



HAL
open science

Adoption de systèmes agroécologiques : Effets sur la dynamique des prédateurs généralistes (Carabidae)

Morgane Bieslin

► **To cite this version:**

Morgane Bieslin. Adoption de systèmes agroécologiques : Effets sur la dynamique des prédateurs généralistes (Carabidae). Biodiversité et Ecologie. 2023. hal-04207291

HAL Id: hal-04207291

<https://hal.inrae.fr/hal-04207291v1>

Submitted on 14 Sep 2023

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

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



Année universitaire 2022-2023

Adoption de systèmes agroécologiques : Effets sur la dynamique des prédateurs généralistes (Carabidae).

Morgane BIESLIN

Encadrée par Sandrine PETIT-MICHAUT, Directrice de recherches et Paul BANNWART, Doctorant.

UMR 1347 Agroécologie
INRAE, 17 rue Sully 21000 DIJON

Résumé

Par des procédés tels que la lutte biologique par conservation, l'agroécologie permet de favoriser les ennemis naturels afin de réguler les ravageurs. Il est donc essentiel d'identifier les pratiques qui renforcent ces populations pour permettre une régulation optimale des ravageurs. Nous avons travaillé sur des suivis de biodiversité sur 5 ans afin d'étudier la dynamique des populations de carabes suite à la mise en place de deux systèmes agroécologiques avec implantation d'un réseau dense d'infrastructures agroécologiques et arrêt d'utilisation des produits phytosanitaires. Le distinguo entre ces deux systèmes s'est fait par l'autorisation ou non du travail du sol profond. Le système avec travail du sol (TS) ne présente aucune différence avec le système de référence en conventionnel en termes d'activité-densité ou de richesse spécifique des carabes. En revanche, l'activité-densité dans le système sans travail du sol (SD) est supérieure en 2021. La composition des communautés et donc des guildes trophiques diffère entre TS et SD, avec une majorité de carnivores dans le premier mais d'omnivores dans le second. Ces différences sont dues aux variations de l'activité-densité de deux espèces hyperdominantes *Poecilus cupreus* et *Anchomenus dorsalis*. Il sera intéressant de voir dans le futur si les espèces minoritaires seront favorisées en SD.

Mots-clefs : Composition des communautés, lutte biologique, produits phytosanitaires, semi-direct, travail du sol.

Abstract :

Through processes such as biological control by conservation, agroecology favours natural enemies in order to regulate pests. Therefore, it is essential to identify practices that reinforce these populations to allow optimal regulation of pests. We worked on biodiversity monitoring over 5 years to study the dynamics of carabid populations following the establishment of two agroecological systems, with installation of a dense network of agroecological infrastructure and no pesticides authorised. The distinction between these two systems lies in the authorisation or not of tillage. The system with tillage (TS) shows now difference with the reference system in conventional in terms of activity-density and specific richness. However, the activity-density in the system with no tillage (SD) is higher in 2021. Community composition, and therefore the trophic guilds, differs between TS and SD, with a majority of carnivores in the first system, but of omnivores in the second one. These differences are due to variations in the activity-density of two hyperdominant species *Poecilus cupreus* and *Anchomenus dorsalis*. It will be interesting to see in the future if more minority species will be favoured in SD.

Key words : biological control, community composition, pesticides, direct seeding, tillage.

Introduction

L'agriculture conventionnelle intensive est un modèle peu durable en raison de sa forte dépendance aux intrants chimiques, tels que les produits phytosanitaires. On connaît les effets néfastes de ces produits sur les ressources naturelles, la biodiversité et la santé humaine (Van der Sluijs et al. 2015, Bernhardt et al. 2017). De plus, cette situation est aggravée par le développement de la résistance chez les plantes adventices et les insectes ravageurs de cultures (Jacquet et al. 2022). L'agroécologie se présente donc comme une discipline prometteuse pour répondre aux besoins actuels et futurs de l'agriculture.

L'agroécologie est une approche alternative cherchant à développer des systèmes agricoles durables et respectueux de l'environnement en intégrant les principes de l'écologie dans la conception et la gestion des systèmes agricoles (Altieri 2019). Ainsi, elle remplace progressivement les intrants chimiques (produits phytosanitaires, fertilisants) par des services fournis par la biodiversité cultivée et associée, les services écosystémiques (Duru et al. 2015). Les recherches en agroécologie portent notamment sur le service de régulation biologique des bioagresseurs, qui pourrait diminuer en partie l'utilisation de traitements phytosanitaires. Ce service est rendu par le cortège d'ennemis naturels spontanément présent dans les parcelles. Par exemple, la régulation des pucerons du blé est assurée par les larves de syrphes, les

Coccellinidae, Carabidae, ainsi que les araignées au sol qui vont directement consommer les pucerons adultes (prédation), et les hyménoptères parasitoïdes qui vont pondre leurs œufs dans les larves de pucerons (parasitisme). Afin d'assurer un service de régulation efficace et stable dans le temps, on considère qu'il faut enrichir la diversité d'ennemis naturels et leur abondance globale. Le contrôle biologique par conservation (CBC) consiste à manipuler les habitats pour favoriser leur diversité dans les parcelles (Knight and Landres 2002). Il peut s'agir de modifier les pratiques agricoles, d'implanter ou de modifier la gestion d'habitats semi-naturels favorables aux ennemis naturels (haie, bande fleuries, etc...). Ces modifications sont réalisables à une échelle locale, par exemple sur les parcelles et les bordures, mais aussi à l'échelle paysagère plus large, puisque la plupart des ennemis naturels sont très mobiles (Begg et al. 2017).

Dans ce stage, nous nous intéresserons aux coléoptères carabiques, qui sont des auxiliaires prédateurs généralistes (Figure 1). De nombreuses espèces sont adaptées aux milieux cultivés, qu'elles occupent en abondance (Kromp 1999). Dans les cultures, les carabes se nourrissent d'un large éventail de proies, notamment des limaces (Bohan et al. 2000), des pucerons (Winder et al. 2005) ainsi que des graines d'adventices (Bohan et al. 2011) et plusieurs études montrent qu'ils contribuent à la régulation de ces bioagresseurs (Bohan et al. 2000, Carbonne et al. 2020).

Du fait de leur intérêt comme auxiliaire, de nombreuses études ont cherché à identifier les leviers de gestion permettant de favoriser leur richesse et leur abondance dans les parcelles cultivées (Kromp 1999). Ces recherches montrent que les pratiques agricoles dans les parcelles, les habitats semi-naturels en bordure de champs et la composition et configuration du paysage environnant les parcelles ont un impact important sur la richesse, l'abondance et la composition des communautés de carabes (Holland 2002).

La mise en place d'infrastructures agroécologiques (IAE) favorise l'établissement complet du cycle de vie des carabes, en leur offrant des sites de reproduction ou d'hivernation (Landis et al. 2000). Cependant, Saska et al. (2007) précisent que les espèces ne répondent pas toutes de la même manière à la présence d'IAE. Une haie n'aura pas le même effet sur l'abondance et la diversité des ennemis naturels qu'une bande enherbée (Crowther et al. 2023), mais la gestion de ces IAE est également très impactante (Ditner et al. 2013). De même, Holland et al. (2016) suggèrent que les IAE sont plus ou moins favorables aux carabes selon la qualité de l'habitat

ou encore les pratiques dans la culture même. Parallèlement, on peut s'attendre à ce que la réduction ou même l'arrêt de l'utilisation de produits phytosanitaires soit favorable aux carabes. Les insecticides ont notamment des effets localisés à court terme (Holland and Luff 2000) mais peu d'études renseignent la toxicité pour les carabes des nombreux produits aujourd'hui sur le marché. En revanche, il a été observé que les herbicides et fongicides réduisaient la survie des carabes par la modification de leur habitat et la disponibilité des ressources trophiques (Van Toor 2006). En effet, Beaumelle et al. (2023) démontrent par méta-analyse l'impact négatif des pesticides sur les ressources des stades larvaires dans le sol. De plus, il existe un effet indirect par consommation de proies ou de graines contaminées par ces intrants (Mauchline et al. 2004, Douglas et al. 2015). Finalement, les comparaisons entre systèmes en agriculture biologique et conventionnelle nous laissent penser que les produits phytosanitaires de synthèses sont délétères pour les carabes. Geiger et al. (2010) indiquent par ailleurs que l'utilisation d'insecticides et de fongicides a un impact négatif sur la biodiversité, mais que l'agriculture biologique permet une remontée de cette diversité chez les carabes. Il existe de nombreuses stratégies de conduites en agriculture biologique comme en conventionnelle. Face à ce gradient, l'abondance des carabes est plus importante en agriculture biologique mais est impactée négativement par les pratiques de travail du sol (Puech et al. 2014).

Les opérations de travail du sol nécessaires à la conduite des cultures sont, en effet, connues pour affecter les carabes. Leur impact est dépendant de la profondeur des outils, de la fréquence ainsi que de la date des opérations. Un travail du sol fréquent et à plus de 20cm de profondeur aurait un impact négatif sur les communautés de carabes. Au stade larvaire, ces derniers sont enfouis dans le sol pour passer la période hivernale (Figure 1). Il existe donc une mortalité directe due à la destruction des larves par les machines, mais aussi une mortalité indirecte, car les larves se retrouvent à la surface à la merci de prédateurs et du soleil (Fadl et al. 1996, Kladvko 2001). Il a pourtant été avancé que différents types de travail du sol n'affectent pas les mêmes espèces de carabes (Müller et al. 2022). En effet, toutes les espèces n'ont pas les mêmes exigences. Les cycles biologiques peuvent varier d'une espèce à l'autre. Par exemple, des périodes de reproduction différentes ont permis de distinguer deux groupes : les *spring-breeders* et les *autumn-breeders* (Turin 2000). La temporalité de leur cycle biologique n'étant pas la même, ces espèces ne sont pas soumises aux mêmes pratiques agricoles. La mise en place d'une agriculture de conservation des sols, où les produits phytosanitaires restent autorisés

malgré la volonté de conserver les sols par l'arrêt du travail du sol, est donc bénéfique pour les communautés de prédateurs comme les carabes (Tamburini et al. 2016). Lorsque les sols ne sont plus perturbés, l'hétérogénéité de l'habitat est plus importante, augmentant le nombre de niches écologiques favorables aux ennemis naturels (Sacco–Martret De Prévaille et al. 2022). Il est également probable que cet arrêt de perturbation du sol permette, au bout de quelques années, une reproduction importante de certaines espèces dans la parcelle. On observe donc souvent une augmentation significative de l'abondance de carabes dans ces systèmes (Petit et al. 2017). Des combinaisons de pratiques agricoles seraient bénéfiques aux carabes, par exemple un arrêt du travail du sol profond couplé à l'implantation d'IAE (Tamburini et al. 2016) ou à la mise en place d'un couvert végétal d'interculture ou permanent. Ces derniers offriraient un milieu moins perturbé et protégé permettant aux carabes de se reproduire directement dans la parcelle sans dépendre des infrastructures voisines (Petit et al. 2017). Identifier ces combinaisons est un prérequis nécessaire pour maximiser la régulation biologique des bioagresseurs.

Les carabes sont des Coléoptères et de la famille des Carabidae. Il existe environ 1500 espèces en France et 165 dans les paysages agricoles Nord-Ouest de la France (Roger et al. 2012). Une partie de leur cycle de vie se déroule dans le sol, ce qui correspond généralement à trois stades larvaires suivis d'un stade nymphal. Les adultes et les larves de beaucoup d'espèces s'enterrent également dans le sol pour une diapause hivernale. Les espèces présentent des périodes d'émergences variées, ce qui étend la période d'activité

des carabes de mars à octobre. La durée de leur cycle de vie est d'un an mais certaines espèces peuvent vivre jusqu'à 4 ans. Il existe deux groupes, se distinguant par leur période de reproduction malgré une certaine plasticité individuelle (Lövei et Sunderland 1996). Les larves des espèces à reproduction automnale (*autumn breeders*) hivernent, puis reprennent leur activité au printemps et les adultes émergent en été. En revanche, chez les espèces à reproduction printanière (*spring breeders*) ce sont les adultes qui hivernent. Ils reprennent ensuite leur activité au début du printemps. Les larves se développent pendant l'été et l'automne.



Figure 1 : Encadré d'informations sur les carabes

Objectifs et hypothèses

L'objectif de ce stage est d'analyser les changements de communautés de carabes qui résultent de l'adoption de pratiques 'agroécologiques', a priori favorables à ces auxiliaires. J'ai pu traiter cette question en mobilisant les données de suivis annuels de carabes de 2018 à 2022 sur la plateforme expérimentale en agroécologie CA-SYS créée en 2018 et sur des parcelles en culture conventionnelle sur la zone voisine. Celles-ci servent de système de référence, les pratiques n'ayant pas été modifiées pendant la période de suivi écologique. Les systèmes agroécologiques de CA-SYS sont conduits sans produits phytosanitaires et sur de petites parcelles entourées d'un réseau très dense d'IAE implanté en 2018. Deux systèmes sont étudiés, l'un autorisant le travail du sol profond et superficiel, le second autorisant uniquement un travail du sol très superficiel, le limitant au maximum.

Les connaissances actuelles nous permettent de poser les hypothèses suivantes (Figure 2) :

- La mise en place des systèmes agroécologiques de CA-SYS résultera en une augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance des carabes, du fait de l'implantation d'un réseau dense d'IAE et de l'arrêt des produits phytosanitaires depuis l'automne 2018. A contrario, nous n'attendons aucun changement dans les communautés de carabes au cours des années sur nos parcelles de référence.
- Nous nous attendons à un gain plus important de richesse spécifique et d'abondance en carabes dans le système agroécologique où le travail du sol est réduit et toujours très superficiel. Effectivement, ces perturbations mécaniques minimales n'engendreraient pas une mortalité importante des adultes et des larves par rapport à un système avec un travail de sol profond.
- La composition des communautés de carabes évoluera au cours des années suivant l'adoption des deux systèmes agroécologiques, et restera globalement inchangée dans les parcelles conventionnelles de référence.

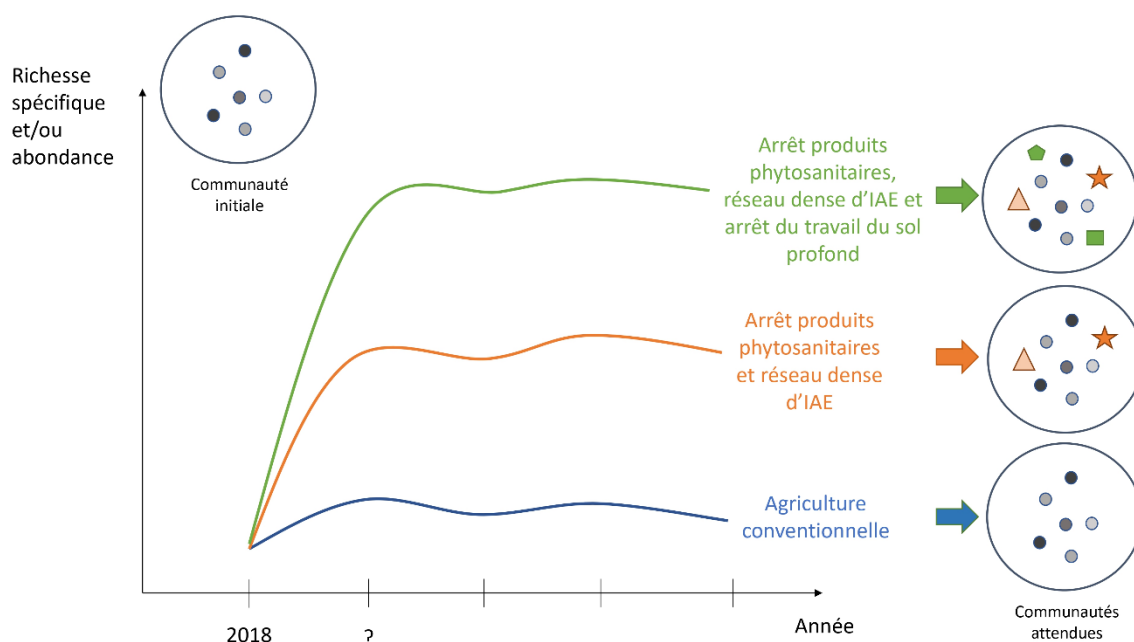


Figure 2 : Évolution hypothétique de la richesse spécifique et/ou de l'abondance au fil des années selon les systèmes de culture.

Matériels et Méthodes

Description des systèmes de culture suivis

La plateforme CA-SYS (Co-designed Agroecological SYStem experiment) s'étend sur un bloc de 120 hectares et couvre la grande majorité de l'unité expérimentale INRAE du domaine d'Epoisses à Bretenières (Annexe 1). Il s'agit d'une plateforme d'expérimentation visant à tester et évaluer différents systèmes agroécologiques, notamment sur le rendement des cultures et sur la biodiversité. Deux grands types de systèmes agroécologiques ont été mis en place et seront comparés à un système de référence, basé à Fenay, qui servira de témoin car encore en agriculture conventionnelle (Tableau I). Les exploitations de Fenay sont voisines de CA-SYS et se situent un peu plus au Nord. Partageant des conditions climatiques similaires, des relevés de biodiversité y sont également réalisés.

Tableau I : Présentation des systèmes de culture suivis

	Fenay	Système CA-SYS TS	Système CA-SYS SD
IAE	Peu dense, essentiellement des bordures pérennes	Dense, depuis 2018. Bandes 9m de large, fleuries et enherbées	Dense, depuis 2018. Bandes 9m de large, fleuries et enherbées
Produits phytosanitaires	Herbicides, Fongicides, Insecticides	Arrêt automne 2018	Arrêt automne 2018
Rotations	Durée 3 ou 4 ans Colza-blé-orge (H ou P)	Durée 12 ans Hyperdiversifiée	Durée 12 ans Hyperdiversifiée
Travail du sol	Profond et superficiel, à volonté	Profond et superficiel, à volonté	Superficiel minimal depuis 2018

Sur CA-SYS, un état initial des communautés de carabes a été effectué au printemps 2018 dans des parcelles de blé avant que les systèmes agroécologiques et l'implantation des IAE ne soient réalisés (Méline 2018). Un suivi annuel de biodiversité a ensuite été établi après la mise en place des IAE et des systèmes de culture de CA-SYS, à partir d'automne 2018, dans l'objectif de comparer la biodiversité fonctionnelle et les ravageurs dans les trois systèmes. Le protocole couvre deux périodes, l'automne (après implantation du blé) et le printemps (mai-juin). Nos données de communautés de carabes sont issues de ce suivi, d'automne 2018 à automne 2022. L'état initial de CA-SYS était un dispositif unique qui n'a pas été reproduit sur Fenay, ce qui explique que nous n'ayons pas de données pour ce système en 2018. On note aussi qu'en SD, une seule parcelle a fait l'objet d'un suivi de biodiversité en 2020 et 2022 (Tableau II). De ce fait, nous ne prendrons pas ces dernières en compte dans nos analyses statistiques, quand bien même nous les laisserons apparaître sur nos représentations graphiques.

Tableau II : Nombre de parcelles observées par année et par système de culture

Printemps	Fenay	SD	TS
2018	/	5	3
2019	3	2	6
2020	2	1	5
2021	3	4	4
2022	3	1	6

Dans ce stage, nous avons analysé les communautés piégées au printemps (deux sessions de sept jours, en mai et en juin), c'est-à-dire la période pendant laquelle la culture de blé est haute

et à épiaison. Les carabes sont en effet bien plus abondants au printemps qu'en automne et c'est également la période de pic de prédation dans la culture.

Chaque relevé est organisé comme montré ci-contre (Figure 3). Deux transects sont réalisés dans chaque parcelle de blé suivie, perpendiculairement aux bandes enherbées qui borde la parcelle. Sur chacun, deux pots Barber (Barber 1931) d'un diamètre de 8,5cm sont placés aux distances respectives de 10 et 50m en partant de la bordure de la parcelle. Un liquide de piégeage, composé de 5 L d'eau, 250g de sel et 100mL de produit vaisselle, est utilisé. Les pots Barber sont remplis de 130mL de ce liquide de piégeage avant d'être placés dans un trou creusé à l'aide d'un plantoir à bulbe, de sorte que les bords du pot soient en dessous du sol pour permettre à la faune de tomber dedans. Un toit en plexiglas transparent est placé au-dessus pour éviter que l'eau de pluie ne fasse déborder le pot. Deux sessions de sept jours sont réalisées au printemps, une en mai et l'autre en juin, à la fin desquelles les pots sont récoltés. Les carabes sont triés, comptés puis identifiés à l'espèce grâce à une clef de détermination (Roger et al. 2012). Le fichier de saisie comprend par piège, le nom des espèces et le nombre d'individus de chaque espèce qui est piégée. Le nombre de carabes capturés dépendant de leur densité et de leur activité, on ne parlera donc pas d'abondance mais d'activité-densité (Thomas et al. 1998).

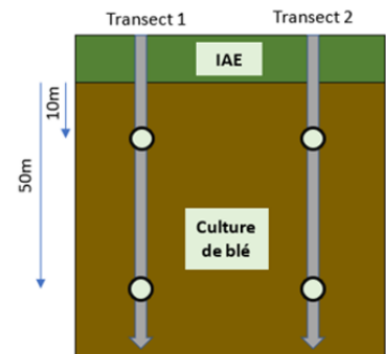


Figure 3 : Schéma du dispositif expérimental

Compilation et préparation des données

L'état initial de 2018 comportait trois sessions au lieu de deux (18 au 25 avril ; 15 au 22 mai et 12 au 19 juin). Nous n'avons donc conservé que les sessions de mai et juin sur parcelles de blé. Nous avons sélectionné uniquement des parcelles sur lesquelles les produits phytosanitaires étaient encore utilisés afin d'avoir un état initial similaire à notre état de référence. Nous avons ainsi compilé les fichiers de saisie de chaque année et saison en un fichier unique. Ces fichiers présentaient des différences en termes de construction ou de nomination des colonnes, une homogénéisation de la base de données finale a donc été nécessaire.

Afin de voir si ces données devaient être analysées séparément ou non, nous avons ensuite comparé l'information apportée par les relevés de mai et juin. Nous avons observé que les

communautés présentait un pool d'espèces similaires. Par conséquent, ces relevés ont été rassemblés pour pouvoir comparer les communautés printanières entre chaque année. De la même manière, nous avons réuni les données des pièges à 10m et à 50m. En effet, grâce à des Analyses en Composantes Principales (ACP) nous avons mis en lumière que la composition des communautés de carabes en bordure de parcelle et dans la culture étaient similaires. En regroupant ces données, nous avons pour but d'augmenter le nombre d'individus observés par parcelles. Pour les mêmes raisons, les données des deux transects ont également été regroupées. Pour une parcelle au printemps, nous avons donc un total de 8 pièges Barber pour une durée totale de 15 jours de piégeage.

Lors de la préparation des données, il a été remarqué que certaines espèces se démarquaient des autres par une activité-densité particulièrement forte dans quelques pièges seulement. Nous avons ainsi constaté la présence de deux espèces dites explosives dans nos relevés : *Brachinus crepitans* et *Brachinus sclopeta*. Nous appelons espèce explosive une espèce présentant des valeurs extrêmes d'activité-densité de manière exceptionnelle. Dans notre cas, *B. crepitans* se retrouve entre 900 et 1200 individus dans 3 parcelles sur 48, tandis que son activité-densité s'approche tout juste de la dizaine dans les autres (Annexe 2). Du fait de leur forte présence sur un faible nombre de parcelles, nos analyses se retrouvaient très affectées par ces valeurs, notamment nos ACP, dont les axes en étaient presque uniquement expliqués par la présence de cette espèce. Cela posait problème car les autres espèces n'étaient pas bien représentées. De plus, cet aspect explosif rend l'espèce écologiquement rare du fait de sa variabilité spatiale extrême, et donc peu intéressante au niveau régulation. Pour pouvoir poursuivre notre étude, nous avons appliqué une correction sur ces deux espèces. Nous avons pris la racine carrée du nombre d'individus, afin de garder l'information d'une activité-densité plus ou moins forte dans les parcelles. En effet, la racine carrée est la seule transformation nous permettant de conserver l'information de zéro individu sans tendre vers l'infini. Cela nous permet d'avoir une meilleure pertinence écologique sur la formation de nos axes et leur interprétation.

Tous les tests statistiques ont été réalisés avec la version 4.2.2 du logiciel R. Nous avons voulu réaliser une comparaison de moyenne pour observer l'évolution de l'activité-densité et de la richesse spécifique des carabes au cours du temps et entre systèmes de cultures. Les hypothèses de normalité des résidus et d'homogénéité des variances de l'ANOVA n'étaient pas respectées - et ce même après transformation BoxCox des données - nous avons donc utilisé une alternative

non-paramétrique. Ainsi, nous avons réalisé des tests de Kruskal-Wallis, suivis de tests de Dunn avec correction de Bonferroni en cas de différence significative. Nous avons choisi ce dernier test car il permet de comparer plusieurs groupes deux à deux, afin de déterminer lesquels sont différents les uns des autres (Midway et al. 2020). En effet, la correction de Bonferroni permet de tenir compte du nombre de comparaisons afin de contrôler le taux d'erreur de type I global. Nous avons utilisé les packages tidyverse pour faciliter la manipulation et la visualisation des données, ggplot2 pour la création de graphiques et rstatix qui comprend les fonctions `kruskal_test` et `dunn_test`. Un seuil de significativité à 5% a été choisi.

Dans un second temps, nous avons voulu mettre en lumière les différences entre systèmes de cultures en matière de composition des populations. Pour cela, nous avons réalisé des ACP non normées, en ordonnant nos parcelles selon leur composition en espèces. Le fait de ne pas normaliser nos ACP nous permet de mieux détecter la présence d'espèces hyper-dominantes non explosives. Ainsi, nous avons une idée du potentiel impact fonctionnel de chaque espèce. Pour ces analyses, nous avons fait le choix de ne pas regrouper les données de nos transects. Cette distinction nous permet de conserver un nombre suffisant de points pour pouvoir interpréter nos ACP. Pour réaliser cela, nous avons utilisé les packages FactoMineR et factoextra.

Pour comprendre quel est l'impact fonctionnel de ces changements de composition de populations, nous avons étudié les régimes alimentaires des espèces capturées. Afin de voir si les guildes trophiques étaient représentées de manière équilibrée, nous avons réalisé des tests de khi deux d'adéquation pour chaque système. Via des tests de Kruskal-Wallis puis des tests de Dunn pour les comparaisons multiples, nous avons comparé l'abondance des différents régimes alimentaires selon les systèmes.

Résultats

Caractéristiques générales de la faune carabique échantillonnée

Sur les cinq années d'échantillonnage, 7608 individus ont été récoltés, pour un total de 55 espèces. Deux espèces hyper-dominantes représentent globalement 70% des captures. Ce sont *Poecilus cupreus* (37%) et *Anchomenus dorsalis* (33%). On retrouve également d'autres espèces très présentes, chacune représentant entre 3.5 et 5 % des captures : *Brachinus crepitans* (365), *Trechus gr. quadristriatus* (354), *Pseudoophonus rufipes* (312) et *Harpalus affinis* (278). 41 espèces étaient présentes à moins de 0.5%, nous considérons ces espèces comme rares car n'apparaissant qu'une à deux fois, sur une seule parcelle et sur une seule année (Annexe 3).

Avant que la correction ne soit appliquée sur les deux espèces de *Brachinus*, nous avons un total de 12222 individus. *Brachinus crepitans* représentait 32% des captures et *B. sclopeta* 10%. *Poecilus cupreus* et *Anchomenus dorsalis* ne correspondaient alors qu'à 23 et 21% des captures respectives. 44 d'espèces étaient présentes à moins de 0.5% (Annexe 4).

Tableau III : Bilan sur 2019-2022 (4 ans). Les données de l'état initial ne sont pas incluses

	Richesse totale	Nb esp. spécifiques au système	Activité-densité totale	Activité-densité moyenne par parcelle
Fenay (11 parcelles)	38	9	1962	178
TS (21 parcelles)	35	7	1568	75
SD (8 parcelles)	33	7	2502	313
Total (40 parcelles)	51	N/A	6032	151

Concernant les régimes alimentaires, nous n'avons pas pu trouver d'informations pour 6 espèces. Cela correspond à 60 individus, soit 1% des individus récoltés entre 2019 et 2022. Ces espèces n'ont pas été prises en compte pour la réalisation du **Tableau IV**.

Tableau IV : Régimes alimentaires des individus de 2019 à 2022. Les données de 2018 et les espèces dont le régime alimentaire n'a pas été identifié ne sont pas incluses.

	Nb espèces	Nb individus	% sur le total
Carnivores	25	2754	46
Omnivores	5	2839	48
Phytophages	15	379	6

Évolution de l'abondance et de la richesse spécifique dans les trois systèmes au cours des années

Activité-densité

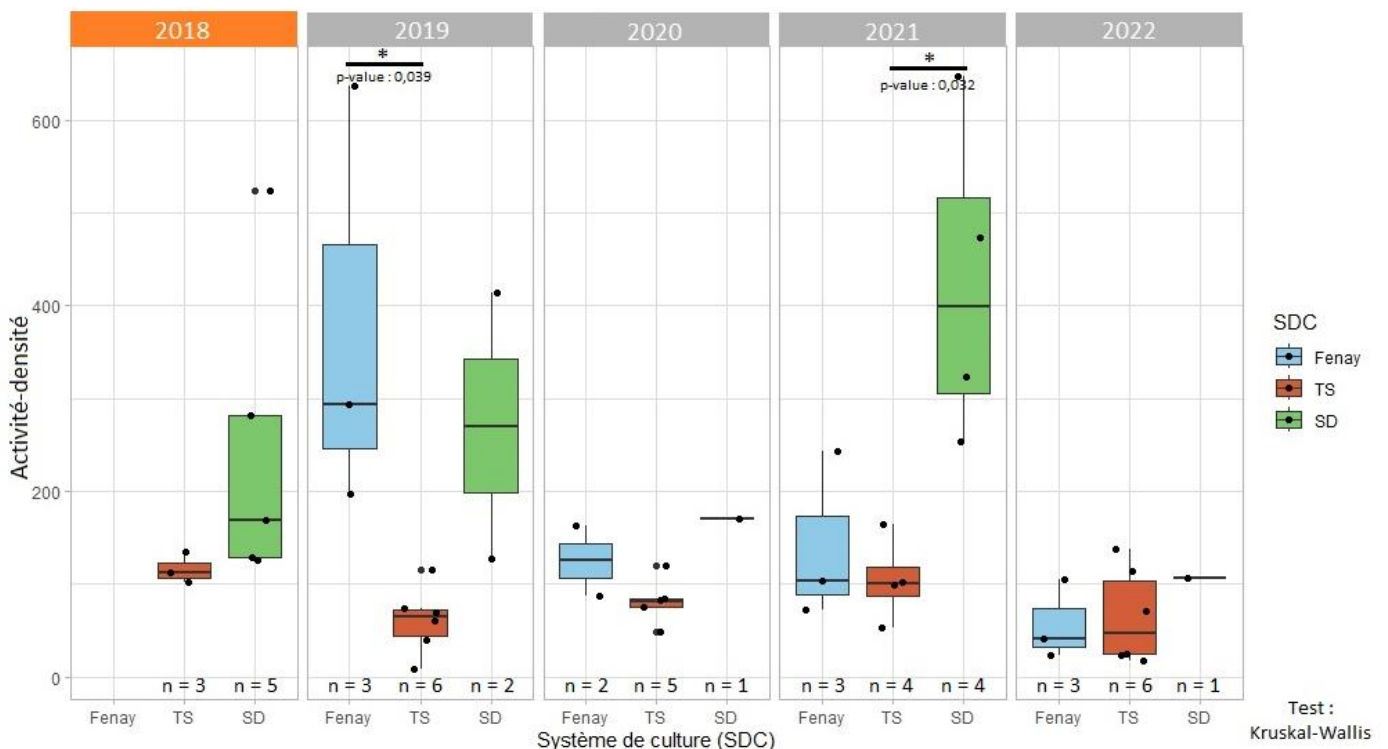


Figure 4 : Évolution de l'activité-densité printanière par année selon les SDC. Un point correspond à une parcelle au printemps, soit 8 pièges Barber. Les étoiles correspondent à des groupes significativement différents obtenus à la suite de comparaisons multiples via des tests de Dunn.

Les parcelles en pré-conversion sont représentées par l'état initial de 2018. On n'observe aucune différence significative entre TS et SD (Figure 4). En 2019, on constate que Fenay se différencie de TS par sa forte activité-densité, avec une p-value de 0,039. Par la suite, Fenay

perd en activité-densité et devient similaire à TS de 2020 à 2022. En 2021, SD se distingue du système TS par une forte activité-densité, avec une médiane à 400 individus piégés contre une centaine pour TS (p-value : 0,032). Concernant l'évolution de chaque système au fil des ans, on n'observe pas de différence significative, malgré une tendance à la hausse en SD.

Richesse spécifique

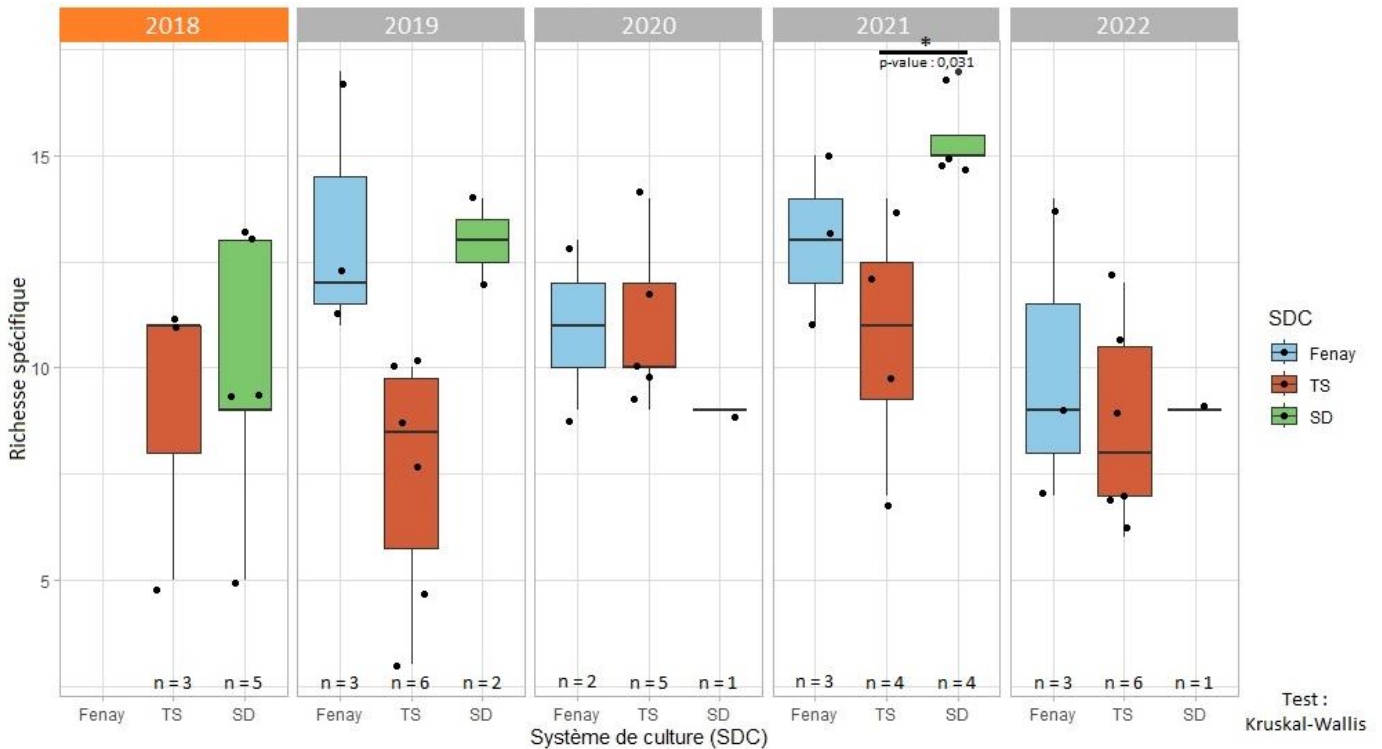


Figure 5 : Évolution de la richesse spécifique printanière par année selon les SDC. Un point correspond à une parcelle au printemps, soit 8 pièges Barber. Les étoiles correspondent à des groupes significativement différents obtenus à la suite de comparaisons multiples via des tests de Dunn.

À l'état initial de 2018, la richesse spécifique en SD et TS est comparable. Par la suite, de 2019 à 2022, on n'observe pas de différence entre Fenay et TS. En revanche, on observe en SD en 2021 une richesse spécifique plus élevée qu'en TS (p-value : 0,031) (Figure 5). Concernant l'évolution au cours du temps de chaque système, seul SD présente une augmentation significative, avec une p-value de 0,016 (Annexe 5).

Quels changements de composition taxonomique dans les communautés ?

Composition des communautés

Face aux différences entre systèmes sur les années 2019 et 2021, nous souhaitons avoir une idée de la composition de ces populations, pour voir si des distinctions existent et si elles sont amenées à évoluer.

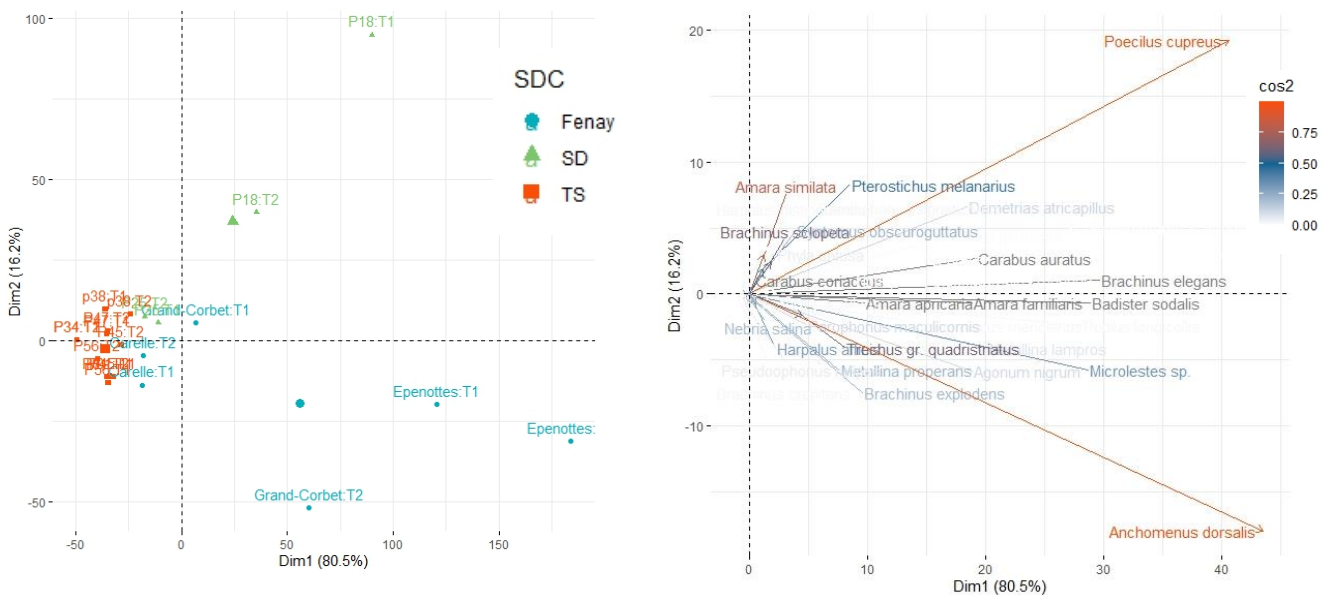


Figure 6 et 7 : ACP des populations carabiques printanières de 2019, discriminées par système de culture, et contribution des espèces aux dimensions. Chaque point représente un transect sur une parcelle. Le cos2 correspond à la qualité de représentation des variables.

En 2019, nous avons une variabilité majoritairement expliquée par l'axe 1, de 80,5% (Figure 6). Cette ACP nous permet de voir que moins de trois parcelles se distinguent des autres. Il s'agit notamment des parcelles de Fenay : Epenottes et Grand-Corbet (seulement sur un transect). L'axe 1 est fortement expliqué par la présence d'*Anchomenus dorsalis* et *Poecilus cupreus* (environ 46 et 43% respectivement), tandis que pour l'axe 2, la proportion est inverse (environ 52% pour *P. cupreus* et 45% pour *A. dorsalis*) (Figure 7 et Annexe 6). Puisque ce sont ces deux espèces qui contribuent le plus à la formation des axes, leur présence mais surtout leur activité-densité explique la variabilité observée entre nos parcelles. En effet, Epenottes se

distinguent par une activité-densité de *P. cupreus* et d'*A. dorsalis* trois fois supérieure à celle des autres parcelles de Fenay. Nous remarquons également une parcelle en SD qui présente le même schéma, avec cinq fois plus de *P. cupreus* que sur l'autre parcelle en SD. Nous remarquons une variabilité inter-parcellaire très faible en TS malgré leur plus grand nombre, comparée à celles plus importantes des SD et Fenay.

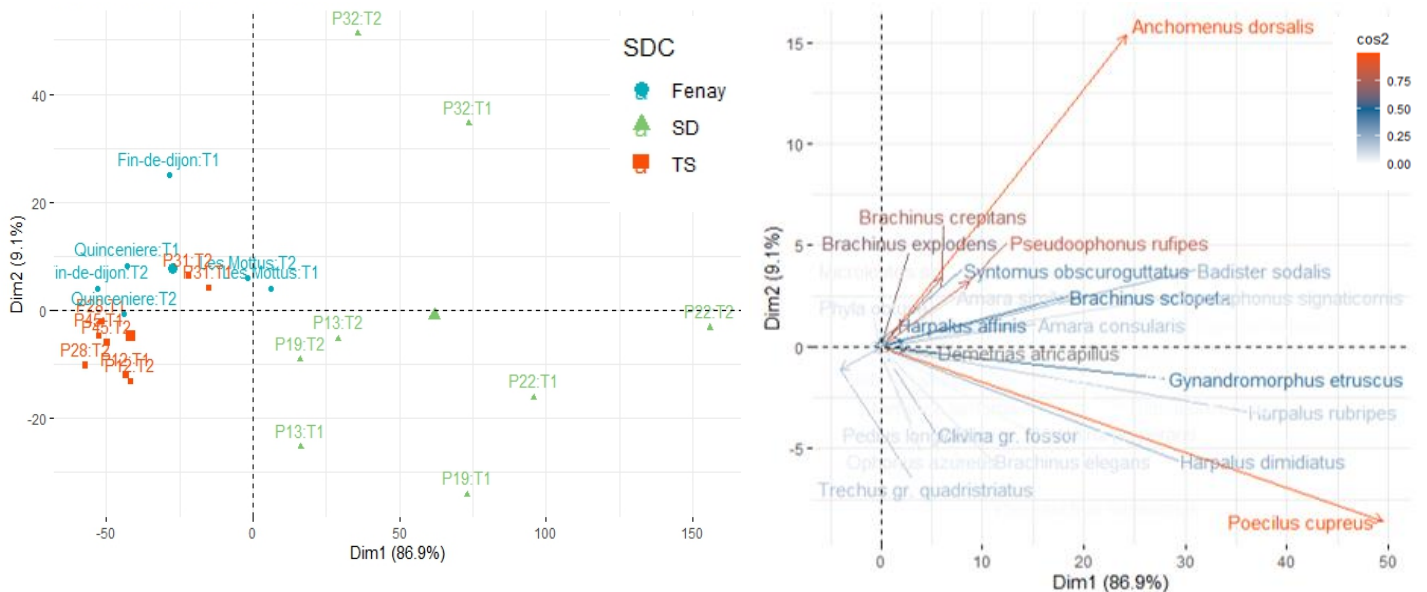


Figure 8 et 9 : ACP des populations carabiques printanières de 2021, discriminées par système de culture, et contribution des espèces aux dimensions : chaque point représente un transect sur une parcelle. Le cos2 correspond à la qualité de représentation des variables.

Pour l'ACP de l'année 2021, l'axe 1 explique en grande partie la variabilité (86,9%) (Figure 8). Ce dernier est fortement expliqué par la présence de *Poecilus cupreus* (environ 76%) et *Anchomenus dorsalis* (environ 19%), tandis que l'axe 2 s'explique à 70% par la présence d'*A. dorsalis* et à 20% de *P. cupreus* (Figure 9 et Annexe 6). On retrouve bien une distinction entre SD et TS comme nous l'avons vu sur les Figure 4 et 5. Ainsi, les parcelles en SD se retrouvent du côté positif de notre axe 1, tandis que les parcelles TS et Fenay sont du côté négatif de l'axe. Nous avons donc une composition de communautés différentes entre ces systèmes. Notons également que les points de chaque transect en SD sont éparés, c'est le signe d'une plus grande variabilité inter-parcellaire, alors que ceux de TS et Fenay sont regroupés. Cela indique une certaine variabilité entre transects en termes de nombre d'individus et de diversité en SD. Tout comme pour l'année 2019, *A. dorsalis* et *P. cupreus* contribuent grandement à la formation de nos axes. Ainsi, SD se distingue des deux autres systèmes par l'activité-densité importante de ces espèces, notamment celle de *P. cupreus* qui est presque trois fois plus importante que sur

Fenay ou en TS. TS et Fenay présentent une abondance plus faible d'*A. dorsalis* et de *P. cupreus*. La proportion de capture pour cette dernière espèce est respectivement de 16 et 20% dans ces systèmes (contre 64% en SD). De plus, la distinction entre TS et SD se fait aussi par la présence de *Trechus gr. quadristriatus*, malgré un cos2 faible. En effet, cette espèce est présente à 60% en TS contre seulement 4% en SD. Or, la présence de *T. quadristriatus* est la seule tirant les parcelles vers la gauche de l'axe.

Quels impacts de ces changements sur la répartition des guildes trophiques ?

Les différences de composition de communautés mises en évidence dans la section précédente peuvent avoir un impact sur l'abondance relative des différentes guildes trophiques au sein d'un système. En effet, nous avons notamment deux espèces hyper-dominantes, nous souhaitons voir comment leur présence et activité-densité jouent sur ces répartitions.

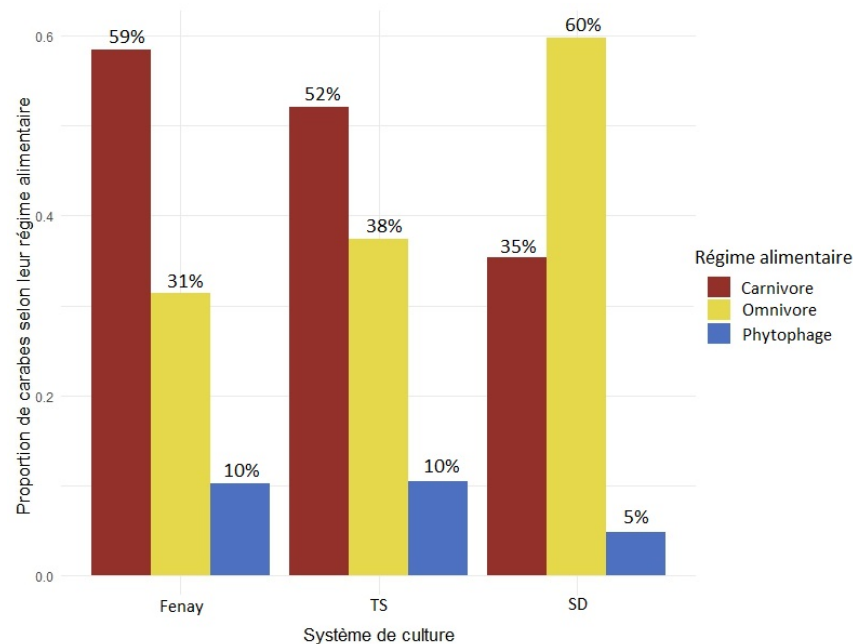


Figure 10 : Proportion de carabes selon leur régime alimentaire au sein des systèmes, obtenues après regroupement des données de toutes les parcelles de toutes les années pour chaque système.

Suite aux tests de khi 2, dans chaque système de culture, nous constatons que les guildes trophiques ne sont pas représentées de manière équilibrée. Les carnivores et les omnivores sont majoritairement présents, les phytophages se retrouvant toujours en proportion faible à moins de 10%. De plus, le rapport entre carnivores et omnivores change entre les systèmes. En Fenay et TS, les carnivores sont plus nombreux alors que cette tendance s'inverse en SD, avec une plus grande proportion d'omnivores (Figure 10).

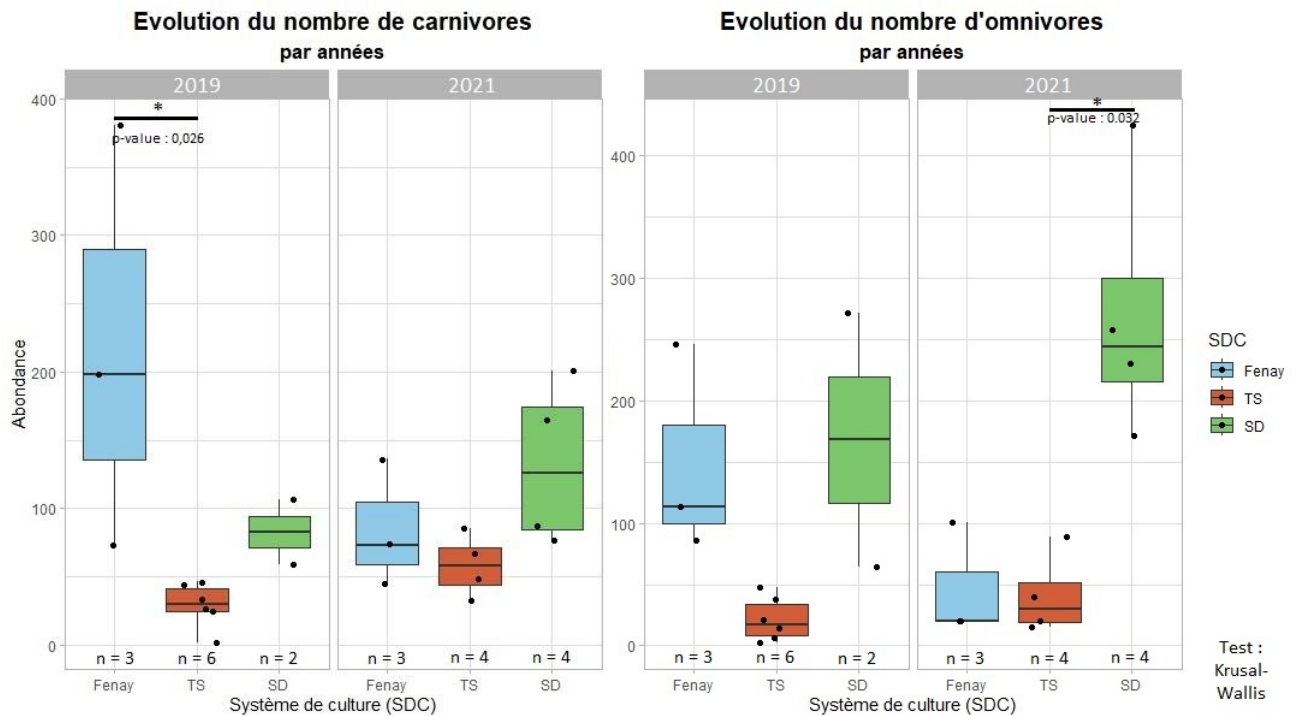


Figure 11 : Abondance de carabes selon leur régime alimentaire entre les systèmes. Chaque point représente une parcelle. Les étoiles correspondent à des groupes significativement différents obtenus à la suite de comparaisons multiples via des tests de Dunn.

Concernant la répartition des espèces échantillonnées entre chaque système, nous avons choisi de ne pas représenter les phytophages puisqu'ils ne constituaient pas une part importante dans l'abondance des carabes. Les carnivores sont répartis de manière équilibrée entre les systèmes, excepté en 2019 où ils sont significativement plus abondants sur Fenay (p-value de 0,026). En 2021, un grand nombre d'omnivores se trouve en SD comparé au système TS (p-value de 0,032). Concernant l'évolution de chaque régime au cours des années, il n'y avait aucune différence significative. On peut cependant observer une tendance à la baisse sur Fenay, une similarité en TS et une augmentation en SD pour les deux régimes alimentaires (Figure 11).

Discussion

Effet d'un système agroécologique avec travail du sol profond

Nos analyses montrent que le système agroécologique avec travail du sol profond n'impacte pas significativement la richesse et l'abondance de la communauté de carabes, en comparaison avec les parcelles de références en agriculture conventionnelle. On note que l'abondance en 2019 sur Fenay est supérieure à celle de TS sur CA-SYS, mais ceci est dû à une seule parcelle qui abritait une abondance particulièrement élevée et ce résultat ne représente donc pas une tendance générale (effet parcelle). Nos résultats ne valident donc pas l'hypothèse que nous avons émise, à savoir que l'introduction d'un réseau dense d'IAE et l'arrêt des produits phytosanitaires favoriseraient les carabes. Parallèlement, nous n'avons pas observé de différenciation de la communauté de TS au cours des années et la composition des communautés de carabes en 2021 était comparable en TS et sur Fenay.

Cette absence d'effet de la mise en place du système agroécologique TS sur les carabes pourrait avoir plusieurs causes. La première explication serait que le travail du sol profond a un effet délétère significatif et son maintien dans le système TS empêche toute évolution favorable des communautés de carabes, comme démontré par Tamburini et al. (2016). Il est également possible que certaines espèces de carabes présentes sur la plaine de Dijon aient développé une résistance aux produits phytosanitaires, la zone étant conduite majoritairement en agriculture intensive avec une utilisation d'insecticides importante en colza mais aussi en blé. Une étude récente démontre, en effet, l'apparition de telles résistances chez *P. cupreus*, espèce très majoritaire sur nos systèmes (Sowa et al. 2022). Par ailleurs, Kosewska et al. (2019) présentaient également des résultats similaires aux nôtres, montrant que les carabes ne sont pas toujours favorisés par l'agriculture biologique. Malgré une quantification encore non établie, il semblerait que l'arrêt des herbicides sur CA-SYS a nécessité le recours fréquent aux désherbages mécaniques et travail du sol profond pour gérer les adventices, ce qui n'est pas le cas sur Fenay. On peut émettre l'hypothèse que cette augmentation des perturbations mécaniques en TS a un impact négatif sur les carabes (Müller et al. 2022). Enfin, l'implantation du réseau dense d'IAE n'a peut-être pas eu l'effet positif escompté, sa composition ou sa qualité pouvant ne pas être suffisamment favorables aux carabes (Holland et al. 2016, Crowther et al.

2023). En effet, très peu de carabes ont été observés dans la bande enherbée de CA-SYS en Mai et Juin (Langonnier 2023). Il serait intéressant de mener des suivis sur ces IAE, notamment en tout début de printemps ou après la récolte de la culture pour évaluer leur rôle pour la reproduction et l'hibernation des carabes, ou de réaliser les mêmes analyses sur les données automnales.

Effet d'un système agroécologique sans travail du sol profond

Nos résultats indiquent que le système agroécologique sans travail du sol profond SD favorise une activité-densité importante des carabes, en comparaison avec les parcelles où le travail du sol profond est toujours utilisé. On note une richesse spécifique en 2021 plus importante en SD qu'en TS, cependant cette richesse n'est pas représentative. En effet, la richesse spécifique est influencée en partie par l'abondance. Afin de donner plus de poids aux espèces selon leur activité-densité, l'indice de diversité de Shannon permet d'avoir un meilleur aperçu en prenant en compte l'abondance relative de chaque espèce. Dans notre cas, l'indice de Shannon ne présente aucune différence significative entre nos systèmes quelle que soit l'année (Annexe 7). Nous supposons que les quelques espèces qui faisaient augmenter la richesse spécifique ne sont pas en nombre suffisant pour avoir un impact fonctionnel. De ce fait, ces résultats ne nous permettent pas de valider notre hypothèse, à savoir que l'introduction d'un réseau dense d'IAE, l'arrêt des produits phytosanitaires et l'arrêt d'un travail du sol profond favoriseraient la diversité de carabes. Pour ce qui est de favoriser l'activité-densité des carabes, nos résultats nous permettent de valider cette hypothèse. Cependant, la présence d'une seule espèce dominante peut être décisive concernant l'abondance des carabes (Müller et al. 2022). Dans nos parcelles, nous avons deux espèces majoritaires, *P. cupreus* et *A. dorsalis*. C'est l'activité-densité importante de ces espèces qui distinguent SD de TS, car elle est 7 fois supérieure pour *P. cupreus* et 4 fois pour *A. dorsalis*. En 2021, *P. cupreus* constituait 20% de captures en plus en SD qu'en TS.

Cette augmentation de l'activité-densité peut s'expliquer de différentes manières. Dans un premier temps, il y a la présence d'un couvert végétal en SD permettant de limiter le sol nu. Cette végétation est bénéfique pour les carabes car elle leur offre un abri (Muneret et al. 2023). Dans un second temps, l'arrêt du travail du sol profond et un faible travail du sol superficiel permet une augmentation de l'abondance de carabes. En effet, Sacco–Martret De Préville et al.

(2022) présentent des résultats similaires aux nôtres, avec une augmentation significative de l'activité-densité de certaines espèces. *P. cupreus* a été vu fortement abondant dans cet article ainsi que dans nos résultats. Sacco–Martret De Préville et al. (2022) présentent une abondance 7 fois plus élevée en comparaison avec un témoin labouré, 6 ans après conversion. Dans notre cas, avec une augmentation de 22% du nombre de captures de *P. cupreus* entre TS et SD en 2021, nous avons également une augmentation 7 fois plus importante, mais en l'espace de 3 ans après conversion (Annexe 9). Cette augmentation de l'activité-densité plus rapide que dans l'article de Sacco–Martret De Préville et al. (2022) pourraient s'expliquer par le fait que les produits phytosanitaires ne sont plus autorisés dans notre système. En effet, Sacco–Martret De Préville et al. (2022) précisent que dans leur cas, l'arrêt du travail du sol s'accompagnait d'un apport plus important d'herbicides afin de contrôler les adventices.

À noter qu'en SD, *P. cupreus* est plus présent qu'*A. dorsalis*, alors que cette tendance est inverse en TS. C'est pour cette raison que l'on observe une plus grande proportion d'omnivores que de carnivores en SD et l'inverse en TS, car *P. cupreus* est omnivore et *A. dorsalis* est carnivore. Ces résultats sont similaires à ceux de Rusch et al. (2013), qui observaient des différences en termes de distribution des espèces majoritaires et de composition fonctionnelle. Ainsi, même sans avoir une richesse spécifique qui évoluait, ils avaient plus de carnivores au début, puis plus d'omnivores après atténuation de l'intensification agricole. En effet, la présence importante d'omnivores est corrélée à un arrêt du travail du sol profond, due au retour des vers de terre et de limaces dans les sols (Lalonde et al. 2012). Nous pouvons envisager que le potentiel du service de régulation est donc plus important en SD en raison de l'activité-densité importante, notamment des omnivores. Il serait intéressant d'étudier le taux de prédateurs sur les pucerons ou sur les graines d'adventices.

En conclusion, l'adoption d'un système de culture agroécologique tel que SD semble favoriser l'activité-densité et la richesse spécifique des carabes par rapport aux systèmes conventionnels de travail du sol au bout de trois ans suite à la conversion. Cependant, ce sont les variations de l'activité-densité de deux espèces dominantes qui expliquent en grande partie ces différences. Il serait intéressant de voir dans le futur si les espèces plus minoritaires se trouvent favorisées une fois que les bénéfiques complets se seront installés en SD. De même, étudier les déterminants des cycles biologiques des espèces majoritaires pourrait nous permettre d'expliquer leur explosion dans le système SD.

Limites et perspectives

Le suivi des systèmes s'est pour le moment fait sur 5 années, ce qui permet de prendre en compte la variabilité inter-annuelle des conditions météorologiques, dont on connaît l'influence sur les carabes. Il est cependant possible que l'effet de changements de pratiques sur les carabes ne soit détectable qu'à plus long terme, ce qui justifie de poursuivre les suivis de biodiversité actuellement en cours. Le second facteur pouvant limiter notre interprétation est l'importante variabilité inter-parcellaire observée, visible notamment sur les Figure 4 et 5. La présence de parcelles avec des valeurs exceptionnelles comme sur Fenay en 2019 en est un bon exemple. Cette variabilité importante nécessiterait d'augmenter le nombre de parcelles échantillonnées par système et par année. Enfin, le relevé complet des pratiques réalisées sur chaque parcelle n'a pas été renseigné. Comme mentionné plus haut dans la discussion, la fréquence de certaines pratiques a un impact important sur l'abondance et la diversité des carabes, par exemple les passages réguliers de désherbages mécaniques en TS pour compenser l'arrêt des produits phytosanitaires et en SD pour l'absence du travail du sol profond. Il nous faudrait comptabiliser toutes ces perturbations selon leur profondeur, leur fréquence et leur période, car ces différents facteurs n'ont pas le même effet sur les carabes (Muneret et al. 2023). Avoir ces renseignements nous permettrait de mieux conclure sur leurs impacts sur les communautés de carabes. De plus, nous avons réalisé des ACP non normées afin de mieux comprendre l'importance des espèces hyper-dominantes par rapport aux espèces minoritaires. Ainsi, nous avons un meilleur aperçu des communautés de manière écologiquement fonctionnelle, car ce sont les espèces les plus nombreuses qui contribueront le plus au service de régulation. Il serait cependant intéressant d'étudier les espèces minoritaires via des ACP normées, afin d'observer leur évolution au sein des différents systèmes.

D'autres études sont actuellement en cours pour nous permettre de mieux comprendre l'impact de la mise en place de ces systèmes agroécologiques sur les carabes. Le projet EMERGE étudie les émergences de carabes entre les systèmes TS et SD. Grâce à ces données, il sera possible de mieux comprendre l'impact d'un travail du sol profond sur les carabes et leurs larves. Ces résultats apporteront également des réponses, une fois mis en relation avec les populations circulantes, afin de quantifier l'importance des IAE en bordure de culture comme lieux d'hivernation.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Sandrine Petit-Michaut, mon encadrante de stage, pour son accompagnement, ses conseils avisés et sa bienveillance tout au long de mon stage. Je voudrais également remercier Paul Bannwart. Son aide a été précieuse lors du traitement des données et des analyses statistiques. Sa présence a grandement facilité mon apprentissage. Sans compter nos sorties sur le terrain et nos sessions de tri qui m'ont permis de sortir un peu la tête du bureau. Une mention spéciale à Chantal, qui a partagé avec passion ses connaissances sur les carabes. Son enthousiasme pour son travail a été très inspirant. Je tiens également à remercier tous les autres thésards présents lors de ma période de stage. Les échanges avec eux ont toujours été stimulants et j'ai beaucoup appris. Merci à Léa, Margot, Martin et Quentin, stagiaires tout comme moi, pour leurs folles et passionnantes discussions. Enfin, un immense merci à mon amie Louise, qui m'a soutenue tout au long de ce périple qu'a été notre Master. Ses relectures et ses encouragements m'ont permis d'avancer et de surmonter le syndrome de la page blanche à de nombreuses reprises.

Références

- Altieri MA (2019) *Agroecology: The Science Of Sustainable Agriculture*, Second Edition, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton.
- Barber HS (1931) Traps for Cave-Inhabiting Insects. *J Elisha Mitchell Sci Soc* 46:259–266.
- Beaumelle L, Tison L, Eisenhauer N, Hines J, Malladi S, Pelosi C, Thouvenot L, Phillips HRP (2023) Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *J Appl Ecol* 60:1239–1253.
- Begg GS, Cook SM, Dye R, Ferrante M, Franck P, Lavigne C, Lövei GL, Mansion-Vaquie A, Pell JK, Petit S, Quesada N, Ricci B, Wratten SD, Birch ANE (2017) A functional overview of conservation biological control. *Crop Prot* 97:145–158.
- Bernhardt ES, Rosi EJ, Gessner MO (2017) Synthetic chemicals as agents of global change. *Front Ecol Environ* 15:84–90.
- Bohan DA, Bohan AC, Glen DM, Symondson WOC, Wiltshire CW, Hughes L (2000) Spatial Dynamics of Predation by Carabid Beetles on Slugs. *J Anim Ecol* 69:367–379.
- Bohan DA, Boursault A, Brooks DR, Petit S (2011) National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators: Carabid seed predation. *J Appl Ecol* 48:888–898.

- Carbonne B, Bohan DA, Petit S (2020) Key carabid species drive spring weed seed predation of *Viola arvensis*. *Biol Control* 141:104148.
- Crowther LI, Wilson K, Wilby A (2023) The impact of field margins on biological pest control: a meta-analysis. *BioControl* 68:387–396.
- Ditner N, Balmer O, Beck J, Blick T, Nagel P, Luka H (2013) Effects of experimentally planting non-crop flowers into cabbage fields on the abundance and diversity of predators. *Biodivers Conserv* 22:1049–1061.
- Douglas MR, Rohr JR, Tooker JF (2015) EDITOR'S CHOICE: Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soybean yield. *J Appl Ecol* 52:250–260.
- Duru M, Therond O, Martin G, Martin-Clouaire R, Magne M-A, Justes E, Journet E-P, Aubertot J-N, Savary S, Bergez J-E, Sarthou JP (2015) How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agron Sustain Dev* 35:1259–1281.
- Fadl A, Purvis G, Towey K (1996) The effect of time of soil cultivation on the incidence of *Pterostichus melanarius* (Illig.) (Coleoptera: Carabidae) in arable land in Ireland. *Ann Zool Fenn* 33:207–214.
- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, Weisser WW, Emmerson M, Morales MB, Ceryngier P, Liira J, Tschamtker T, Winqvist C, Eggers S, Bommarco R, Pärt T, Bretagnolle V, Plantegenest M, Clement LW, Dennis C, Palmer C, Oñate JJ, Guerrero I, Hawro V, Aavik T, Thies C, Flohre A, Hänke S, Fischer C, Goedhart PW, Inchausti P (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl Ecol* 11:97–105.
- Holland J (2002) Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems. In: *The Agroecology of Carabid Beetles*. pp 1–40.
- Holland JM, Bianchi FJ, Entling MH, Moonen A-C, Smith BM, Jeanneret P (2016) Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies: Structure, function and management of semi-natural habitats for biological control. *Pest Manag Sci* 72:1638–1651.
- Holland JM, Luff ML (2000) The Effects of Agricultural Practices on Carabidae in Temperate Agroecosystems. *Integr Pest Manag Rev* 5:109–129.
- Jacquet F, Jeuffroy M-H, Jouan J, Le Cadre E, Litrico I, Malausa T, Reboud X, Huyghe C (2022) Pesticide-free agriculture as a new paradigm for research. *Agron Sustain Dev* 42:8.
- Kladivko EJ (2001) Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res* 61:61–76.
- Knight RL, Landres PB (2002) Central Concepts and Issues of Biological Conservation. In: Gutzwiller KJ (ed) *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer

- New York, New York, NY, pp 22–33. http://link.springer.com/10.1007/978-1-4613-0059-5_2 (10 August 2023, date last accessed).
- Kosewska A, Nijak K, Nietupski M, Kędzior R (2019) Effect of plant protection on assemblages of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in beetroot crops in four-year rotation. ARPHA Conf Abstr 2
- Kromp B (1999) Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agric Ecosyst Environ* 74:187–228.
- Lalonde O, Légère A, Stevenson FC, Roy M, Vanasse A (2012) Carabid beetle communities after 18 years of conservation tillage and crop rotation in a cool humid climate. *Can Entomol* 144:645–657.
- Landis DA, Wratten SD, Gurr GM (2000) Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annu Rev Entomol* 45:175–201.
- Langonnier L (2023) Installation d'IAE sur une ferme agroécologique : effets sur les communautés de carabes.
- Lövei GL, Sunderland KD (1996) Ecology and behavior of Ground Beetles (Coleoptera : Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41, 231-256.
- Mauchline AL, Osborne JL, Powell W (2004) Feeding responses of carabid beetles to dimethoate-contaminated prey. *Agric For Entomol* 6:99–104.
- Méline C (2018) Transition agroécologique et régulation biologique de bio-agresseurs: protocole de suivi et relevés initiaux pour la plateforme CA-SYS.
- Midway S, Robertson M, Flinn S, Kaller M (2020) Comparing multiple comparisons: practical guidance for choosing the best multiple comparisons test. *PeerJ* 8:e10387.
- Müller P, Neuhoff D, Nabel M, Schiffers K, Döring TF (2022) Tillage effects on ground beetles in temperate climates: a review. *Agron Sustain Dev* 42:65.
- Muneret L, Ricci B, Vialatte A, Aviron S, Ducourtieux C, Biju-Duval L, Petit S (2023) Carabid beetles have hump-shaped responses to disturbance and resource gradients within agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 60:581–591.
- Petit S, Trichard A, Biju-Duval L, McLaughlin O, Bohan D (2017) Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. *Agric Ecosyst Environ* 240:45–53.
- Puech C, Baudry J, Joannon A, Poggi S, Aviron S (2014) Organic vs. conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies? *Agric Ecosyst Environ* 194:48–57.
- Roger JL, Jambo O, Bouger G (2012) Clé des Carabidae des paysages agricoles du Nord-Ouest de la France.

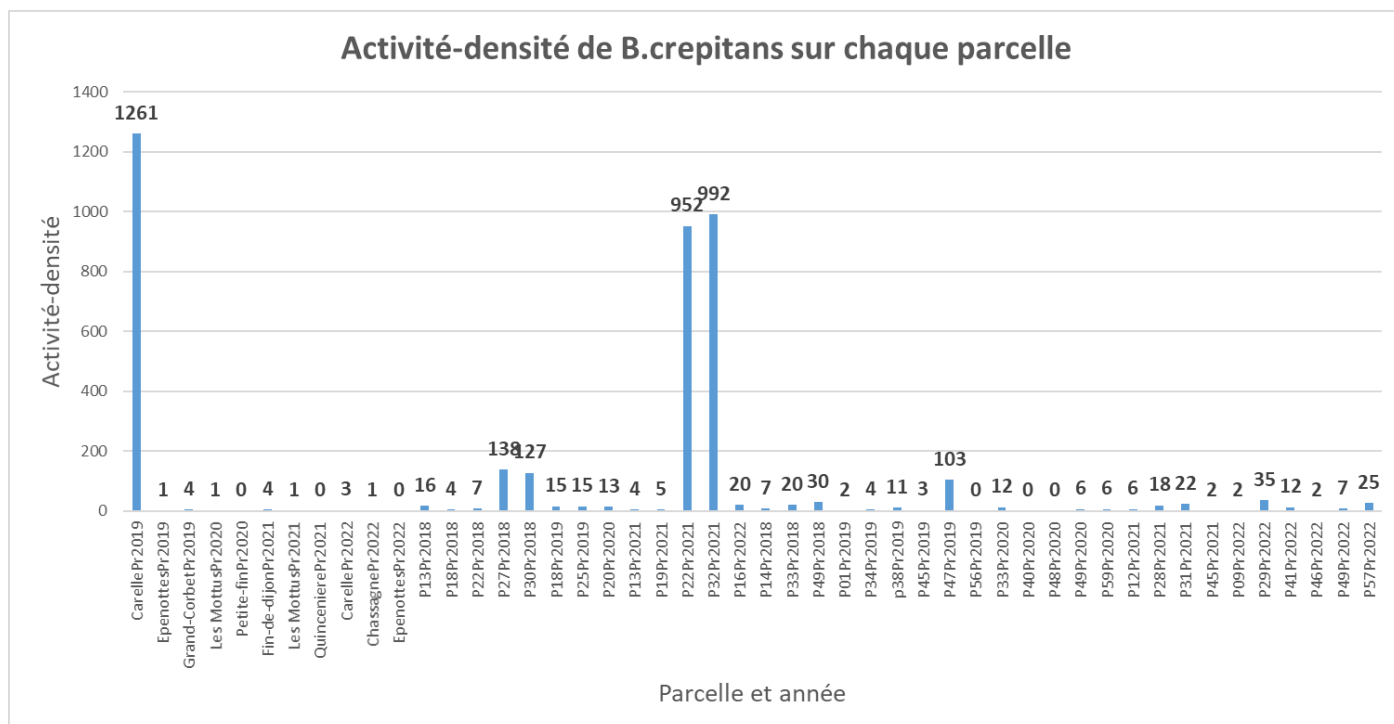
- Rusch A, Bommarco R, Chiverton P, Öberg S, Wallin H, WikteliuS S, Ekbom B (2013) Response of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) communities to changes in agricultural policies in Sweden over two decades. *Agric Ecosyst Environ* 176:63–69.
- Sacco–Martret De Préville A, Ortiz-Martinez S, Plantegenest M, Canard E (2022) Effect of Conservation Agriculture on Aphid Biocontrol by Generalist (Carabid Beetle) and Specialist (Parasitoids Wasp) Natural Enemy Communities in Winter Wheat. *Front Ecol Evol* 10:893787.
- Saska P, Vodde M, Heijerman T, Westerman P, Van Der Werf W (2007) The significance of a grassy field boundary for the spatial distribution of carabids within two cereal fields. *Agric Ecosyst Environ* 122:427–434.
- Sowa G, Bednarska AJ, Ziólkowska E, Laskowski R (2022) Homogeneity of agriculture landscape promotes insecticide resistance in the ground beetle *Poecilus cupreus*. *PLOS ONE* 17:e0266453.
- Tamburini G, De Simone S, Sigura M, Boscutti F, Marini L (2016) Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *J Appl Ecol* 53:233–241.
- Thomas CFG, Parkinson L, Marshall EJP (1998) Isolating the Components of Activity-Density for the Carabid Beetle *Pterostichus melanarius* in Farmland. *Oecologia* 116:103–112.
- Turin H (2000) *De Nederlandse loopkevers : verspreiding en oecologie (Coleoptera : Carabidae)*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden, NLD/ KNNV Uitgeverij, Utrecht, NLD.
- Van der Sluijs JP, Amaral-Rogers V, Belzunces LP, Bijleveld van Lexmond MFIJ, Bonmatin J-M, Chagnon M, Downs CA, Furlan L, Gibbons DW, Giorio C, Girolami V, Goulson D, Kreuzweiser DP, Krupke C, Liess M, Long E, McField M, Mineau P, Mitchell EAD, Morrissey CA, Noome DA, Pisa L, Settele J, Simon-Delso N, Stark JD, Tapparo A, Van Dyck H, van Praagh J, Whitehorn PR, Wiemers M (2015) Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environ Sci Pollut Res* 22:148–154.
- Van Toor RF (2006) The effects of pesticides on Carabidae (Insecta Coleoptera) predators of slugs (Mollusca Gastropoda) literature review. *N Z Plant Prot* 59:208–216.
- Winder L, Alexander CJ, Holland JM, Symondson WOC, Perry JN, Woolley C (2005) Predatory activity and spatial pattern: the response of generalist carabids to their aphid prey. *J Anim Ecol* 74:443–454.

Annexes

Annexe 1 : Carte du domaine d'Époisse représentant les parcelles de CA-SYS : les parcelles vertes sont en SD et les oranges sont en TS. Les bordures vert fluo indiquent l'emplacement d'IAE.



Annexe 2 : Activité-densité de *B. crepitans* sur chaque parcelle



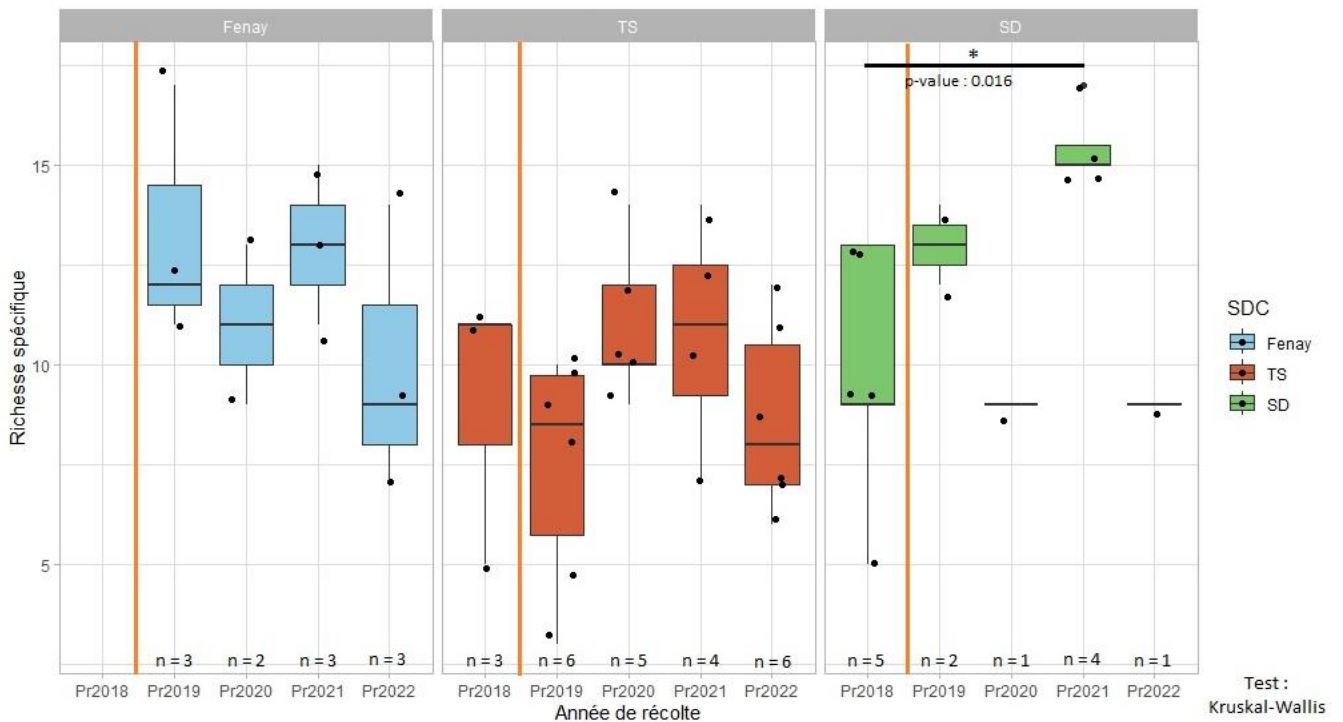
Annexe 3 : Compilation de toutes les données après correction des *B. crepitans* et *B.sclopeta*

Espèce	Régime	FENAY			TS			SD			TOTAL	Proportion
		AD totale	AD moyenne/parcelle	Occurrence	AD totale	AD moyenne/parcelle	Occurrence	AD totale	AD moyenne/parcelle	Occurrence		
Poecilus cupreus	Omni	577	52	91%	440	18	88%	1801	139	100%	2818	37%
Anchomenus dorsalis	Carni	866	79	100%	607	25	88%	1045	80	100%	2518	33%
Brachinus crepitans	Omni	62	6	73%	134	6	88%	169	13	100%	365	5%
Trechus gr. quadristriatus	Carni	128	12	100%	211	9	83%	15	1	31%	354	5%
Pseudoophonus rufipes	Omni	49	4	73%	92	4	75%	171	13	77%	312	4%
Harpalus affinis	Phyto	66	6	100%	112	5	83%	100	8	77%	278	4%
Pterostichus melanarius	Carni	25	2	64%	45	2	33%	77	6	100%	147	2%
Brachinus sclopeta	Omni	19	2	91%	40	2	54%	48	4	69%	107	1%
Nebria salina	Carni	65	6	64%	17	1	25%	20	2	38%	102	1%
Metallina lampros	Carni	17	2	27%	35	1	50%	38	3	77%	90	1%
Diachromus germanus	Phyto	0	0	0%	0	0	0%	60	5	8%	60	1%
Gynandromorphus etruscus	NA	1	0	9%	25	1	13%	24	2	23%	50	1%
Brachinus elegans	NA	0	0	0%	3	0	8%	43	3	15%	46	1%
Harpalus distinguendus	Phyto	2	0	9%	33	1	17%	9	1	23%	44	1%
Phyla obtusa	Carni	6	1	27%	18	1	38%	8	1	31%	32	0%
Syntomus obscurouguttatus	Carni	6	1	27%	9	0	33%	13	1	62%	28	0%
Amara ovata/similata	Phyto	1	0	9%	1	0	4%	25	2	8%	27	0%
Semiophonus signaticornis	Phyto	5	0	45%	21	1	4%	1	0	8%	27	0%
Harpalus dimidiatus	Phyto	7	1	18%	6	0	13%	12	1	15%	25	0%
Pedius longicollis	Carni	2	0	18%	14	1	25%	8	1	23%	24	0%
Nebria brevicollis	Carni	16	1	18%	2	0	8%	3	0	15%	21	0%
Microlestes sp.	Carni	7	1	36%	9	0	25%	2	0	15%	18	0%
Ophonus azureus	Phyto	0	0	0%	9	0	8%	6	0	38%	15	0%
Brachinus explodens	Carni	6	1	9%	4	0	8%	4	0	8%	14	0%
Amara consularis	Phyto	1	0	9%	1	0	4%	9	1	31%	11	0%
Amara aenea	Phyto	0	0	0%	9	0	4%	0	0	0%	9	0%
Amara familiaris	Phyto	0	0	0%	8	0	4%	0	0	0%	8	0%
Anisodactylus signatus	Omni	0	0	0%	0	0	0%	4	0	8%	4	0%
Badister sodalis	Carni	2	0	18%	1	0	4%	1	0	8%	4	0%
Carabus auratus	Carni	3	0	18%	1	0	4%	0	0	0%	4	0%
Notiophilus substriatus	Carni	4	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	4	0%
Acupalpus meridianus	Omni	1	0	9%	2	0	4%	0	0	0%	3	0%
Carabus coriaceus	Carni	2	0	9%	1	0	4%	0	0	0%	3	0%
Clivina gr. fossor	Carni	0	0	0%	0	0	0%	3	0	15%	3	0%
Demetrias atricapillus	Carni	1	0	9%	0	0	0%	2	0	15%	3	0%
Metallina properans	Carni	2	0	18%	0	0	0%	1	0	8%	3	0%
Polystichus connexus	NA	0	0	0%	0	0	0%	3	0	8%	3	0%
Agonum nigrum	Carni	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0%
Amara apricaria	Phyto	1	0	9%	0	0	0%	1	0	8%	2	0%
Harpalus rubripes	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	1	0	8%	2	0%
Notiophilus biguttatus	Carni	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0%
Parophonus maculicornis	NA	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0%
Syntomus foveatus	NA	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0%
Agonum muelleri	Carni	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0%
Amara fulvipes	Phyto	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0%
Amara montivaga	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0%
Bembidion quadrimaculatum	Carni	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0%
Harpalus cupreus	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0%
Harpalus luteicornis	Phyto	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0%
Loricera pilicornis	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0%
Notiophilus aquaticus	Carni	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0%
Notiophilus quadripunctatus	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0%
Paraphonus mendax	NA	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0%
Scybalicus oblongiusculus	NA	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0%
Trechoblemus micros	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0%

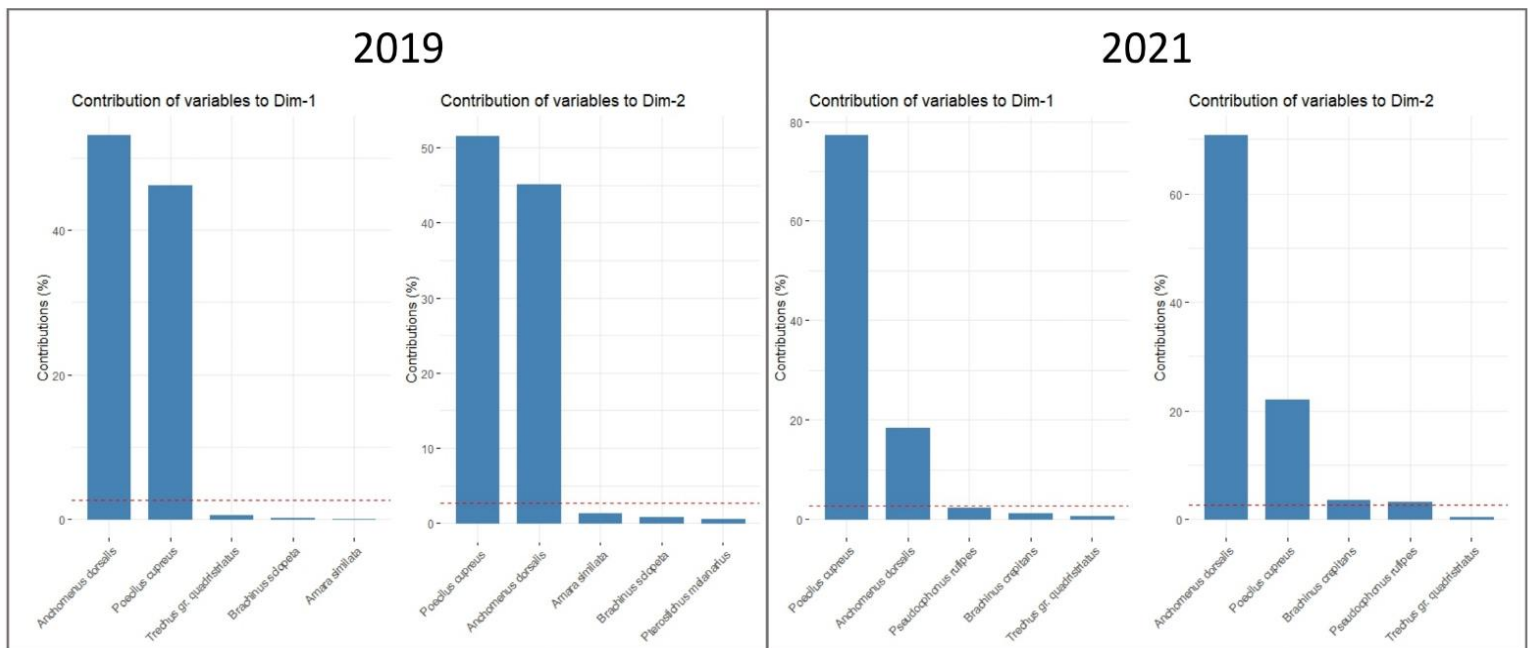
Annexe 4 : Compilation de toutes les données avant correction des *B. crepitans* et *B. sclopeta*

Espèce	Régime	FENAY			TS			SD			TOTAL	Proportion
		AD totale	AD moyenne /parcelle	Occurrence	AD totale	AD moyenne /parcelle	Occurrence	AD totale	AD moyenne /parcelle	Occurrence		
<i>Brachinus crepitans</i>	Omni	1276	116	73%	335	14	88%	2308	178	100%	3919	32,1%
<i>Poecilus cupreus</i>	Omni	577	52	91%	440	18	88%	1801	139	100%	2818	23,1%
<i>Anchomenus dorsalis</i>	Carni	866	79	100%	607	25	88%	1045	80	100%	2518	20,6%
<i>Brachinus sclopeta</i>	Omni	45	4	91%	626	26	54%	496	38	69%	1167	9,5%
<i>Trechus gr. quadristriatus</i>	Carni	128	12	100%	211	9	83%	15	1	31%	354	2,9%
<i>Pseudophonus rufipes</i>	Omni	49	4	73%	92	4	75%	171	13	77%	312	2,6%
<i>Harpalus affinis</i>	Phyto	66	6	100%	112	5	83%	100	8	77%	278	2,3%
<i>Pterostichus melanarius</i>	Carni	25	2	64%	45	2	33%	77	6	100%	147	1,2%
<i>Nebria salina</i>	Carni	65	6	64%	17	1	25%	20	2	38%	102	0,8%
<i>Metallina lampros</i>	Carni	17	2	27%	35	1	50%	38	3	77%	90	0,7%
<i>Diachromus germanus</i>	Phyto	0	0	0%	0	0	0%	60	5	8%	60	0,5%
<i>Gynandromorphus etruscus</i>	NA	1	0	9%	25	1	13%	24	2	23%	50	0,4%
<i>Brachinus elegans</i>	NA	0	0	0%	3	0	8%	43	3	15%	46	0,4%
<i>Harpalus distinguendus</i>	Phyto	2	0	9%	33	1	17%	9	1	23%	44	0,4%
<i>Phyla obtusa</i>	Carni	6	1	27%	18	1	38%	8	1	31%	32	0,3%
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	Carni	6	1	27%	9	0	33%	13	1	62%	28	0,2%
<i>Amara ovata/similata</i>	Phyto	1	0	9%	1	0	4%	25	2	8%	27	0,2%
<i>Semiophonus signaticornis</i>	Phyto	5	0	45%	21	1	4%	1	0	8%	27	0,2%
<i>Harpalus dimidiatus</i>	Phyto	7	1	18%	6	0	13%	12	1	15%	25	0,2%
<i>Pedius longicollis</i>	Carni	2	0	18%	14	1	25%	8	1	23%	24	0,2%
<i>Nebria brevicollis</i>	Carni	16	1	18%	2	0	8%	3	0	15%	21	0,2%
<i>Microlestes sp.</i>	Carni	7	1	36%	9	0	25%	2	0	15%	18	0,1%
<i>Ophonus azureus</i>	Phyto	0	0	0%	9	0	8%	6	0	38%	15	0,1%
<i>Brachinus explodens</i>	Carni	6	1	9%	4	0	8%	4	0	8%	14	0,1%
<i>Amara consularis</i>	Phyto	1	0	9%	1	0	4%	9	1	31%	11	0,1%
<i>Amara aenea</i>	Phyto	0	0	0%	9	0	4%	0	0	0%	9	0,1%
<i>Amara familiaris</i>	Phyto	0	0	0%	8	0	4%	0	0	0%	8	0,1%
<i>Anisodactylus signatus</i>	Omni	0	0	0%	0	0	0%	4	0	8%	4	0,0%
<i>Badister sodalis</i>	Carni	2	0	18%	1	0	4%	1	0	8%	4	0,0%
<i>Carabus auratus</i>	Carni	3	0	18%	1	0	4%	0	0	0%	4	0,0%
<i>Notiophilus substriatus</i>	Carni	4	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	4	0,0%
<i>Acupalpus meridianus</i>	Omni	1	0	9%	2	0	4%	0	0	0%	3	0,0%
<i>Carabus coriaceus</i>	Carni	2	0	9%	1	0	4%	0	0	0%	3	0,0%
<i>Clivina gr. fossor</i>	Carni	0	0	0%	0	0	0%	3	0	15%	3	0,0%
<i>Demetrias atricapillus</i>	Carni	1	0	9%	0	0	0%	2	0	15%	3	0,0%
<i>Metallina properans</i>	Carni	2	0	18%	0	0	0%	1	0	8%	3	0,0%
<i>Polystichus connexus</i>	NA	0	0	0%	0	0	0%	3	0	8%	3	0,0%
<i>Agonum nigrum</i>	Carni	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0,0%
<i>Amara apricaria</i>	Phyto	1	0	9%	0	0	0%	1	0	8%	2	0,0%
<i>Harpalus rubripes</i>	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	1	0	8%	2	0,0%
<i>Notiophilus biguttatus</i>	Carni	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0,0%
<i>Parophonus maculicornis</i>	NA	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0,0%
<i>Syntomus foveatus</i>	NA	2	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	2	0,0%
<i>Agonum muelleri</i>	Carni	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Amara fulvipes</i>	Phyto	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Amara montivaga</i>	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	Carni	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Harpalus cupreus</i>	Phyto	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Harpalus luteicornis</i>	Phyto	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0,0%
<i>Loricera pilicornis</i>	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Notiophilus aquaticus</i>	Carni	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0,0%
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Paraphonus mendax</i>	NA	0	0	0%	1	0	4%	0	0	0%	1	0,0%
<i>Scybalicus oblongiusculus</i>	NA	0	0	0%	0	0	0%	1	0	8%	1	0,0%
<i>Trechoblemus micros</i>	Carni	1	0	9%	0	0	0%	0	0	0%	1	0,0%

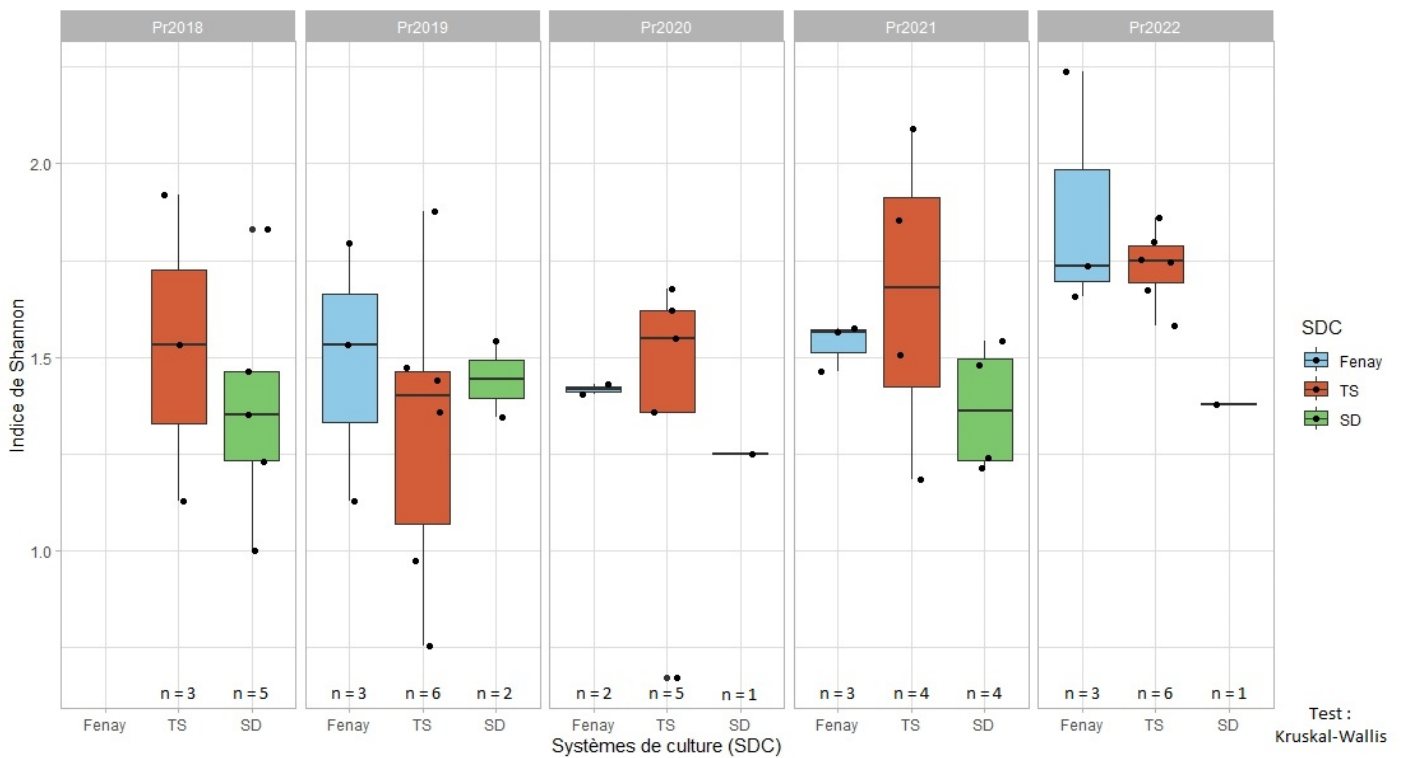
Annexe 5 : Évolution de la richesse spécifique par systèmes au fil des années. Un point correspond à une parcelle au printemps, soit 8 pièges Barber. Les étoiles correspondent à des groupes significativement différents obtenus à la suite de comparaisons multiples via des tests de Dunn



Annexe 6 : Contribution des espèces à la formation des axes des ACP 2019 et 2021. Les 5 espèces contribuant le plus sont représentées



Annexe 8 : Évolution de l'indice de Shannon par année selon les systèmes



Annexe 9 : Évolution du taux de capture de *Pocilus cupreus* entre les systèmes TS et SD

