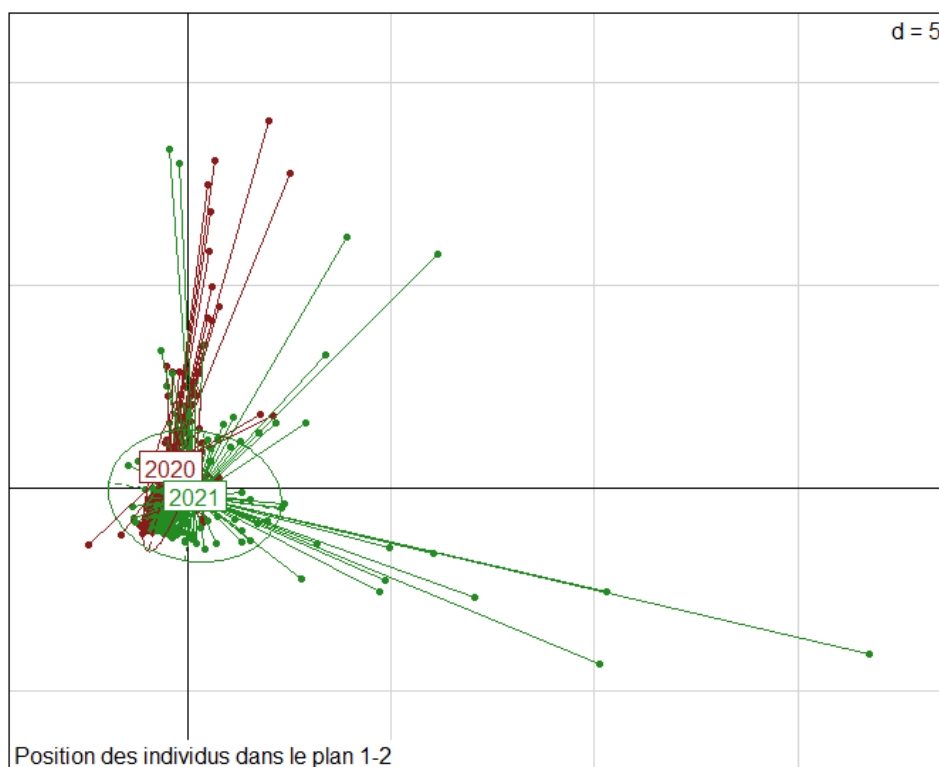
Annexe 17 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le numéro du prélèvement.



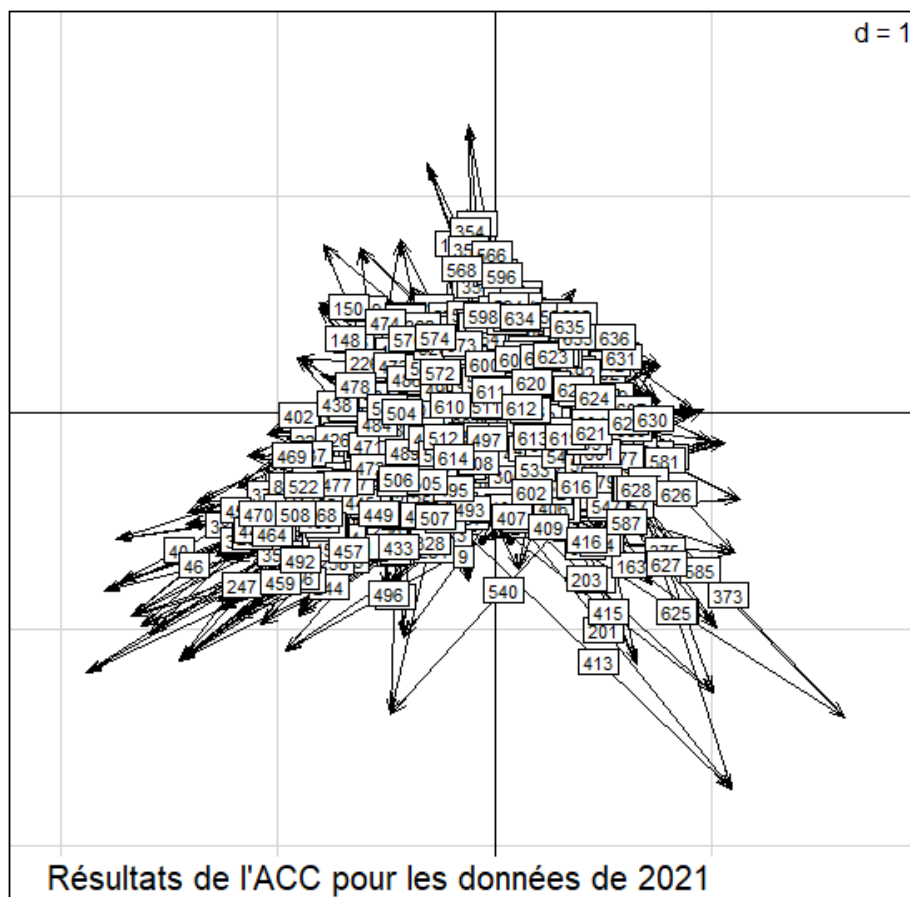
Annexe 18 : Analyse en composantes principales des données de 2021 selon le type de piège (E = pitfall ; I = piège à émergence).



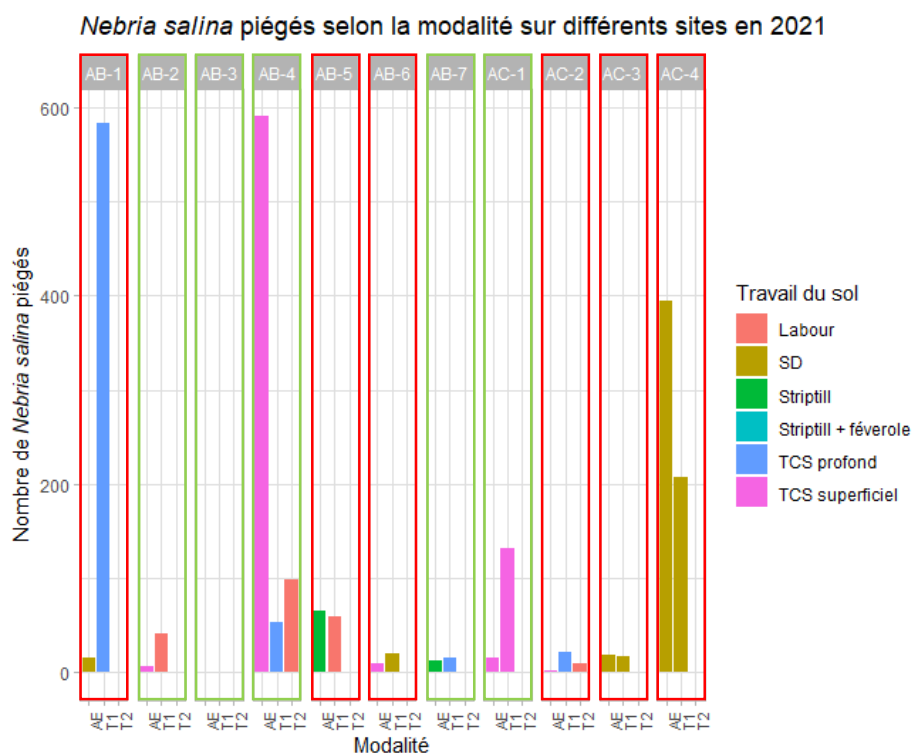
Annexe 19 : Analyse en composantes principales des données des pitfalls de 2020 et 2021.



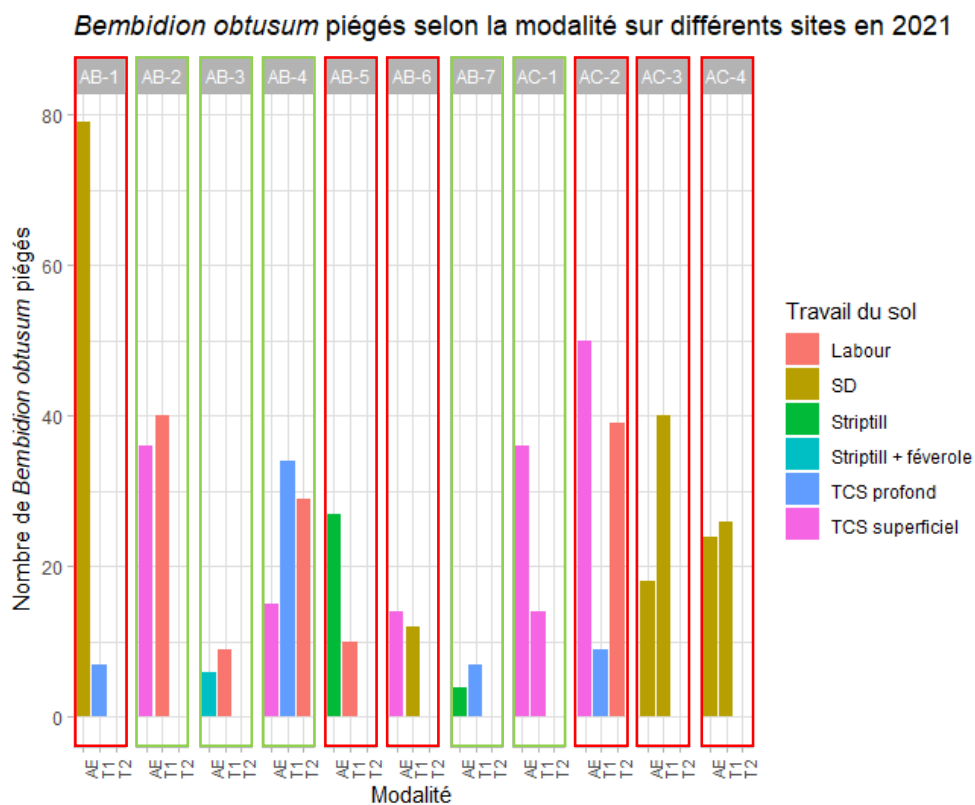
Annexe 20 : Représentation schématique des résultats attendus et obtenus pour chaque piège en 2021. Un numéro représente un piège. L'origine de la flèche est ce qui était attendu tandis que la pointe du vecteur indique l'observation réellement faite. De la sorte, la norme du vecteur est révélatrice de la différence entre ce qui était attendu et réellement obtenu.



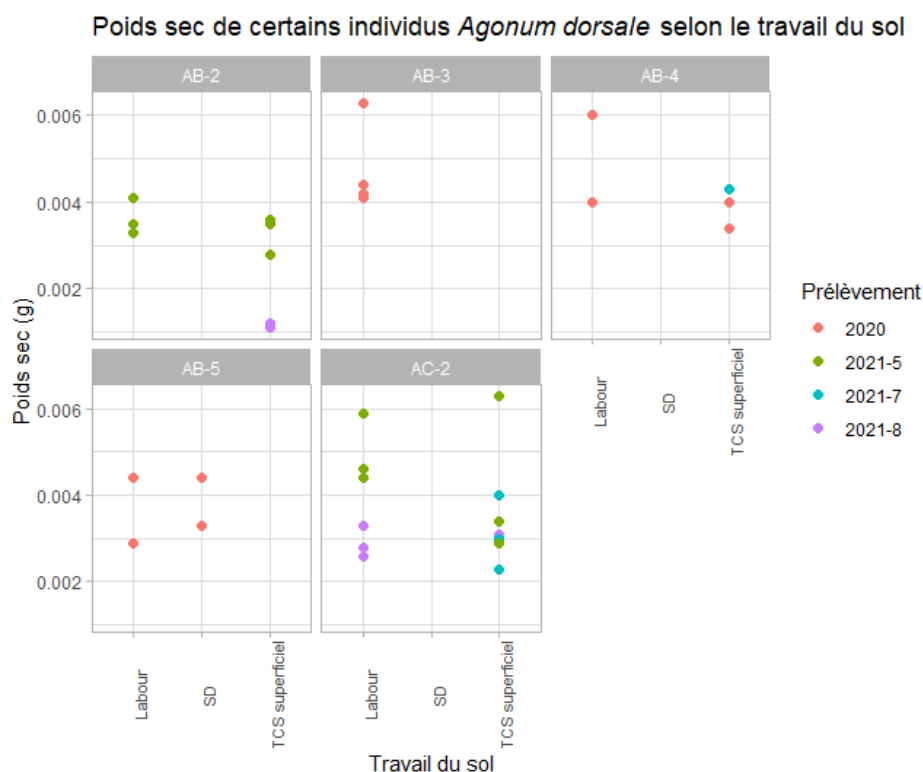
Annexe 21 : Comparaison graphique du nombre de *Nebria salina* (espèce à besoins spécifiques moyens pour l'habitat) piégés selon les modalités testées au sein des différents sites en 2021. Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les cadres rouges reprennent les cultures d'hiver tandis que les encadrés verts représentent les cultures de printemps.



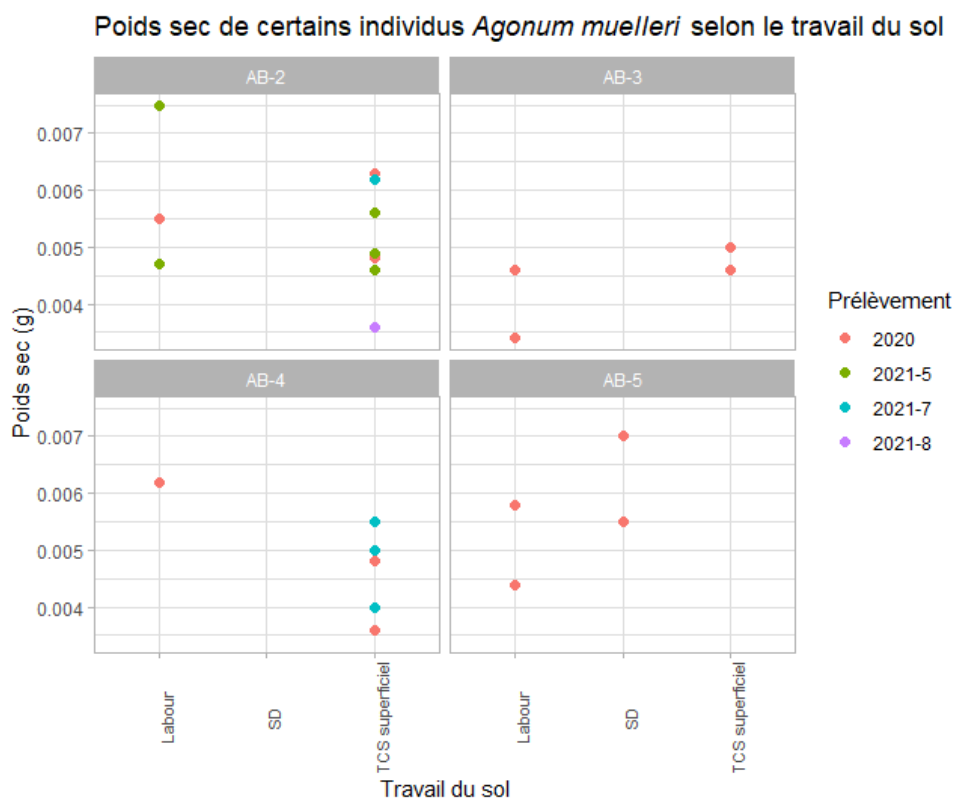
Annexe 22 : Comparaison graphique du nombre de *Bembidion obtusum* piégés selon les modalités testées au sein des différents sites en 2021. Pour chaque champ, les modalités ainsi que les techniques de travail du sol associées ont été distinguées. Les cadres rouges reprennent les cultures d'hiver tandis que les encadrés verts représentent les cultures de printemps.



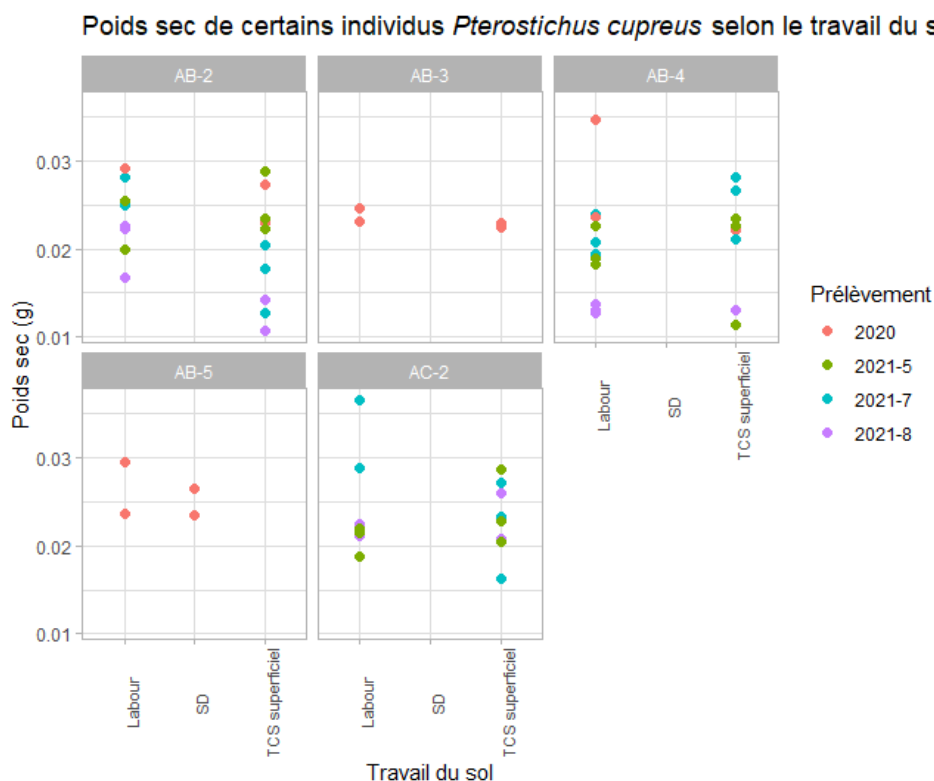
Annexe 23 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Agonum dorsale* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points.



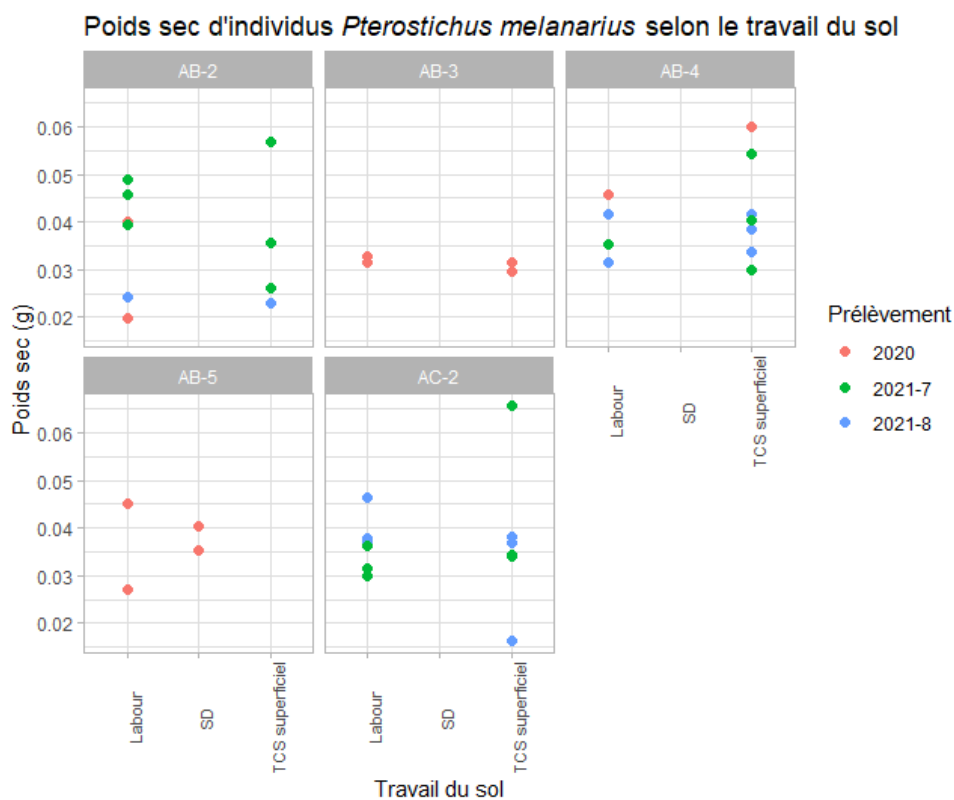
Annexe 24 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Agonum muelleri* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.



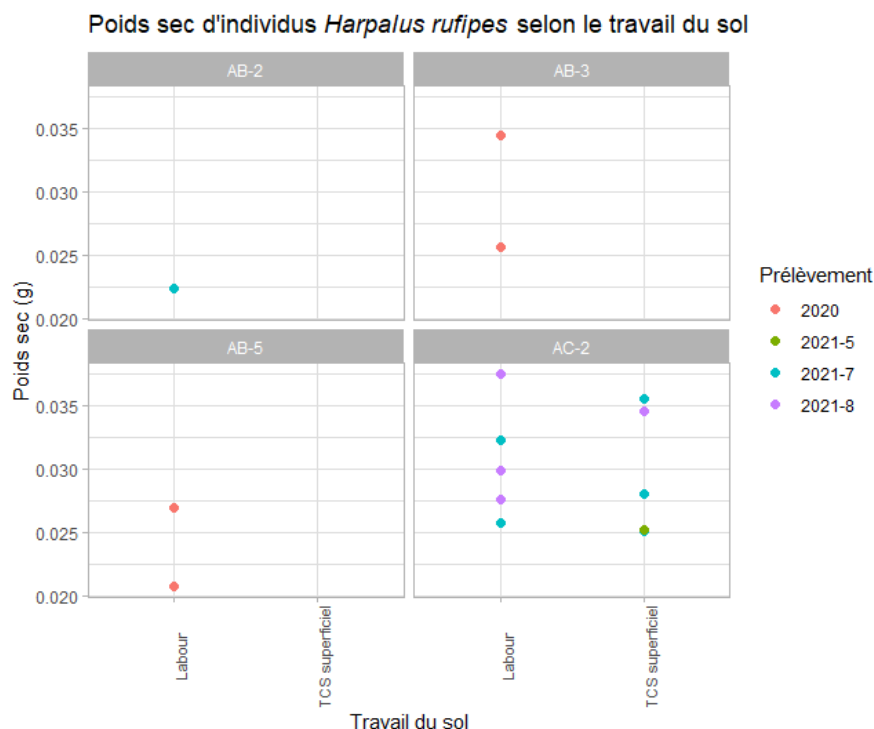
Annexe 25 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Pterostichus cupreus* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.



Annexe 26 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Pterostichus melanarius* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.



Annexe 27 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Harpalus rufipes* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.



Annexe 28 : Comparaison graphique par site du poids sec (en grammes) d'individus *Harpalus affinis* selon le travail du sol. Les années ainsi que les prélèvements desquels proviennent les individus pesés sont répertoriés grâce aux couleurs de points différentes.

