

Mémoire

Auteur : Péters, Julien

Promoteur(s) : Carnol, Monique; 3914

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/16311>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Comparaison de la biodiversité fonctionnelle entre les vergers de pommiers basses tiges et hautes tiges wallons



Mémoire présenté par PETERS Julien, en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion.

Promoteurs : Monique Carnol et Alain Peeters

ANNÉE ACADEMIQUE 2021-2022

Remerciements

Avant de vous plonger dans le merveilleux monde des pommes, je tiens à remercier plusieurs personnes sans lesquelles ce mémoire ne serait pas, en ce moment, entre vos mains ou sur votre écran d'ordinateur.

Tout d'abord, je tiens à remercier mes deux promoteurs, Monique Carnol et Alain Peeters, pour leur suivi tout au long de ce travail. Mme Carnol, MERCI pour vos nombreuses relectures et votre travail pointilleux et ô combien, formateur. M. Peeters, MERCI pour votre proposition de ce super sujet qui m'a fait découvrir le milieu passionnant de l'arboriculture ainsi que nos nombreuses réunions « zoom » remplies de conseils avisés.

Tout particulièrement, je tiens à remercier l'ensemble des arboriculteurs qui m'ont permis de réaliser mes mesures dans leur verger et qui m'ont transmis une mine d'or d'informations ! Plus spécifiquement, je remercie Marc Delvaux pour ses journées passées à me faire visiter de nombreux vergers, découvrir les plaisirs de la récolte et comprendre la complexité du système. Je remercie Alain Dirick pour les journées découvertes de vergers durant ses tournées, sa grande pédagogie et ses multiples conseils. Je remercie Fabrice de Bellefroid, président de l'Asbl Diversifruits, pour son accueil et le partage de toutes ses connaissances.

Ensuite, je tiens à remercier Benjamin Cerisier, Eva Velghe et l'ensemble de l'équipe de la Fédération des Parcs Naturels de Wallonie. MERCI pour votre accueil chaleureux lors de mon stage et de m'avoir fait découvrir une tout autre facette de la culture fruitière. En me partageant de nombreuses informations et me faisant rencontrer plein d'acteurs, vous avez également énormément contribué à ce mémoire.

Avec eux, je tiens à remercier le CRA-W de Gembloux avec Marc Lateur, Alain Rondia et tous les membres de l'équipe, pour leur partage d'informations sur leurs recherches, la découverte de leurs installations, leur disponibilité et l'accès à leurs vergers d'essais pour mes mesures.

Aussi, je tiens à remercier l'ensemble des professeurs de l'Université de Liège pour leurs cours enrichissants et leur soutien lors de ces années d'étude. Ce mémoire est en quelque sorte la consécration des nombreux apprentissages que j'ai pu acquérir grâce à eux.

Enfin, et non des moindres, je tiens à remercier mes proches. MERCI à notre équipe « Géotouristique » de biologie à travers laquelle on a partagé toutes nos folies durant ces études et surtout MERCI à ma famille pour leur soutien durant tout ce parcours et sans laquelle je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui.

Comparaison de la biodiversité fonctionnelle entre les vergers de pommiers basses tiges et hautes tiges wallons

*Mémoire réalisé par PETERS Julien, août 2022
Promoteurs : Monique Carnol et Alain Peeters*

L'utilisation excessive de produits phytosanitaires est reconnue aujourd'hui comme une des principales causes du déséquilibre des agroécosystèmes, du déclin de la biodiversité et des risques sur la santé publique. L'arboriculture fruitière basses tiges (BT), étant particulièrement sensible aux bioagresseurs, nécessite de nombreux intrants pour obtenir des fruits commercialisables. Parmi eux, la culture de pommes, considérée comme la culture la plus traitée d'Europe, représente plus de 600 hectares en Wallonie. Dans un contexte de crise de la biodiversité et d'augmentation du prix des intrants, de nombreux arboriculteurs et chercheurs s'interrogent sur l'avenir du verger intensif et redonnent de l'intérêt à un système agroécologique paysan oublié : le verger hautes tiges (HT). Cette culture traditionnelle, sans traitements, permet d'associer la production fruitière et l'élevage sur la même parcelle. Ces vergers pourraient contenir une biodiversité fonctionnelle supérieure aux systèmes conventionnels et ouvrir la voie à une arboriculture agroécologique plus durable.

À travers notre étude, nous avons comparé la composition de différents groupes d'organismes fournissant des services écosystémiques de régulation dans les vergers de pommiers basses tiges et hautes tiges wallons. Plus spécifiquement, nous avons (i) inventorié la richesse avifaunistique de chaque milieu, (ii) évalué l'abondance de forficules en tant qu'agent de lutte biologique, (iii) caractérisé les communautés végétales de chaque forme de verger (iv) comparé la fréquence de pollinisation et la diversité spécifique des espèces pollinisatrices et (v) comparé l'abondance et la diversité des lombrics du sol. Ces mesures se sont déroulées du 20 avril au 1er juin 2022 dans 20 vergers de pommiers wallons, répartis équitablement entre les deux formes de cultures (BT & HT).

Des différences de composition de l'avifaune et de la végétation ont été observées entre les deux systèmes. Concernant les oiseaux, les vergers HT contenaient une richesse spécifique plus élevée, avec une plus grande hétérogénéité. En effet, seulement des espèces communes aux deux formes se retrouvaient dans les vergers BT. Des facteurs comme l'environnement, la gestion de l'herbage et la présence d'arbres autour de la parcelle ont également influencé la présence de certaines espèces. De plus, une distinction des communautés végétales a été observée entre les deux formes de cultures, avec une richesse spécifique plus élevée dans les vergers HT. Aucun des facteurs mesurés ne semble influencer ces différences. Enfin, concernant les forficules, lombrics et polliniseurs, aucun résultat concluant n'a pu être ressorti de cette étude. D'autres recherches plus ciblées seront nécessaires pour évaluer l'impact de la forme de culture sur ces différents groupes d'organismes.

Ce travail a permis de démontrer une première différence de biodiversité fonctionnelle entre les vergers hautes tiges et basses tiges. Cependant, de multiples lacunes restent encore à combler pour comprendre l'ensemble de la complexité de ces milieux. De nombreux axes de recherche s'ouvrent à travers cette étude et pourront être primordiaux pour le futur de l'arboriculture.

Table des matières

<u>1</u>	<u>CONTEXTE GÉNÉRAL ET OBJECTIFS</u>	<u>1</u>
<u>2</u>	<u>INTRODUCTION</u>	<u>2</u>
2.1	L'AGRICULTURE INTENSIVE.....	2
2.2	LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE.....	4
2.3	LA BIODIVERSITÉ FONCTIONNELLE ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES.....	8
<u>3</u>	<u>MATÉRIEL ET MÉTHODES</u>	<u>15</u>
3.1	SITES D'ÉTUDE.....	15
3.2	SÉLECTION DES INDICATEURS DE BIODIVERSITÉ FONCTIONNELLE	16
3.3	ESTIMATIONS ET MESURES DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES VERGER DE POMMIERS BASSES TIGES ET HAUTES TIGES EN WALLONIE	17
3.4	ANALYSES STATISTIQUES	19
<u>4</u>	<u>RÉSULTATS</u>	<u>22</u>
4.1	DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE DE L'AVIFAUNE	22
4.2	STRUCTURE DES DIFFÉRENTES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES.....	26
4.3	ABONDANCE DES LOMBRICS DU SOL.....	29
<u>5</u>	<u>DISCUSSIONS</u>	<u>31</u>
5.1	DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE DE L'AVIFAUNE	31
5.2	ABONDANCE DE <i>FORFICULA AURICULARIA</i> EN TANT QU'AGENT DE LUTTE BIOLOGIQUE	32
5.3	STRUCTURE DES DIFFÉRENTES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES.....	33
5.4	FRÉQUENCE DE POLLINISATION ET DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE DES ESPÈCES POLLINISATRICES	34
5.5	ABONDANCE DES LOMBRICS DU SOL.....	35
<u>6</u>	<u>CONCLUSION ET PERSPECTIVES</u>	<u>37</u>
<u>7</u>	<u>BIBLIOGRAPHIE.....</u>	<u>39</u>

Table des figures

FIGURE 1: VERGER BASSES TIGES À VERLAINÉ (BELGIQUE).....	3
FIGURE 2: PROTECTION D'UN VERGER BASSES TIGES PAR DES FILETS ANTI-GRÈLE À SOUMAGNE (BELGIQUE)	3
FIGURE 3: VERGER HAUTES TIGES SITUÉ À HACOURT (BELGIQUE).....	5
FIGURE 4: RÉCOLTE DE POMMES À L'ÉCHELLE DANS UN VERGER HT À HACOURT (BELGIQUE)	5
FIGURE 5: ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE EN HAUTES TIGES EN BELGIQUE ENTRE 1943 ET 1989 D'APRÈS DIVERSIFRUIT (CERISIER, 2017).....	6
FIGURE 6: ÉVOLUTION DU PAYSAGE DU VILLAGE DE BLÉGNY (PAYS DE HERVE) DE 1947 (À GAUCHE) À 2000 (À DROITE).....	7
FIGURE 7: ÉVOLUTION DES PRODUCTIONS DE VINS ET DE CIDRES.....	7
FIGURE 8: POMMIER CENTENAIRE À HACOURT (BELGIQUE)	13
FIGURE 9: NOMBREUSES CAVITÉS DANS UN VIEUX POMMIER À OCQUIER (BELGIQUE).....	13
FIGURE 10: RÉPARTITION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE DES FORMES BASSES TIGES (ROUGE) ET HAUTES TIGES (BLEU) EN WALLONIE.	15
FIGURE 11: : DÉCOUPAGE DES PARCELLES EN 12 SOUS-PARTIES DE TAILLE ÉGALE.....	17
FIGURE 12 : ÉTAPES DU RELEVÉ DE LOMBRICS À DALHEM (BELGIQUE).....	19
FIGURE 13: BOÎTES À MOUSTACHES REPRÉSENTANT LE NOMBRE D'ESPÈCES D'OISEAUX MOYEN RETROUVÉ DANS LES DEUX FORMES DE VERGER. (A* ET B*= SIGNIFICATIVEMENT DIFFÉRENTS).....	22
FIGURE 14: ANALYSE DE CORRESPONDANCE ENTRE LES RELEVÉS ET LES ESPÈCES D'OISEAUX.....	24
FIGURE 15: ANALYSE DE CORRESPONDANCE NON SYMÉTRIQUE (NSCA) ENTRE LES RELEVÉS ET LES ESPÈCES.....	25
FIGURE 16: ANALYSE DE CORRESPONDANCE ENTRE LES FACTEURS ET LES ESPÈCES D'OISEAUX.....	25
FIGURE 17: ANALYSE DE CORRESPONDANCE NON SYMÉTRIQUE (NSCA) ENTRE LES FACTEURS ET LES ESPÈCES	26
FIGURE 18: BOÎTES À MOUSTACHES REPRÉSENTANT LE NOMBRE D'ESPÈCES VÉGÉTALES MOYEN PAR HECTARE RETROUVÉ DANS LES DEUX FORMES DE VERGER.....	26
FIGURE 19: ANALYSE DE CORRESPONDANCE ENTRE LES RELEVÉS ET LES ESPÈCES VÉGÉTALES.....	28
FIGURE 20: ANALYSE DE CORRESPONDANCE NON SYMÉTRIQUE (NSCA) ENTRE LES RELEVÉS ET LES ESPÈCES VÉGÉTALES.	28
FIGURE 21: CLASSIFICATION HIÉRARCHIQUE DES RELEVÉS EN DENDROGRAMME SELON UNE MATRICE DE DISSIMILARITÉ DE BRAY-CURTIS.	29
FIGURE 22: NOMBRE DE LOMBRICS PAR M ² RELEVÉS SUR CHAQUE SITE. LES SITES HT SONT REPRÉSENTÉS EN ROUGE ET LES SITES BT EN BLEU.	29
FIGURE 23: NOMBRE MOYEN DE LOMBRICS PAR M ² RELEVÉS SUR CHAQUE SITE, RÉPARTIS ENTRE LES DIFFÉRENTS GROUPES FONCTIONNELS.....	30
FIGURE 24: PROPORTIONS DES GROUPES FONCTIONNELS DE LOMBRICS SUR CHAQUE SITE (EN %).	30

Table des tableaux

TABLEAU 1: SÉLECTION DES GROUPES D'ORGANISMES INDICATEURS UTILISÉS EN FONCTION DU SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE RENDU	17
TABLEAU 2: CORRESPONDANCE ENTRE LES INDICES DE BRAUN-BLANQUET ET VAN DER MAAREL.....	18
TABLEAU 3: COEFFICIENTS D'ESTIMATIONS ET SIGNIFICATIVITÉ DES DIFFÉRENTES VARIABLES EXPLICATIVES DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DE L'AVIFAUNE	23
TABLEAU 4: COEFFICIENTS D'ESTIMATIONS ET SIGNIFICATIVITÉ DES DIFFÉRENTES VARIABLES EXPLICATIVES DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DE LA VÉGÉTATION.	27

1 Contexte général et objectifs

La culture de pommes concerne 825 exploitations en Belgique. Celles-ci sont inéquitablement réparties entre la Flandre et la Wallonie, avec respectivement 4800 et 634 hectares (Statbel, 2021). De plus, différentes formes de culture sont employées sur le territoire. Les vergers basses tiges (BT) et moyennes tiges (MT) sont les systèmes les plus utilisés, représentant plus de 90% de la surface des vergers wallons (Cerisier, 2017), mais également, les plus intensifs. Par exemple, en France, 35 traitements de pesticides ont été appliqués en moyenne dans chaque verger de pommiers basses tiges en 2012, faisant de la pomme le fruit le plus traité d'Europe (MAAF, 2014). Le verger hautes tiges (HT) est, lui, un système agroécologique paysan limitant l'utilisation d'intrants et favorisant la diversité comme outil de régulation. Dans un contexte de crise de la biodiversité, de préoccupation environnementale et d'augmentation du prix des intrants, de nombreux arboriculteurs et chercheurs s'interrogent sur l'avenir du verger intensif et redonnent de l'intérêt au système extensif. Ce dernier pourrait permettre une production fruitière avec un faible impact sur l'environnement et la santé humaine, tout en favorisant la biodiversité du territoire.

Cependant, malgré son potentiel, le verger hautes tiges reste très peu étudié dans la littérature scientifique (den Herder et al., 2017). Il existe peu de données sur la valorisation des coproduits, la flore présente dans ces milieux, les services culturels rendus (Bopp et al., 2019) et la fonctionnalité de ses habitats (Chmielewski, 2019). Ce manque de connaissance est un frein à la transition agroécologique et des études approfondies sur les différents services rendus par les vergers hautes tiges sont donc nécessaires afin de promouvoir ce système.

Dans ce travail, nous avons émis l'hypothèse que le verger HT permettait de pratiquer une arboriculture plus durable que le système BT. Le terme « durable » est employé ici comme la capacité d'un agroécosystème à maintenir ses ressources naturelles, à se passer d'intrants extérieurs, à réguler les perturbations par des mécanismes internes et à préserver la biodiversité (Gliessman et al., 1998). Ces services de régulation sont fournis par un ensemble d'organismes repris sous le terme de biodiversité fonctionnelle. Cette dernière est définie dans ce travail, comme « la biodiversité ayant un impact positif sur la production agricole sur les plans écologiques, économiques et sociaux des exploitations, des filières et des territoires » (Villenave-Chasset, 2017). Ces organismes pourraient être favorisés dans le système hautes tiges, fournissant une plus grande diversité d'habitats. Une affirmation de cette hypothèse remettrait en question notre arboriculture actuelle, basée principalement sur un système intensif, et ouvrirait la voie à une production fruitière agroécologique.

L'objectif général de cette étude est donc de comparer la composition de différents groupes d'organismes qui fournissent des services de régulation dans les vergers de pommiers basses tiges et hautes tiges wallons. Pour répondre cet objectif principal, l'étude vise à (1) inventorier la richesse avifaunistique de chaque milieu, (2) évaluer l'abondance de forficules en tant qu'agent de lutte biologique, (3) caractériser les communautés végétales de chaque type de verger (4) comparer la fréquence de pollinisation et la diversité spécifique des espèces pollinisateurices et (5) comparer l'abondance et la diversité des lombrics du sol.

2 Introduction

2.1 L'agriculture intensive

2.1.1 La révolution verte du 20ème siècle

Après la Seconde Guerre mondiale, le traité de Rome instaurait la libre circulation des marchandises qui était incompatible avec les différentes politiques nationales (Traité de Rome, 1957). La Communauté Économique Européenne a donc décidé, en 1962, de mettre en place la P.A.C (Politique agricole commune) afin d' accroître la productivité agricole et stabiliser les marchés. De nombreux changements ont profondément modifié le paysage agricole de diverses manières.

L'arrivée des machines agricoles a d'abord provoqué un important projet de remembrement dans nos régions. De 1950 à 2005, en Belgique, le nombre d'exploitations professionnelles a subi une diminution de 75 % tandis que la taille moyenne d'une ferme est passée de 7,52 ha en 1950 à 27 ha en 2005 (DGSIE, 2005). La majorité de la végétation arbustive et arborée, ainsi que les mares se trouvant en bord de parcelle, ont été enlevés pour faire place aux tracteurs. Cependant, la régression et la fragmentation de ces nombreux habitats naturels sont une des principales causes de l'érosion de la biodiversité connue aujourd'hui (Bianchi et al., 2006).

L'augmentation drastique de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires a permis d'augmenter les rendements, tout en diminuant les dégâts de ravageurs sur les cultures. Par exemple, l'utilisation annuelle d'azote en Europe est passée de 5 millions de tonnes en 1961 à 15 millions de tonnes en 2020 avec un pic de 27 millions de tonnes en 1988 (FAO, 2022; Ritchie & Roser, 2013). Ces nombreux intrants ont eu un impact négatif sur la diversité et l'abondance des espèces (Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005), ainsi que sur le contrôle des ravageurs (Crowder et al., 2010; Geiger et al., 2010; Macfadyen et al., 2009).

La sélection variétale s'est également intensifiée et seules quelques variétés à grands rendements ont été retenues. Très productives et génétiquement identiques partout dans le monde, elles ont rapidement remplacé les espèces cultivées qui s'étaient adaptées à un terroir spécifique. Par exemple, la diversité des cultures agricoles mondiales a diminué de 75% entre 1900 et 2000 (FAO, 2010). Malgré des rendements accrus, cette perte de diversité génétique a rendu les systèmes agricoles moins résilients, augmentant l'insécurité alimentaire.

Ce bond technologique de l'agriculture, appelé « révolution verte », a permis d'accroître la productivité agricole afin de répondre aux besoins des populations croissantes. Cependant, cette intensification a eu des conséquences non négligeables sur l'environnement en dégradant les sols et les habitats naturels de nombreuses espèces. Ces effets négatifs ont été reconnus par la communauté internationale lors de la Convention sur la diversité biologique au sommet de Rio en 1992, incitant les états à prendre des mesures pour lutter contre le déclin de la biodiversité.

2.1.2 Le verger de pommiers de basses-tiges

Le verger de pommiers basses tiges est un bon exemple de cette révolution verte (Figure 1). Cette culture intensive est constituée de petits arbres fruitiers dont le porte-greffe mesure entre 30 et 50 centimètres de haut. Cette forme arbustive est principalement due à la sélection d'un faible porte-greffe, peu vigoureux, qui réduit la croissance végétative et forme des arbres ne dépassant pas les 4 mètres à maturité. Ceux-ci sont disposés en rangées espacées de 3-4 mètres, avec une densité de plantation assez importante, variant de 1500 à 3000 arbres par hectare (Arnault et al., 2009; Coppée & Noiret, 2008). Cette monoculture a pour avantage de faciliter la récolte et d'avoir une courte période de mise à fruit, les premières récoltes pouvant se faire 3 ans après la plantation (Fournier, 2015). Cependant, la durée de vie de l'arbre, estimée entre 15 et 20 ans, est courte et demande un remplacement régulier des plantations (Corbaz, 1998).



@J.Péters

Figure 1: Verger basses tiges à Verlaine (Belgique)



Figure 2: Protection d'un verger basses tiges par des filets anti-grêle à Soumagne (Belgique)

Le principal problème de cette forme de culture est sa faible résistance aux ravageurs et pathogènes. En effet, seules quelques variétés ont été sélectionnées pour leurs rendements, sans tenir compte de leur sensibilité et de leur diversité génétique. Aujourd'hui, la variété Jonagold et ses mutants représentent 70 % de la production de pommes belges et la variété Conférence est concernée pour 90 % de la production de poires belges (Lateur et al., 2018). La pomme, plus particulièrement, est l'un des fruits les plus cultivés dans le monde, avec plus de 87 millions de tonnes produites par an. Consommable comme fruit de table, l'esthétique du fruit est primordiale pour réaliser de bonnes ventes, car des études ont démontré que le consommateur ne percevait pas les mêmes goûts en fonction de l'aspect visuel de la pomme (Normann et al., 2019). De plus, des règlementations européennes imposent des calibrages et des qualités visuelles (coloration, absence de défauts) aux pommes commercialisées (Commission Européenne, 2018). Lorsqu'un fruit présente des dégâts dus à des bioagresseurs, celui-ci doit être transformé en jus, cidre ou compote et est donc vendu à un prix moins élevé. L'arboriculteur a donc tout intérêt à protéger sa récolte pour en retirer le plus de revenus (Figure 2).

De plus, le verger de pommiers étant une monoculture, la plupart du temps, monovariétale, il est particulièrement sensible aux bioagresseurs (Demestihas, 2017; Simon et al., 2010). En effet, la pomme est une des cultures avec le plus d'intrants (Sauphanor et al., 2009). En Belgique, 19% des produits fongicides appliqués en agriculture sont destinés au verger de pommiers alors qu'ils ne représentent même pas 1 % de la Surface Agricole Utile du pays (Demeyere & Turck, 2002) et sont estimés à 45,08 kg de substances actives par hectare chaque année (agriculture biologique exclue) (Lateur, 2020). Par conséquent, tous ces produits phytosanitaires se retrouvent dans l'environnement, impactent la faune et la flore environnante et ont également un effet néfaste sur notre santé (Jamar et al., 2011). Alors qu'on estime que seulement 0,3 % d'un traitement entre en contact avec l'organisme ciblé (Pimentel, 1995), les substances actives attaquent les auxiliaires qui permettent justement de réguler les populations de nuisibles.

La culture intensive de basses tiges, considérée par certains comme « Monstre ou désert écologique », interroge de plus en plus le monde agricole compte tenu des dégâts qu'elle occasionne. L'utilisation excessive de produits phytosanitaires est reconnue aujourd'hui comme une des principales causes du déséquilibre des agroécosystèmes, du déclin de la biodiversité, de l'apparition de pathogènes résistants et des risques sur la santé publique. Les traitements étant très controversés, de nombreux arboriculteurs souhaitent convertir leurs parcelles en agriculture biologique afin de limiter leurs impacts sur l'environnement. En effet, la surface en fruits bio a augmenté de 21% en 2021, avec 168 hectares de vergers BT bio recensés en Wallonie (Beaudelot et al., 2022). Cependant, les arboriculteurs se heurtent rapidement à des contraintes, comme la gamme limitée de produits autorisés et la faible résistance des variétés commerciales (Jamar et al., 2011). De plus, certains produits certifiés biologiques, ciblant moins efficacement les ravageurs, engendrent parfois un impact plus important sur la biodiversité (Dirick, communication personnelle).

2.2 La transition écologique

2.2.1 Les systèmes agroécologiques paysans

Aujourd'hui, dans un contexte de changements climatiques, de sixième extinction de masse et de hausses des prix de l'énergie, les projets de transition écologique se multiplient. Le modèle agricole intensif ne fait plus l'unanimité et les décisions politiques accordent de plus en plus d'importance à l'environnement. Dans cet engouement, l'agroécologie est vue comme une passerelle vers des systèmes résilients aux changements climatiques et aux défis futurs (Caron et al., 2014). Elle est représentée par trois dimensions: une science transdisciplinaire, un ensemble de pratiques et un mouvement social (Wezel & Silva, 2017). En effet, d'abord présenté comme la gestion d'agrosystèmes durables (Altieri, 1983), l'agroécologie est aujourd'hui définie comme « *l'application de principes écologiques – tels que le recyclage, l'utilisation efficiente des ressources, la réduction des apports en intrants, la diversification, l'intégration, la santé des sols et les synergies –, la conception de systèmes agricoles qui renforcent les interactions entre les plantes, les animaux, les êtres humains et l'environnement pour améliorer la sécurité alimentaire et la nutrition*

productions agricoles, de maîtriser les populations de ravageurs et de diminuer les intrants (Malézieux & Ozier-Lafontaine, 2013).

Les systèmes agroécologiques paysans sont des méthodes de culture locales qui cherchent à complexifier les agroécosystèmes en diversifiant les productions et s'appuyant sur la biodiversité comme régulateur. En Europe, on peut citer les « dehesas » en Espagne, ou « montados » au Portugal, où des chênes sont plantés en prairie afin de fournir du fourrage et des glands pour la nutrition animale et de produire de bois et du liège. La transhumance, appliquée dans certaines régions de France, est une pratique où les troupeaux paissent en montagne en été afin de diversifier les endroits de pâturage. En Belgique, on trouve les prairies bocagères associées aux vergers hautes tiges.

2.2.2 Le verger de pommiers hautes tiges

Le verger hautes-tiges, également appelé verger traditionnel, pré-verger ou verger de plein-vent, est un système agroécologique paysan géré de manière extensive. De grands arbres fruitiers espacés de 10 à 15 mètres sont plantés dans une prairie. Ces derniers sont formés d'un tronc principal d'environ 2 mètres de haut qui est surmonté d'une large couronne. Ces formes arborées, pouvant atteindre 15 mètres de haut, ont une mise à fruit assez lente de 10 à 12 ans (Jamar et al., 2011), mais une longue durée de vie, certains vivant jusqu'à 100 ans. La faible densité de plantation (environ 100 arbres/ha) permet d'associer la production fruitière et l'élevage (vaches, moutons, cochons, volailles) sur la même parcelle (Figure 3).



Figure 3: Verger hautes tiges situé à Haccourt (Belgique)



Figure 4: Récolte de pommes à l'échelle dans un verger HT à Haccourt (Belgique)

De plus, les vergers hautes tiges demandent très peu d'entretien. Il est conseillé de réaliser une taille annuelle les 10 premières années, et ensuite une taille peut se faire tous les 3 ans. La récolte des fruits demande une charge de travail plus importante que le verger BT, nécessitant de monter à l'échelle (Hauteclair, 2009) (Figure 4). Les traitements phytosanitaires sont inexistant dans la majorité des plantations, car les variétés sélectionnées sont robustes et résistantes aux pathogènes et nuisibles. Pour la plupart, ils sont aujourd'hui sous contrôle de

l'agriculture biologique. Cependant, un nouveau label est en cours de rédaction pour spécifier l'absence totale de traitement (Cerisier, communication personnelle).

La culture hautes tiges a connu une croissance notable depuis l'antiquité dans l'objectif de nourrir la population. Ils étaient placés autour des villages pour créer une transition et une diversité des habitats. En Belgique, on en comptait jusqu'à 71 319 hectares en 1943 (Coppée & Noiret, 2008).

2.2.3 Les causes de la disparition des vergers HT

Après la Seconde Guerre mondiale, le verger traditionnel a décliné partout en Europe. En Belgique, il passa de plus de 71 000 ha en 1943 à 1711 ha en 1989 (Figure 5). On estime que la superficie a diminué de 99% entre 1950 et 2000 (Cerisier, 2017). En 1950, en France, il y avait 500 000 à 600 000 ha de pré-vergers contre 100 000 ha aujourd'hui (soit moins de 0,5% de la surface agricole utile). L'Alsace-Lorraine a également perdu 80% de ses vergers depuis 1940 et la Suisse est passé de 14 millions d'arbres fruitiers hautes tiges en 1951 à 2 millions aujourd'hui (Schmid et al., 2002). Les causes de ce déclin sont multiples.

La mécanisation de l'agriculture a mené à une modification importante du paysage rural par le remembrement des terres afin de créer de plus en plus grandes parcelles de culture (Figure 6). Suite à l'instauration de primes à l'abattage de la PAC de l'Union européenne, de nombreux arbres de vergers ont été arrachés.

Le développement d'un porte-greffe nain, par la société anglaise East Malling, a engendré un nouveau système. Le verger basses tiges, facilitant la récolte et produisant des fruits de formes et couleurs régulières, a été exporté dans toute l'Europe (Coppée & Noiret, 2008).

Une surproduction de pommes bloquait le marché européen en 1963. De plus en plus de fruits étaient importés des autres continents et les nouveaux vergers basses-tiges en produisaient d'immenses quantités. Une campagne d'abattage a été financée par l'état et le FEOGA (Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole) afin de contrer cet excédent (Coppée & Noiret, 2008).

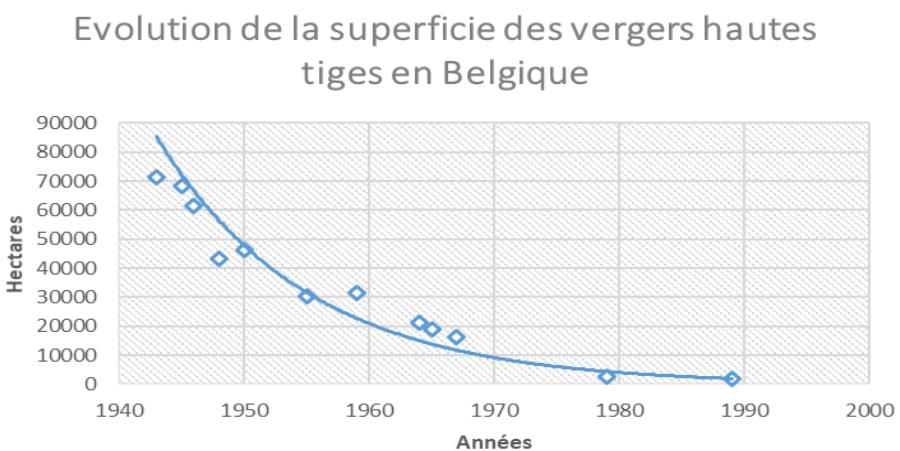


Figure 5: *Évolution de la superficie en hautes tiges en Belgique entre 1943 et 1989 d'après Diversifruits (Cerisier, 2017)*



Figure 6: Évolution du paysage du village de Blégny (Pays de Herve) de 1947 (à gauche) à 2000 (à droite).

On peut observer une nette diminution des vergers et arbres aux profits des cultures et habitations

Source : IGN – Bruxelles (Coppée & Noiret, 2008)

La mondialisation a engendré une modification de notre alimentation. L'european d'aujourd'hui préfère des fruits exotiques à une pomme, un vin à un cidre (Figure 7), un dessert chocolaté à un fruit de table, un soda à un jus de fruit, ... (Haehnel, 2014)

Les vergers traditionnels ont petit à petit été remplacés par des vergers basses-tiges intensifs et ont été laissés à l'abandon par les agriculteurs ne sachant plus les entretenir. Aujourd'hui, le Service Public de Wallonie dénombre seulement 140 ha de vergers pâturés répertoriés comme prairies à haute valeur biologique (mesure agro-environnementale, MC4). À titre de comparaison, le verger basses-tiges représente 17 000 hectares.

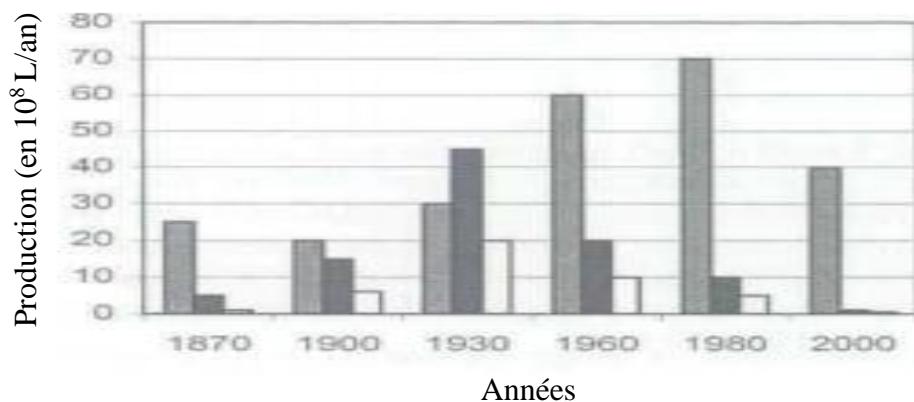


Figure 7: Évolution des productions de vins et de cidres.

Légende : Gris clair (vin de France), Gris foncé (cidre de France), Blanc (cidre breton)

Source : Périchon, 2002.

2.2.4 L'intérêt croissant pour le verger hautes tiges

Aujourd'hui, de nombreux chercheurs et arboriculteurs s'interrogent sur le futur du verger, car la culture basses tiges pourrait subir les conséquences des changements climatiques. En effet, avec ses racines peu profondes et son feuillage proche du sol, l'arbre est plus sensible aux sécheresses et aux brumes givrantes printanières (Cerisier, 2017). Sa diversité génétique réduite et sa faible résistance aux pathogènes sont également un sujet de débat dans un monde

agricole qui tend vers moins d'intrants et moins de pesticides. Une complexification du système par l'installation de haies, de bandes fleuries ou de nichoirs est envisagée par de nombreuses études afin d'attirer les auxiliaires prédateurs et de réduire les traitements phytosanitaires (Jamar et al., 2011; Lateur et al., 2018; Schwinghammer & Weidmann, 2016). D'autres arboriculteurs basses tiges ont commencé à faire paître des moutons dans leur verger afin qu'ils mangent les feuilles infectées par les parasites (Mc Adam, 2014). Ces éléments étant naturellement présents dans les vergers hautes tiges, ceux-ci représenteraient un réel potentiel d'avenir pour l'arboriculture.

De plus, les systèmes agro-forestiers, associant arbre et élevage, sont réputés pour contenir une grande biodiversité (Mcneely & Schroth, 2006; Price, 2013) et font partie, pour la plupart, de la directive Habitats de l'Union Européenne et son réseau Natura 2000 (Kay et al., 2017). En France, les prés-verger ont été reconnus par le ministère de l'Agriculture comme système agricole à haute valeur naturelle (Cooper et al., 2007). En Wallonie, ils sont également admis dans la MC4 comme « prairie de haute valeur écologique » (Natagriwal). Certaines études démontrent même qu'ils pourraient être plus productifs que nos systèmes actuels. Par exemple, à surface et conditions égales, la production du verger hautes tiges serait supérieure de 6 à 20% que le système basses tiges et une prairie séparés (Coulon et al., 2000).

2.3 La biodiversité fonctionnelle et services écosystémiques

Dans les systèmes agroécologiques, comme le verger hautes tiges, le besoin en intrants externes est remplacé par des processus écologiques optimisés (Hatt et al., 2016; Wezel et al., 2014). En effet, les pratiques employées favorisent une diversité des espèces, en leur offrant des habitats favorables. Cette biodiversité fonctionnelle contribue à améliorer des processus, ou fonctions, écologiques qui sont regroupés en « services écosystémiques » et connaissent un intérêt grandissant depuis leur apparition dans le monde scientifique (Ehrlich & Mooney, 1983)

2.3.1 Définition

Les services écosystémiques (SE) sont « les caractéristiques, fonctions ou processus écologiques qui contribuent, de façon directe ou indirecte, au bien-être de l'Homme : c'est-à-dire, les avantages que les populations obtiennent du fonctionnement des écosystèmes » (Costanza et al., 1997). En 2005, le Rapport sur l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire, publié par le Millennium Ecosystem Assessment, a créé un réel engouement autour de ce concept en démontrant que la survie de l'humanité était dépendante du bon fonctionnement des écosystèmes. La Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), publiée en 2013, classe les différents SE en 3 groupes (Haines-Young & Potschin, 2013):

- Les **services d'approvisionnement** qui représentent toutes les productions retirées de l'écosystème (nourriture, matériaux, médicaments, combustibles, ...)
- Les **services de régulation** qui permettent le maintien d'un équilibre dans l'écosystème comme la régulation du climat, des catastrophes naturelles, des pathogènes, de la pollinisation, ...

- Les **services culturels** qui sont relatifs au bien-être non-matériel que peut fournir la nature par ses aspects esthétiques, spirituels, récréatifs, éducatifs, ...

Ces services permettent d'attribuer une valeur aux différentes fonctions de l'écosystème, comme la rétention d'eau et la séquestration de carbone par exemple, et de ne pas se concentrer uniquement sur les biens marchands. La TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) est une initiative mondiale qui cherche à quantifier la valeur économique des SE afin de les intégrer dans les prises de décisions politiques. Cette vision multifonctionnelle va à l'encontre de la révolution verte d'après-guerre, qui ne privilégiait que la production des systèmes, et permet aujourd'hui de développer des agrosystèmes plus durables. En Wallonie, une typologie des SE, dérivant de la CICES, a été mise en place : la Wal-ES. Celle-ci regroupe aujourd'hui 61 services écosystémiques répartis dans les 3 grandes catégories (Annexe 1).

2.3.2 Des services d'approvisionnement

2.3.2.1 Cultures commerciales d'alimentation

Dans le verger de pommier basses tiges, le produit principal est le fruit. Celui-ci peut être vendu comme pomme de table, mais il peut également être décliné en cidre, en jus, en compote, en sirop, ... Dans la plupart des cas, le verger est spécialisé dans un type de produit dès sa plantation en fonction des variétés choisies. En complément, des ruches peuvent être installées dans les vergers peu traités afin d'avoir une production de miel à commercialiser.

Dans le verger de pommier hautes tiges, en supplément des revenus fruitiers et d'apiculture, de l'élevage peut également être pratiqué sous les arbres. Cette association arbre/animal est complémentaire et apporte des avantages pour les deux parties. Tout d'abord, le pâturage permet de recycler la matière organique par les excréments tout en apportant un désherbage écologique (Arnault et al., 2009). Les animaux se nourrissent également des pommes véreuses tombées au sol, limitant la reproduction des parasites et participant ainsi au contrôle biologique (Jamar et al., 2011). Ils tassent le sol et font fuir les rongeurs qui pourraient s'attaquer aux racines des fruitiers. Inversement, les arbres apportent des avantages aux troupeaux comme l'apport d'ombre, l'effet brise-vent, ... Un apport d'ombre pour des génisses permettrait une meilleure prise de poids (jusqu'à 240g/j supplémentaire) avec une plus faible consommation de l'herbage (Vicet & Blondy, 2016). De plus, l'humidité gardée par les arbres permet une croissance de l'herbage plus tôt et plus tard en saison grâce à l'atténuation des gelées et la limitation de l'évapotranspiration (Jamar et al., 2011). Du porc, du bœuf, du lait, du fromage, du beurre, du poulet et des œufs peuvent ainsi être produits dans les vergers hautes tiges. Les arbres sont d'ailleurs vivement conseillés pour l'élevage de volaille en plein air, car ils apportent une protection supplémentaire aux animaux et les encouragent à explorer toute la zone mise à leur disposition (Rondia & Lateur, 2016). Toutes ces productions supplémentaires apportent une grande variété de produits tout au long de l'année et permettent de gagner en stabilité économique (Alavalapati & Mercer, 2004).

2.3.2.2 Matériel génétique de tous les organismes vivants

Actuellement, il est de plus en plus accepté que la diversité des variétés doit être conservée dans son terroir d'origine pour répondre aux changements de demain (Bálint et al., 2013). La Convention sur la diversité biologique, un traité international adopté en 2002, demande que chaque pays développe un Plan d'action stratégique et de biodiversité nationale (NBSAP) qui pousse les régions à conserver leurs anciennes variétés de fruitiers (Burrough et al., 2010; Robertson & Wedge, 2008).

En Wallonie, le CRA-W (Centre Wallon de Recherches Agronomiques) a créé plus de 60 vergers conservatoires. Ils sont composés de minimum 70 arbres fruitiers hautes tiges, dont au moins les 2/3 proviennent du patrimoine belge. Répartie dans toute la Wallonie, cette banque de gènes n'est pas nécessairement destinée à la production, mais est importante pour la sauvegarde de nos anciennes variétés.

2.3.3 Les services de régulation

2.3.3.1 Contrôle biologique

Les ravageurs et maladies sont régulés naturellement dans les écosystèmes par la compétition et la prédation. Le contrôle biologique est primordial afin de réduire les dégâts causés par les ravageurs dans les agrosystèmes, tout en limitant l'utilisation des produits phytosanitaires. Il apporte un bénéfice non seulement pour l'écosystème, mais également pour l'arboriculteur (Therond et al., 2017). Les principaux ravageurs dans les vergers de pommiers sont le carpocapse (*Cydia pomonella*), un lépidoptère dont les chenilles se nourrissent des fruits, et les pucerons (*Dysaphis plantaginea*, *Eriosoma lanigerum*) dont les piqûres peuvent déformer les organes végétaux. Il existe également un agent pathogène très fréquent, la tavelure qui est une maladie causée par un champignon ascomycète (*Venturia inaequalis*) et qui est à l'origine de la plupart des traitements fongicides appliqués.

Une corrélation positive entre la diversité des auxiliaires prédateurs et le contrôle des ravageurs a été démontrée dans de nombreuses études (Cardinale et al., 2012; Letourneau et al., 2009; Snyder et al., 2006). Une grande biodiversité fonctionnelle entraînerait donc une meilleure régulation des ravageurs dans l'écosystème. Cependant, les traitements phytosanitaires ont tendance à impacter négativement cette diversité spécifique (Pekár & Kocourek, 2004). Par exemple, les acariens prédateurs phytoseiidés (*Amblyseius andersoni*, *Kampimodromis aberrans*, *Neoseiulus californicus*) permettent de réguler efficacement l'acarien rouge de la pomme (*Panonychus ulmi*) car leur présence réduirait le besoin de 1 à 2 pulvérisations d'acaricides par an (Cross et al., 2015). Cependant, ils sont eux-mêmes impactés par ces produits et leurs populations sont en régression dans les vergers traités (Vasseur et al., 2013). De plus, les forficules (*Forficula auricularia*), également appelés perce-oreille, sont de grands prédateurs de pucerons et sont présents en abondance dans le verger. Ils élimineraient, à eux seuls, la nécessité de 2 à 3 pulvérisations d'insecticides par an (Cross et al., 2015). Pourtant, le flonicamid, utilisé pour pulvériser les pucerons, a également un impact négatif sur les populations de forficules et limite leur régulation naturelle (Mueller et al., 1988; Nicholas et al., 2005).

Les cultures pérennes sont des milieux généralement plus riches en espèces que les cultures annuelles, grâce à leur longévité et la diminution des perturbations. Le verger, tout particulièrement, possède une structure à différentes strates multipliant la disponibilité en habitats. Les oiseaux, par exemple, sont de très bons indicateurs de la diversité du paysage (Preud'Homme, 2009) et de nombreuses espèces agricoles sont disparues suite à la simplification du milieu (Gamero et al., 2017; Inger et al., 2015). Ils sont également d'efficaces prédateurs dans les agrosystèmes où 50% des espèces d'oiseaux seraient insectivores et 75% consommeraient régulièrement des arthropodes (Wenny et al., 2011; Whelan et al., 2015). Par exemple, on estime que les mésanges charbonnières (*Parus major*) sont capables de réduire de 50% les populations de carpocapse (Richard et al., 2012). Cette prédation supplémentaire de l'avifaune pourrait diminuer de 6 à 3 % le nombre de fruits touchés, soit un gain de 3,1 kg de fruit par arbre (Mols & Visser, 2002; Richard et al., 2012). Cependant, ce système intensif a ses limites en matière d'habitat. Le manque de nourriture, la difficulté à cacher le nid dans les petits arbres, les perturbations par les machines et les traitements en sont des exemples (Chmielewski, 2019; Isenring, 2010; Simon et al., 2007)

Dans le verger basses tiges, de nombreuses espèces d'oiseaux sont présentes, comme par exemple le bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*), le chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), le bruant jaune (*Emberiza citrinella*), la linotte mélodieuse (*Linaria cannabina*), la mésange noire (*Periparus ater*) et la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) (Coulon et al., 2000). Ils peuvent également abriter des espèces menacées comme la huppe fasciée (*Upupa epops*) et le torcol (*Torquilla jynx*) lorsque des nichoirs sont installés (Mermod et al., 2009; Schaub et al., 2010; Weisshaupt et al., 2011). Par contre, les vergers hautes tiges sont réputés pour accueillir des oiseaux de milieux forestiers, semi-ouverts et ouverts (Cooper et al., 2007). Des projets LIFE comme « Protection des oiseaux dans les prés-vergers de l'Albvorland central et de la vallée centrale de la Rems (2009-2014) » en Allemagne ou en Suisse, ainsi que l'installation de zones Natura 2000 ont vu le jour dans les vergers hautes tiges afin de protéger l'avifaune qui y règne. Des espèces protégées par la Directive Oiseaux peuvent s'y trouver comme la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), la pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*), le gobemouche à collier (*Ficedula albicollis*), le pic cendré (*Picus canus*) et le torcol fourmilier (*Jynx torquilla*), mais il accueille également des espèces emblématiques comme la chevêche d'Athéna (*Athene noctua*), le pipit des arbres (*Anthus trivialis*), le pic mar (*Dendrocopos medius*), le pic vert (*Picus viridis*) et le rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*) (Seehofer et al., 2014). Cette diversité est principalement due à la diversité de l'habitat ligneux qui est peu fréquent dans le monde agricole en général, de nombreuses espèces étant même inféodées à ce milieu. Par exemple, en Suisse, 10 des 27 espèces observées en pré-verger ne se retrouvent qu'à cet endroit (Kaeser et al., 2010).

2.3.3.2 Pollinisation entomophile

La pollinisation par les insectes est un des services écosystémiques les plus étudiés dans la littérature (Therond et al., 2017) car il représenterait plus de 153 milliards d'euros à l'échelle mondiale (Gallai et al., 2009). Ce transfert de pollen d'une fleur à une autre est, en effet, primordial pour la fécondation et la production de fruits et légumes. La pollinisation des pommiers se fait majoritairement par zoogamie et plus particulièrement par les insectes

butineurs (Klein et al., 2007). Ils représentent donc un maillon essentiel pour le bon fonctionnement du verger dont la production de nectar et de pollen peut égaler celle d'un champ de colza ou de tournesol (Zulian et al., 2013).

L'abeille domestique (*Apis mellifera*) est régulièrement installée dans les vergers pour produire du miel et féconder les fleurs grâce à ses nombreux poils et sa tendance à rester sur la même espèce de plante (Vaissière, 2016). On recommande d'ailleurs 4 à 5 grosses colonies par hectare durant la période de floraison (Dennis, 2003). Cependant, les insectes sauvages doivent également être pris en compte. En effet, la diversité des pollinisateurs sauvages favoriserait une meilleure nouaison grâce à leur diversité morphologique et leur tolérance aux basses températures (Brittain et al., 2013; Garibaldi et al., 2013; Martínez-Sastre et al., 2020). Par exemple, l'osmie cornue (*Osmia cornuta*) possède une plus grande résistance aux intempéries ainsi qu'un meilleur contact du stigmate que l'abeille domestique (Breeze et al., 2011; Ladurner et al., 2004). On estime que chaque espèce sauvage supplémentaire améliore de 0,8% la fructification (Mallinger & Gratton, 2015).

Néanmoins, l'intensification agricole continue de faire chuter les populations de pollinisateurs (Vanbergen, 2016). C'est également le cas dans le verger basses tiges où la richesse et l'abondance des insectes butineurs sauvages décline avec l'utilisation d'insecticides, herbicides et fongicides (Eeraerts et al., 2017; Martins et al., 2015). Les colonies d'*Apis mellifera* ne suffisent pas à compenser cette perte de diversité, d'autant plus que cette espèce n'est pas idéale pour le pommier. En effet, une pollinisation croisée entre deux variétés est nécessaire alors que le comportement de l'abeille domestique la pousse à rester sur le même arbre (Mallinger & Gratton, 2015). Une diversité de pollinisateurs est donc à privilégier au verger afin d'obtenir de meilleurs rendements.

2.3.3.3 Structuration du sol

L'importance des services rendus par le sol est de plus en plus prise en compte en agriculture (Bünemann et al., 2018; Hou et al., 2020). Les vergers sont notamment étudiés pour leur capacité de stockage du carbone grâce à leurs faibles perturbations et à leur couverture herbacée constante (Midwood et al., 2020; Montanaro et al., 2017). De nombreux indicateurs peuvent être utilisés pour caractériser la santé d'un sol. En effet, un sol en bonne santé contient une grande biodiversité et une disponibilité importante en nutriments (Houben & Brinks, 2020). L'abondance microbienne en verger basses tiges, par exemple, serait plus faible qu'en moyenne dans les prairies, mais serait jusqu'à 2 fois plus diversifiée. 2434 taxons par gramme de sol ont été observés en verger alors que la moyenne nationale française est de 1288 taxons par gramme de sol (ONB, 2015)

De plus, les lombrics sont également utilisés pour quantifier la qualité de l'écosystème. Ils représentent un groupe très important pour l'aération du sol et l'enfouissement de matière organique. Dans de précédentes études, il a été déterminé que l'abondance de vers de terre dans les vergers basses-tiges étudiés était en moyenne de 163 individus/m² (ONB, 2015). L'écrasement par les machines, l'utilisation de produits phytosanitaires, la tonte régulière et le sol désherbé sous les arbres seraient les principales causes de ce chiffre inférieur à la moyenne nationale française (264 individus/m²) (OAB, 2017). Le verger hautes-tiges, possédant une

couverture herbacée constante et étant alimenté par les déjections animales, pourrait augmenter cette abondance en lombrics. Cependant, aucune étude scientifique n'a traité le sujet à ce jour à notre connaissance.

2.3.3.4 Le cas de la végétation herbacée

La végétation herbacée peut fournir de nombreux services écosystémiques au verger comme la régulation de l'eau, le stockage du carbone, la production d'herbage fourrager, ... Elle représente également une source de nourriture et un habitat potentiel pour de nombreuses espèces. En effet, une diversité végétale élevée augmenterait l'abondance et la diversité des arthropodes présents dans une prairie (Crutsinger et al., 2006; Haddad et al., 2009). La végétation herbacée a donc un impact indirect sur les services écosystémiques fournis par les organismes qu'elle héberge. Une plus grande diversité végétale peut fournir plus de ressources alimentaires et d'habitats aux auxiliaires prédateurs (Bopp et al., 2019). Ces effets indirects étaient repris sous le nom de « services écosystémiques de soutien » avant la dernière classification CICES. Ils ont, cependant, une influence majeure sur la biodiversité fonctionnelle et permettent d'expliquer la présence de certains organismes régulateurs. Par exemple, la complexité du milieu, qui peut être favorisée par des aménagements comme des haies ou des bandes de fleurs, augmente significativement le taux de préation (Debras et al., 2011; Miñarro & Prida, 2013).

De plus, les vieux arbres du verger hautes tiges (Figure 8 & 9) offrent de nouveaux habitats aux animaux cavernicoles comme les chauves-souris, écureuils, martres, muscardins ainsi qu'à de nombreuses abeilles sauvages ou autres insectes (Vallauri et al., 2002). Un des plus emblématiques est le pique-prune (*Osmoderma eremita*), un coléoptère saproxylophage, protégé par l'annexe IVa de la Directive 92/43/CEE et de l'annexe II de la Convention de Berne et qui a déjà été observé à plusieurs reprises dans les vergers (Coppée & Noiret, 2008). Il est d'ailleurs recommandé de laisser 5 à 15% d'arbres morts afin de développer cette biodiversité (Hauteclair, 2009).



@J.Peters

Figure 8: Pommier centenaire à Haccourt (Belgique)



@J.Peters

Figure 9: Nombreuses cavités dans un vieux pommier à Ocquier (Belgique)

2.3.4 Des services culturels

2.3.4.1 Espace naturel et biodiversité sources de valeurs patrimoniales et sentimentales

La Wallonie et les Hauts-de-France ont toujours été connus pour leur patrimoine fruitier. Nicolas Hardenpont (1705-1774) est montois et serait considéré comme le premier sélectionneur de fruits connu de l'histoire. Cet abbé pomologue passait sa vie dans le verger et à force de croisements, il a permis de créer des variétés de poires fondantes qui ont été envoyées dans toute l'Europe. Son successeur, Jean-Baptiste Van Mons (1765-1842), était professeur de physique/chimie à l'École centrale de Bruxelles et à l'Université de Louvain. Il serait l'obtenteur de pas moins de 500 variétés de poires dans son jardin.

Les vergers hautes-tiges se sont développés partout en Europe et entouraient les villages afin de nourrir la population tout en contribuant à la diversité du paysage. Après leur quasi-disparition à la suite de la Seconde Guerre mondiale, Charles Populer, un ingénieur agronome, a visité plus de 1300 sites en Belgique en 1975 pour rassembler des milliers de variétés différentes au verger conservatoire de Gembloux. Aujourd'hui, on compte plus de 1600 accessions de pommes et 1000 de poires qui sont étudiées pour leur rusticité, leur goût, leur capacité d'adaptation, ... Tous ces arbres fruitiers ont un réel patrimoine en Belgique et celui-ci doit être conservé.

C'est la raison pour laquelle, en juillet 2017, la Fédération des Parcs Naturels de Wallonie a lancé le projet « Diversifruits » afin de développer des filières économiques pour la valorisation des fruits des vergers hautes-tiges. Ils réunissent ainsi tous les acteurs de projets pour redonner un second souffle au pré-verger et recréer un intérêt autour de ses fruits. De nombreuses associations se sont ainsi créées un peu partout en Europe comme l'« Association Vergers hautes-tiges de l'Avesnois » ou « les Amis des Prés Vergers » en France afin de défendre ce patrimoine aujourd'hui oublié.

3 Matériel et méthodes

3.1 Sites d'étude

Répartis dans toute la Wallonie, 20 vergers de pommiers ont été sélectionnés. La moitié d'entre eux étaient sous forme basses tiges tandis que les 10 autres étaient sous forme hautes tiges. Afin d'être le plus représentatif possible de la diversité de la Région wallonne, les deux formes de culture étaient réparties sur l'ensemble du territoire (Figure 10).

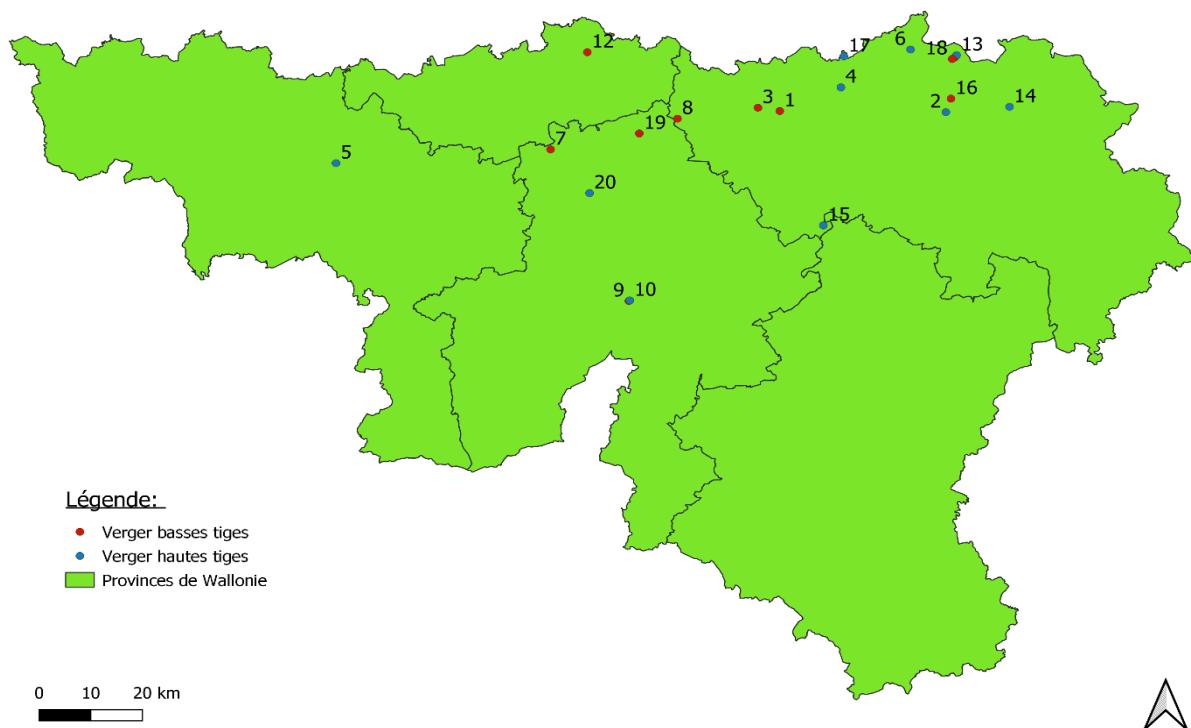


Figure 10: Répartition des sites d'échantillonnage des formes basses tiges (rouge) et hautes tiges (bleu) en Wallonie. Des informations détaillées sur chaque site peuvent être trouvées en annexe 1.

L'échantillonnage s'est déroulé entre 20 avril au 1er juin 2022, à raison d'une journée par site (Annexe 1). Cette période, comprenant la floraison des pommiers, la présence des oiseaux migrateurs et une bonne humidité du sol pour les lombrics, a été définie comme la plus représentative pour les indices étudiés. Une journée entière d'échantillonnage par site était nécessaire pour réaliser toutes les mesures et leurs répétitions. Par conséquent, notre étude s'est limitée à 20 sites afin de ne pas étendre la période de prise de données et éviter une évolution temporelle de la faune. Des journées pluvieuses ont également empêché l'échantillonnage certains jours.

3.1.1 Caractérisation générale des sites

Le milieu environnant, des aménagements pour la biodiversité, les types de gestion, la météo et les caractéristiques physico-chimiques du sol peuvent impacter la composition et la diversité biotique du milieu. De nombreuses variables environnementales pourraient influencer la présence des organismes étudiés et ont dû être prises en compte sur chaque site (Annexe 2).

Le climat régional peut avoir un impact sur la diversité et l'abondance des espèces. La température moyenne annuelle et la somme des précipitations moyennes annuelles de chaque commune ont été téléchargées via l'Institut royal météorologique (IRM, 2020). La météo lors du relevé peut également influencer l'échantillonnage en limitant la sortie des polliniseurs ou l'intensité du chant des oiseaux. La température a été calculée à partir de relevés de température à 10h et à 14h à l'aide d'un thermomètre, placé au centre du verger à 1 mètre du sol. De plus, l'ensoleillement a été caractérisé par un pourcentage de couverture nuageuse et l'exposition à l'aide d'une boussole (Nord, Est, Sud ou Ouest).

Le type de sol peut également avoir un impact sur la végétation présente et la quantité de lombrics. Celui-ci a été caractérisé sur chaque site à l'aide la carte des Principaux Types de Sols de Wallonie à l'échelle 1/250000 (SPW, 2021) et d'une mesure du pH. Pour cette dernière, la terre testée a été récupérée à partir des 6 échantillons « lombrics », évoqués à la page 18 de ce travail, et mise en solution dans de l'eau distillée. Un papier pH (marque Jovitec) a ensuite été placé dans cette solution durant une minute et l'acidité du sol a été relevée. La pente du terrain a également été mesurée et classée en catégories : légère (inférieur à 5%), moyenne (5 à 15%), forte (supérieur à 15%). Enfin, l'environnement et le type d'entretien peuvent avoir un impact sur les espèces présentes. Des catégories ont été créées pour le milieu environnant (cultivé, bocager, forestier ou résidentiel) ainsi que la gestion de l'herbage (tonte, fauche ou pâturage).

3.2 Sélection des indicateurs de biodiversité fonctionnelle

Une analyse de l'ensemble des groupes d'organismes présents au verger n'était pas réalisable au vu du temps et des moyens requis. Une sélection de 5 groupes a été réalisée dans les différents services écosystémiques de régulation (Tableau 1). Pour le service de contrôle des ravageurs, le choix s'est porté sur les oiseaux et les forficules. Les premiers sont très présents dans les vergers, leur permettant de nicher, et la différence de strates végétatives entre les deux formes de culture pourrait être un facteur influençant la présence de certaines espèces. Pour les forficules, quelques arboriculteurs s'étaient déjà interrogés sur leur abondance au verger. Alors qu'on peut en retrouver des centaines dans les paniers à la cueillette, certains avaient observé une différence de vigueur entre les individus des deux formes de culture. De plus, ces deux grands groupes de régulateurs au verger avaient également pour avantage de pouvoir être recensés en une seule visite par site. Ceci n'aurait pas été possible pour des insectes parasites qui demandent l'installation de piège au préalable, par exemple.

Une production de fruits importante est dépendante d'une bonne pollinisation. L'abondance et la diversité des polliniseurs ont également un rôle à jouer dans le bon fonctionnement du verger et seront étudiées dans ce travail. La plupart des insectes polliniseurs étant impactés par les pesticides dans les cultures en général, cette tendance ne s'observerait peut-être pas de la même façon dans les vergers. Ensuite, un autre grand acteur agricole est le lombric. Son important service de mélange et d'aération du sol fait de lui un facteur important dans le bon fonctionnement du verger et les méthodes de récolte sont assez simples à mettre en place. Enfin, la végétation herbacée a été choisie comme dernier facteur étudié pour son influence sur les autres groupes étudiés. En effet, la composition de celle-ci

peut avoir un impact sur les oiseaux s'y nourrissant, les espèces pollinisatrices ainsi que l'abondance des lombrics du sol.

Ces 5 groupes d'organismes sélectionnés avaient pour avantage d'être présents au verger à la même période de l'année, de pouvoir être recensés sans visite préalable des sites et de permettre une identification rapide.

Services étudiés	Groupe d'organismes indicateurs
Contrôle des ravageurs	Avifaune
Contrôle des ravageurs	Forficules
Pollinisation	Pollinisateurs
Structuration du sol	Lombrics
Soutien des autres services étudiés	Végétation

Tableau 1: Sélection des groupes d'organismes indicateurs utilisés en fonction du service écosystémique rendu

3.3 Estimations et mesures de la biodiversité fonctionnelle des vergers de pommiers basses tiges et hautes tiges en Wallonie

Chaque parcelle a été découpée en 12 sous-parties de taille égale. Aux intersections des lignes de séparation, 6 arbres ont été sélectionnés de manière systématique (Figure 11). Ces 6 points de repère ont été indiqués au verger à l'aide d'une ficelle de couleur et ont permis de réaliser un échantillonnage systématique lors des différentes mesures.

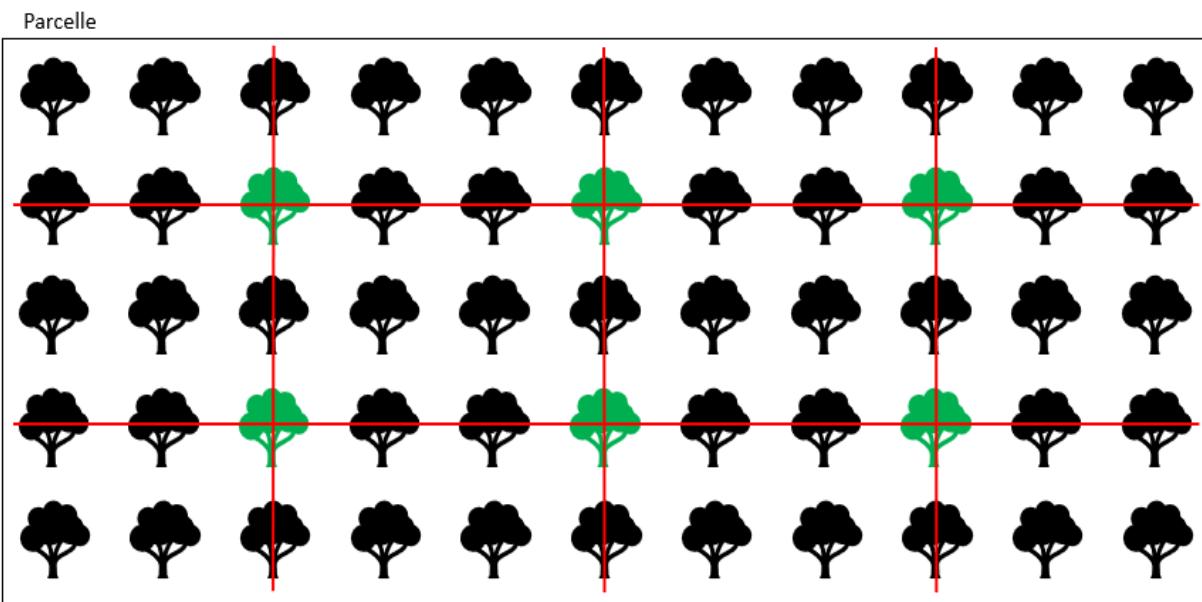


Figure 11: : Découpage des parcelles en 12 sous-parties de taille égale.
Ce découpage permet de sélectionner 6 arbres (en vert) de manière systématique. En cas de nombre de rangées paires, les arbres à l'intersection qui sont le plus proche du centre du verger ont été sélectionnés.

3.3.1.1 Diversité spécifique de l'avifaune

La méthode d'échantillonnage fréquentiel progressif (EFP) a été utilisée ici pour déterminer la richesse spécifique en oiseaux de chaque verger. Cette méthode consiste en 6 points de contact (Figure 11). À chacun de ces points, nous avons inventorié toutes les espèces d'oiseaux vues ou entendues durant une période de 20 minutes. Cette mesure a été réalisée à l'aube, lorsque les oiseaux chantent intensément, et ne prend pas en compte l'abondance des différentes espèces.

3.3.1.2 Abondance de *Forficula auricularia* en tant qu'agent de lutte biologique

Nous avons quantifié l'abondance de forficules dans chacun des sites étudiés. La méthode du parapluie japonais a été sélectionnée dans notre étude, car elle permettait de réaliser le recensement en une seule fois. Celle-ci consiste en un drap carré blanc de 1m², étendu grâce à des arceaux et placé sous le feuillage d'un arbre. À l'aide d'une perche, 10 coups réguliers ont été donnés sur une branche perchée au-dessus de notre parapluie afin de faire tomber les insectes dans celui-ci. Le nombre de *Forficula auricularia* a ensuite été relevé et cette méthode a été répétée sur les 6 arbres sélectionnés dans chaque parcelle.

3.3.1.3 Structure des différentes communautés végétales

Afin de caractériser la communauté végétale de chaque verger, un inventaire complet de la végétation herbacée a été réalisé durant 30 minutes. Toutes les espèces végétales observées ont été identifiées et un coefficient d'abondance de Braun-Blanquet leur a été attribué (Braun-Blanquet et al., 1932). Cet indice permet d'indiquer leur abondance relative et leur degré de recouvrement. L'échelle de van der Maarel a ensuite permis de convertir ces coefficients en numériques exploitables pour les analyses statistiques (Westhoff & Maarel, 1978) (Tableau 2). La hauteur de la végétation ainsi que le pourcentage de floraison ont été mesurés afin d'apporter des détails supplémentaires à la description. Le pourcentage de floraison est représenté par le nombre moyen de fleurs de dicotylédones par mètre carré.

Coefficient Braun-Blanquet	Signification	Échelle de van der Maarel
r	Un seul individu	1
+	Rare	2
1	1-5%	3
2	5-25%	5
3	25-50%	7
4	50-75%	8
5	>75%	9

Tableau 2: Correspondance entre les indices de Braun-Blanquet et van der Maarel

3.3.1.4 Fréquence de pollinisation et diversité spécifique des espèces pollinisatrices

Un Carré d'échantillonnage de 1m² a été placé aléatoirement sur le feuillage des 6 arbres sélectionnés. Durant une période de 5 minutes, on a compté le nombre de contacts fleur-pollinisateur compris dans cette zone et on a identifié les espèces observées. Cette opération a été répétée sur les 6 arbres sélectionnés.

3.3.1.5 Abondance des lombrics du sol

La méthode du « Test-bêche » a été employée ici, étant plus chronophage que la méthode « Moutarde », mais plus précise. Dans la littérature, les deux méthodes sont régulièrement utilisées conjointement, mais ce niveau de précision n’était pas indispensable dans cette étude.

La méthode « Test-bêche » consiste à récolter des échantillons de sol de 25x25cm avec une profondeur de 25cm à l'aide d'une bêche (Figure 12). Ceux-ci sont ensuite placés dans des bacs pour être émiétés afin de retirer tous les lombrics présents dans chaque motte. Ces vers de terre sont classés par groupe écologique (endogé, épigé, épi-anécique et anécique strict) à l'aide d'une clé de détermination (Annexe 3) avant d'être dénombrés et pesés afin d'obtenir une abondance et une biomasse par mètre carré. Ces mesures ont été répétées 6 fois sur chaque site de manière systématique, les échantillons se faisant à 1m du tronc des arbres sélectionnés préalablement.

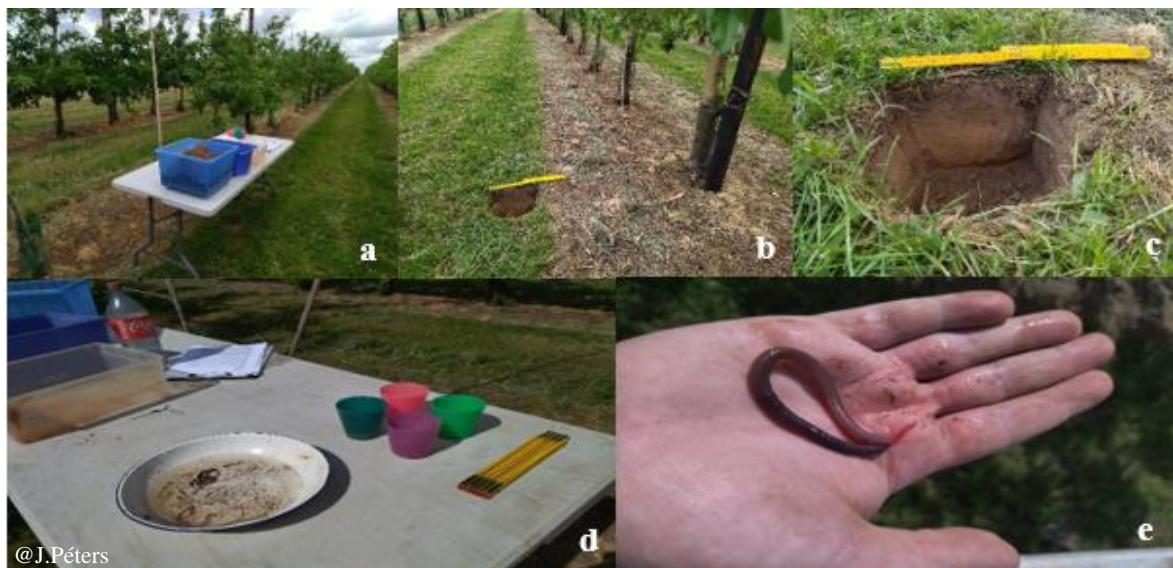


Figure 12 : Étapes du relevé de lombrics à Dalhem (Belgique).

(a) Installation du matériel dans le verger (b) Échantillon à 1 mètre du tronc (c) Échantillon de 25x25 cm (d) Tri des lombrics dans l'eau (e) Identification des lombrics

3.4 Analyses statistiques

Toutes nos analyses ont été réalisées avec le logiciel Rstudio (R version 4.1.2). Toutes nos manipulations sont décrites pour chaque groupe d'organismes dans les points suivants.

3.4.1 Diversité spécifique de l'avifaune

Les 6 échantillonnages ont été rassemblés pour former une liste d'espèce par site (Annexe 5). Une comparaison des richesses spécifiques spécifiques entre les vergers BT et HT a ensuite été réalisée. Afin de tenir compte des différences de superficie, les richesses spécifiques ont été standardisées par rapport à la surface de chaque verger, donnant un nombre d'espèces par hectare. En effet, la richesse augmente en fonction de la surface échantillonnée (Gleason, 1922), on ne peut pas comparer des vergers d'aires différentes. Cette comparaison de moyenne a été réalisée à l'aide d'un test de Student (la normalité et l'égalité des variances étant respectée). En

supplément, suite à certains points très éloignés de la moyenne, une recherche de données extrêmes a été réalisée à l'aide de la fonction grubbs.test (package outliers). Ces données permettront d'apporter des informations supplémentaires dans la discussion.

La relation entre la richesse spécifique de l'avifaune et les variables environnementales a été étudiée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé. La forme du verger (BT/HT), la date du relevé, la température moyenne annuelle, la température mesurée, l'ensoleillement, l'environnement, la gestion de l'herbage et la présence d'arbres autour de la parcelle ont été sélectionnés comme variables explicatives de la richesse spécifique. L'absence d'autocorrélation spatiale entre les données avait préalablement été vérifiée avec la fonction Moran.I (package ape).

Une analyse de la composition spécifique a permis de définir les espèces significativement indicatrices de chaque type de verger, en utilisant la fonction méthode Indval (Dufrêne & Legendre, 1997) (fonction indval, package labdsv). Celle-ci a été complétée par une étude de la relation entre les différentes espèces d'oiseaux et le type de verger. Une analyse de correspondances entre les espèces, réalisée avec la fonction dudi.coa (package ade4), a permis d'ordonner les relevés en fonction de leur ressemblance. Les sites ont ensuite été coloriés par forme de verger afin de faire apparaître les différences de répartition entre les deux formes de culture. De plus, la variante NSCA a permis d'identifier la répartition favorisée par les espèces dominantes (Couturon et al., 2003). Celle-ci a été réalisée avec la fonction dudi.nsc (package ade4). Afin de déterminer l'effet de certaines variables explicatives sur la répartition, cette opération a été répétée avec la gestion de la végétation, l'environnement et la présence d'arbres aux abords de la parcelle.

3.4.2 Abondance de *Forficula auricularia* en tant qu'agent de lutte biologique

Les données récoltées ne permettent pas d'analyser statistiquement ce groupe d'organismes. En effet, sur l'ensemble des 120 échantillons (6 par site), seulement deux spécimens ont été capturés par le parapluie japonais. Ce manque de données sera abordé dans la discussion.

3.4.3 Structure des différentes communautés végétales

L'analyse des communautés végétales s'est déroulée de la même manière que l'avifaune. Cependant, d'autres variables explicatives ont été sélectionnées pour le modèle linéaire généralisé. La forme du verger (BT/HT), la date du relevé, la température et les précipitations moyennes annuelles, l'environnement le pH, le type de sol, la gestion de l'herbage et l'exposition pouvaient influencer la richesse spécifique des vergers. Des plus, les indices d'abondance ont permis une classification des sites selon une dissimilarité de Bray-Curtis afin d'identifier une différence entre les vergers BT et HT. Ces indices de dissimilarité ont été calculés à l'aide de la fonction vegdist (package vegan) et ordonner avec hclust (package stats) selon une classification de Ward.

3.4.4 Fréquence de pollinisation et diversité spécifique des espèces pollinisatrices

Les données récoltées ne permettent pas d'analyser statistiquement ce groupe d'organismes. En effet, il y avait une trop grande variabilité entre les échantillons, avec des mesures pouvant osciller de 0 à plus de 70 contacts par minute sur le même site. Cette variation dans les données sera abordée dans la discussion.

3.4.5 Abondance des lombrics du sol

Les 6 échantillonnages ont été rassemblés afin d'obtenir une abondance moyenne par mètre carré par site. Une comparaison de ces abondances entre les vergers BT et HT a ensuite été réalisée à l'aide d'un test de Student (la normalité et l'égalité des variances étant respectée). La relation entre les abondances moyennes et les variables environnementales a été étudiée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé avec une distribution de poisson. La forme du verger (BT/HT), la date du relevé, la température et les précipitations moyennes annuelles, la température mesurée, l'ensoleillement, le pH, le type de sol, la gestion de l'herbage et l'exposition ont été sélectionnés comme variables explicatives. L'absence d'autocorrélation spatiale entre les données avait préalablement été vérifiée avec la fonction Moran.I (package ape). Ensuite, les différents groupes fonctionnels de lombrics ont été séparés afin d'étudier leur répartition dans les différents vergers. Cette comparaison a été réalisée à l'aide de graphiques réalisés sur Excel.

4 Résultats

4.1 Diversité spécifique de l'avifaune

4.1.1 Richesse spécifique et espèces indicatrices :

Au total, 42 espèces d'oiseaux ont été recensées dans les vergers. La grande majorité d'entre elles étaient présentes dans les vergers HT car on y a dénombré 41 espèces contre seulement 25 espèces en BT. Seule la grive draine (*Turdus viscarius*) n'a pas été observée dans le verger HT. La richesse spécifique était significativement supérieure dans le verger HT par rapport au verger BT (respectivement 8,7 et 2 espèces par hectare, $p\text{-value}=0.0003$).

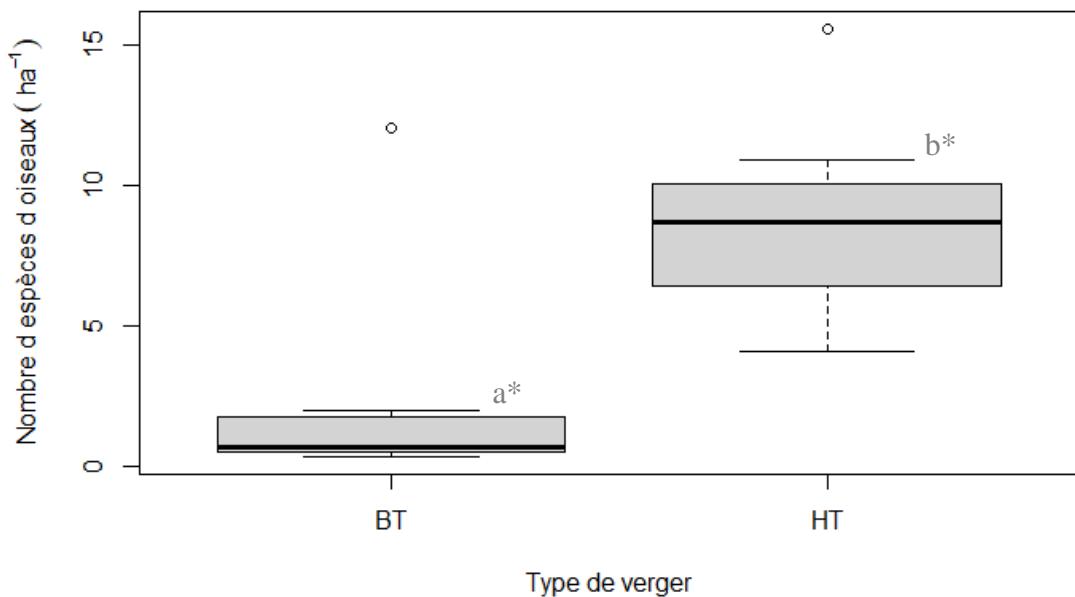


Figure 13: Boîtes à moustaches représentant le nombre d'espèces d'oiseaux moyen retrouvé dans les deux formes de verger. (a^* et b^* = significativement différents).

À noter que le point 12.04 du verger BT est considéré comme un « outlier » ($p\text{-value}=5.961e-07$), cet écart est dû à la petite surface de ce verger, ne dépassant pas un hectare.

Des espèces étaient assez courantes dans les deux types de verger comme la buse variable (*Buteo buteo*), le choucas des tours (*Coloeus monedula*), le pigeon ramier (*Columba palumbus*), la corneille noire (*Corvus corone*), la mésange charbonnière (*Cyanistes caeruleus*), le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), la fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*) et le merle noir (*Turdus viscarius*). Par contre, des espèces plus rares, qui n'ont été observées que 1 à 2 fois, se retrouvaient principalement dans les verger HT. On peut citer par exemple, le grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*), le pic épeiche (*Dendrocopos major*), le rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), ...

Le verdier d'Europe (*Chloris chloris*) a été identifié comme espèce significativement indicatrice du verger HT (analyse Indval, $p\text{-value}=0.027$). Il a été recensé 5 fois sur 10 dans les vergers HT et n'a pas été observé en BT. Aucune espèce indicatrice n'a été identifiée pour le verger BT.

4.1.2 Analyse des variables explicatives de la diversité de l'avifaune

La forme du verger est la seule variable influençant significativement la richesse spécifique de l'avifaune (Tableau 3). Les autres variables sélectionnées, comme l'environnement, la présence d'arbres aux abords de la parcelle ou la gestion de l'herbage, n'ont pas d'effet sur la richesse spécifique de nos relevés.

Variables explicatives	Coefficients d'estimation	P-valeur
Forme du verger	1.402	0.0209*
Date du relevé	-0.002	0.8653
Environnement	0.5864	0.5373
Présence d'arbres aux abords de la parcelle	0.7281	0.3920
Température moyenne annuelle	0.4148	0.4222
Température	-0.0419	0.6496
Gestion de l'herbage	0.3854	0.6339

Tableau 3: Coefficients d'estimations et significativité des différentes variables explicatives de la richesse spécifique de l'avifaune

4.1.3 Relation entre les espèces d'oiseaux et le type de verger

L'analyse de correspondances entre les espèces et les relevés permet d'ordonner les résultats en fonction de leur ressemblance. Au niveau des espèces d'oiseaux (Figure 14.b), une grande majorité est regroupée au croisement entre les deux axes. Ce sont pour la plupart des espèces communes aux deux formes comme la mésange charbonnière (*Cyanistes caeruleus*) et la fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*), elles influencent peu la distribution. Par contre, sur l'axe horizontal, quelques espèces se différencient comme, par exemple, le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le loriot d'Europe (*Oriolus Oriolus*) et le bruant jaune (*Emberiza citrinella*). Celles-ci correspondent à des oiseaux observés uniquement dans l'écosystème HT et étirent la répartition. À l'opposé, la grive draine (*Turdus viscarius*), espèce uniquement observée en BT, se retrouve à l'extrême droite. L'axe horizontal semble donc expliquer principalement la différence entre les deux formes de culture. Cette observation se confirme sur la répartition des sites (Figure 14.a) où les centres des ellipsoïdes se distribuent sur l'axe horizontal. Cette analyse confirme que les deux types de vergers ont de nombreuses espèces en commun, mais que le HT héberge des espèces supplémentaires.

Cependant, toutes ces espèces, qui étirent les ellipsoïdes, n'ont été retrouvées qu'une seule à deux fois dans les différents relevés et peuvent fausser les résultats. Pour tenir compte de cela, la variante NSCA permet d'identifier la répartition favorisée par les espèces dominantes. Cette seconde analyse confirme que les deux vergers contiennent des espèces communes et fréquentes (Figure 15.a). Le verger HT s'était distingué dans la figure précédente par son hétérogénéité avec des espèces plus rares dans les observations.

D'autres facteurs ont également pu influencer la répartition des différentes espèces d'oiseaux. Lors de la première analyse de correspondance (Figure 14), des espèces spécifiques du verger HT, comme le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le loriot d'Europe (*Oriolus Oriolus*) et le bruant jaune (*Emberiza citrinella*), se distribuaient selon l'axe vertical. Une seconde analyse avec différentes variables environnementales (Figure 16.a et 16.b) permet

de mieux expliquer cette répartition. Le loriot d'Europe (*Oriolus oriolus*) et le rossignol phylomèle (*Luscinia megarhynchos*) ont été retrouvés sur un verger pâtré et dont l'environnement était bocager. Les autres espèces, comme le tarier pâtre (*Saxicola rubicola*), l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*) et le bruant jaune (*Emberiza citrinella*), ont été observés dans des vergers fauchés avec un environnement de cultures agricoles. Les vergers tondus n'étant présents qu'en basses tiges, leur répartition est restée centrale. La présence d'arbres aux abords de la parcelle (Figure 16.c) a également eu un impact, puisque la plupart des espèces moins fréquentes lors des observations ont été retrouvées dans ces parcelles.

De plus, en donnant moins d'importance aux espèces peu fréquentes avec l'analyse NSCA, une différence de composition s'observe entre les vergers pâturés avec un environnement bocager et les vergers fauchés avec un environnement agricole (Figure 17.a et 17.b). Par exemple, le geai des chênes (*Garrulus glandarius*) et le rouge-gorge (*Erithacus rubecula*) ont été observés principalement dans le premier type de verger tandis que le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), le faisan de colchide (*Phasianus colchicus*) et le merle noir (*Turdus merula*) étaient présents dans le second type.

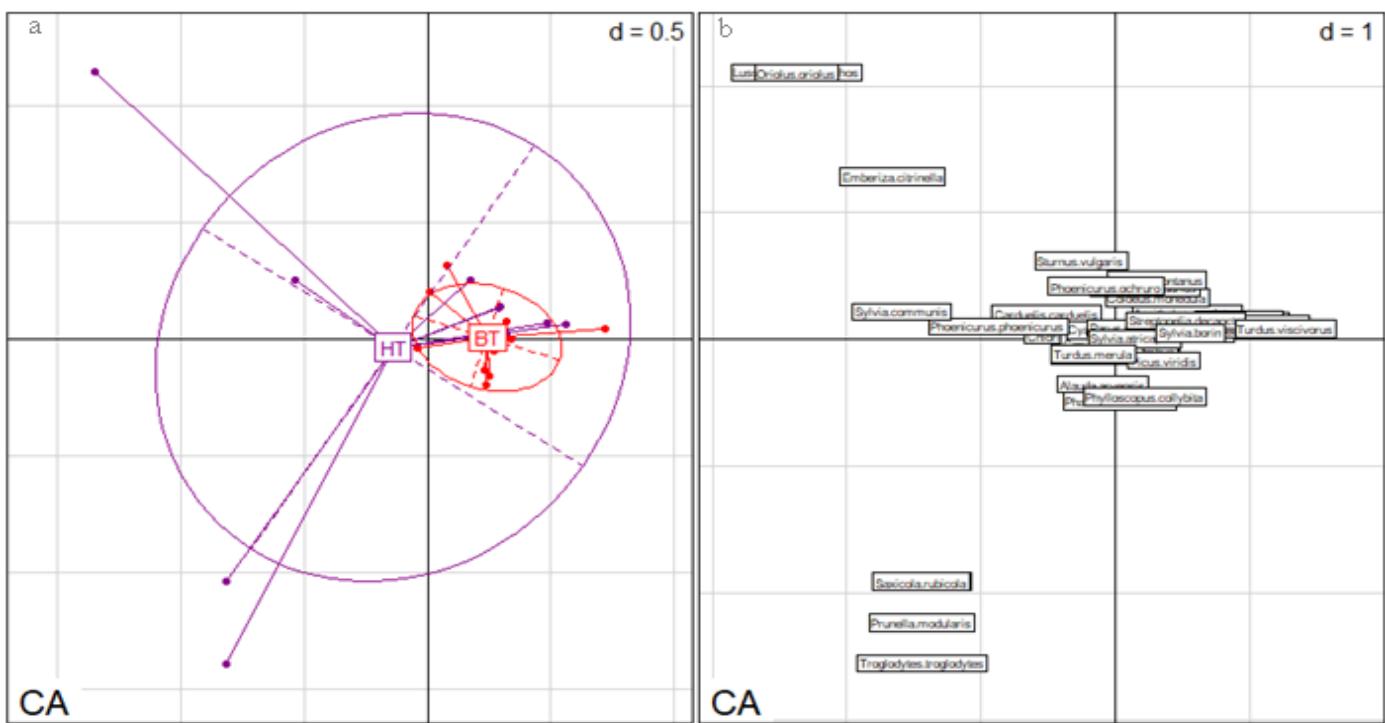


Figure 14: Analyse de correspondance entre les relevés et les espèces d'oiseaux.

Elle cherche les correspondances entre les relevés et les espèces à l'état naturel (a). Les sites de vergers HT sont représentés en mauve, les sites de vergers BT en rouge. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 27%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses.

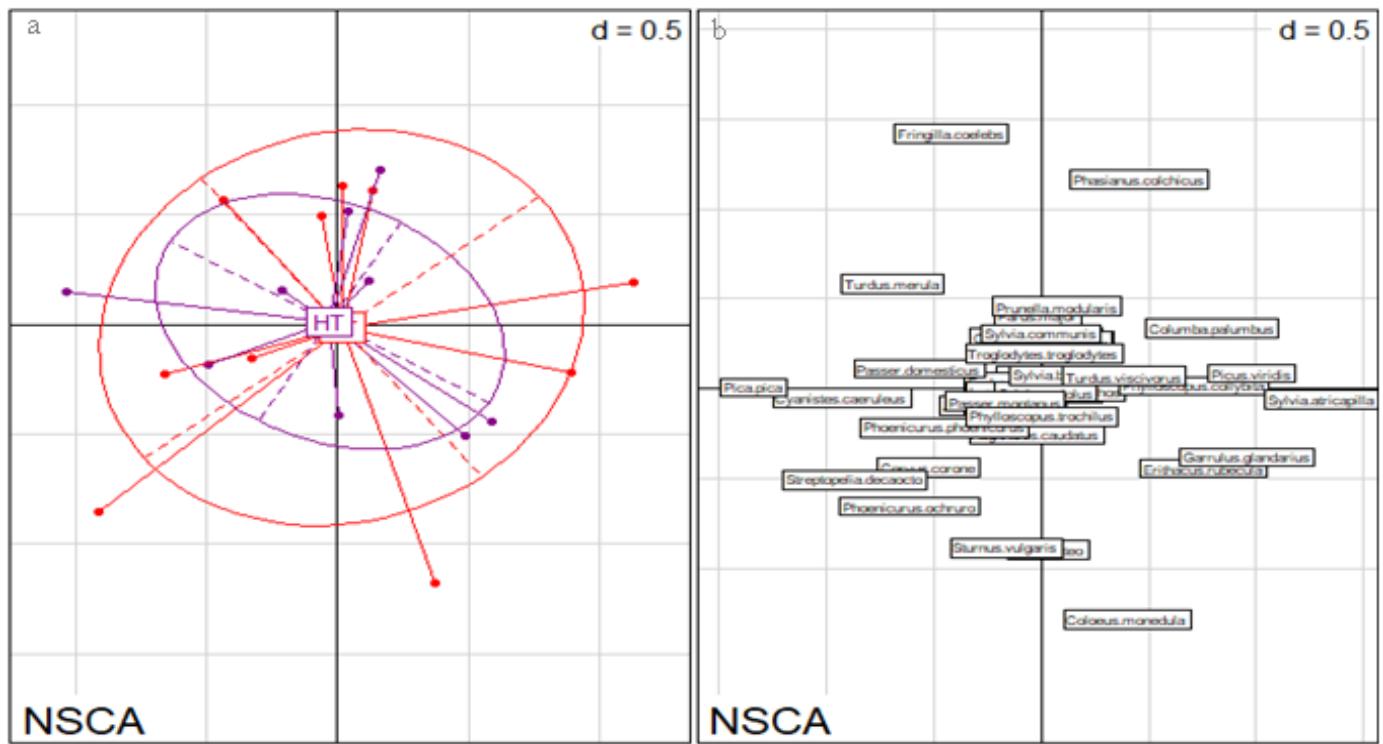


Figure 15: Analyse de correspondance non symétrique (NSCA) entre les relevés et les espèces.

Elle cherche les correspondances entre les relevés qui partagent les mêmes espèces (a) et les espèces qui se trouvent dans les mêmes relevés (b). Les sites de vergers HT sont représentés en mauve, les sites de vergers BT en rouge. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 27,37%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses.

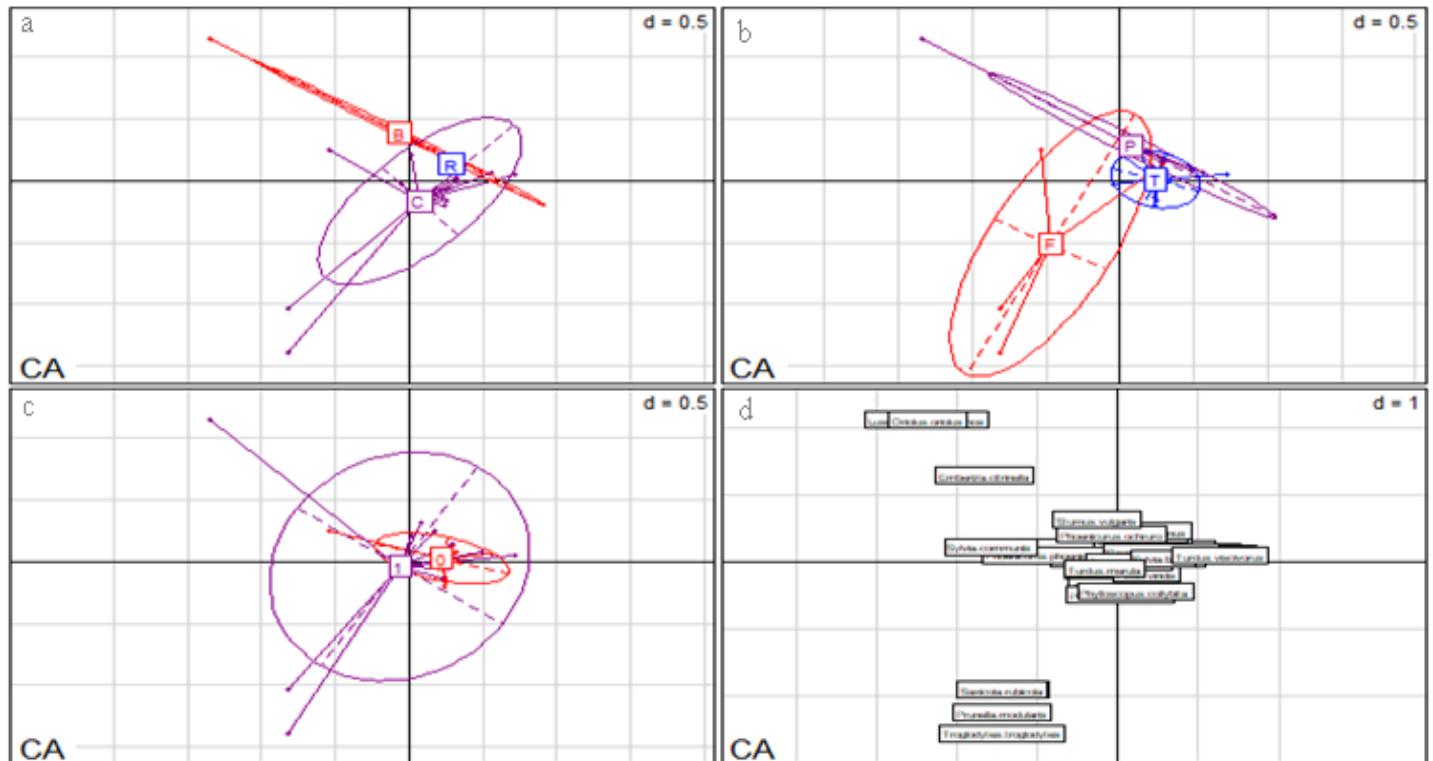


Figure 16: Analyse de correspondance entre les facteurs et les espèces d'oiseaux.

(a) Répartition des relevés selon les différents environnements entourant les vergers : Bocager (en rouge), Résidentiel (en bleu) et de grandes Cultures (en mauve). (b) Répartition des relevés selon les différentes gestions de la végétation : Pâturage (en mauve), Tonte (en bleu) et Fauchage (en rouge). (c) Répartition des relevés selon la présence (1), en mauve, ou l'absence (0), en rouge, d'arbres autour de la parcelle. (d) Distribution des espèces d'oiseaux sur les deux axes. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 27%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses.

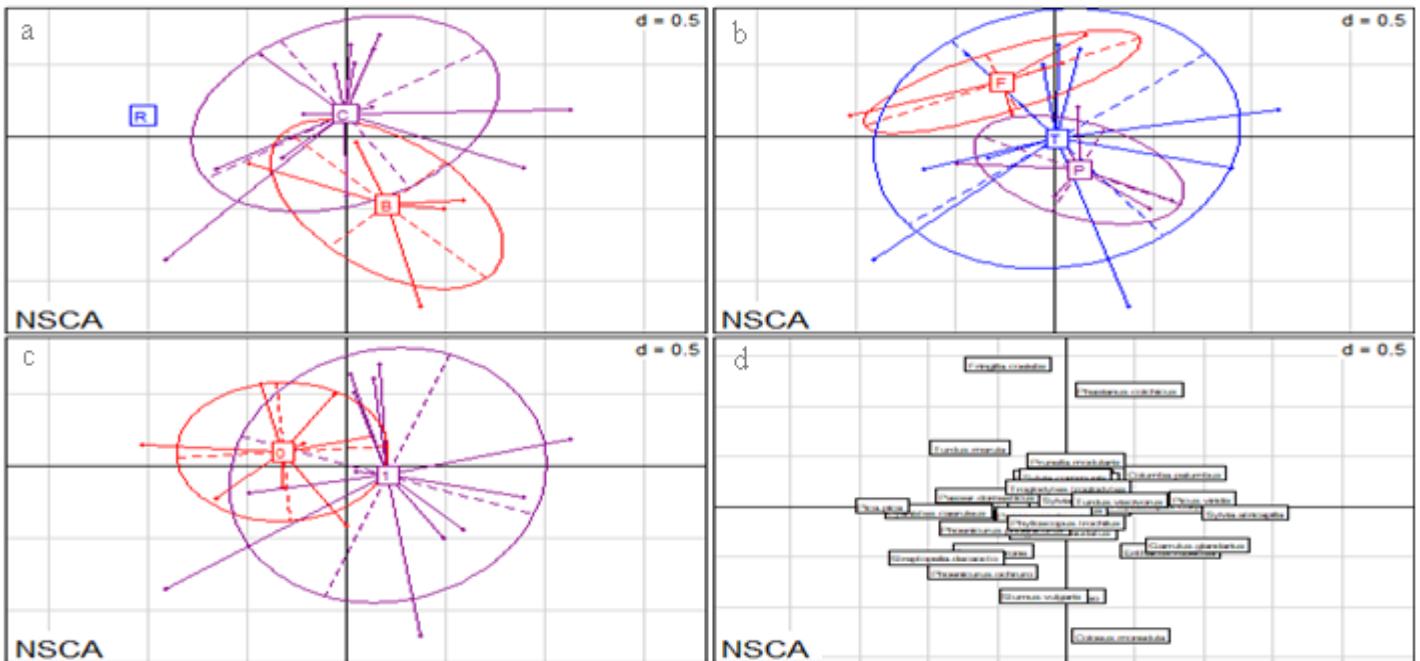


Figure 17: Analyse de correspondance non symétrique (NSCA) entre les facteurs et les espèces

(a) Répartition des relevés selon les différents environnements entourant les vergers : Bocager (en rouge), Résidentiel (en bleu) et de grandes Cultures (en mauve). (b) Répartition des relevés selon les différentes gestions de la végétation : Pâturage (en rouge), Tonte (en bleu) et Fauchage (en bleu). (c) Répartition des relevés selon la présence (1), en rouge, ou l'absence (0), en bleu, d'arbres autour de la parcelle. (d) Distribution des espèces d'oiseaux sur les deux axes. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 27,37%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses.

4.2 Structure des différentes communautés végétales

4.2.1 Richesse spécifique et espèces indicatrices

Au total, 66 espèces végétales différentes ont été observées dans les vergers. Il y avait respectivement 57 et 48 espèces dans l'ensemble des écosystèmes BT et HT. La majorité d'entre elles étaient donc commune aux deux formes de vergers. La richesse spécifique était significativement supérieure dans le verger HT par rapport au verger BT (respectivement 9,6 et 3,2 espèces par hectare, $p\text{-value}= 0.0053$).

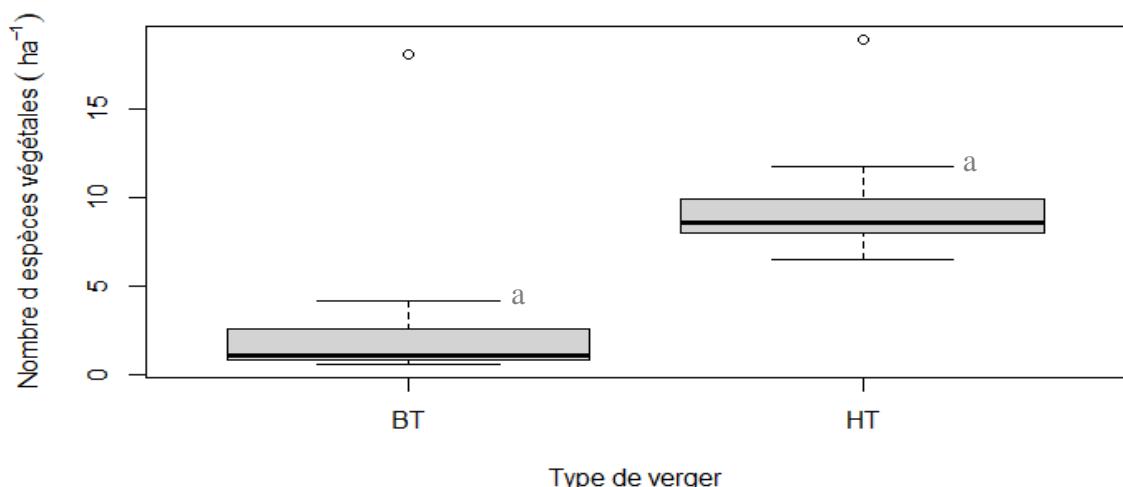


Figure 18: Boîtes à moustaches représentant le nombre d'espèces végétales moyen par hectare retrouvé dans les deux formes de verger.

Deux lettres identiques indiquent une différence non-significative. Par le test de Grubbs, les deux points sont significativement considérés comme des « outliers » ($p\text{-value}= 5.394\text{e-}06$ (BT) & $p\text{-value}= 0.00099$ (HT)). Ils correspondent aux deux vergers avec la plus petite surface.

Des espèces étaient assez courantes dans les deux types de verger comme le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*), la houlque laineuse (*Holcus lanatus*), le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), la fléole des prés (*Phleum pratense*), la renoncule rampante (*Ranunculus repens*), le rumex à feuilles obtuses (*Rumex obtusifolius*), le pissenlit (*Taraxacum sp.*) et le trèfle des prés (*Trifolium pratense*). Le pissenlit (*Taraxacum sp.*), la pâquerette (*Bellis perennis*), le grand plantain (*Plantago major*) et l'épilobe à tige carrée (*Epilobium tetragonum*) ont été identifiés comme espèces significativement indicatrices du verger BT (analyse Indval, p-value=0.005, 0.007, 0.03 et 0.033 respectivement). Pour le verger HT, la houlque laineuse (*Holcus lanatus*) et la grande ortie (*Urtica dioica*) sont les espèces indicatrices (analyse Indval, p-value=0.013, 0.014 respectivement). *H. lanatus* et *Taraxacum sp.* étant courants dans les deux formes, ils n'ont pas été repris comme espèces indicatrices.

4.2.2 Analyse des variables explicatives de la diversité de la végétation

La forme du verger est la seule variable influençant significativement la richesse spécifique de la végétation (Tableau 4). Les autres variables sélectionnées, comme l'environnement, le pH ou la gestion de l'herbage, n'ont pas d'effet sur la richesse spécifique de nos relevés.

Variables explicatives	Coefficients d'estimation	P-valeur
Forme du verger	8.64	1.01e-05*
Date du relevé	-0.02	0.886
Environnement	-4.27	0.863
Précipitations moyennes annuelles	-0.09	0.583
Température moyenne annuelle	-11.8	0.61
Type de sol	-5.43	0.579
pH	11.96	0.7
Gestion de l'herbage	4.16	0.78
Exposition	3.31	0.633

Tableau 4: Coefficients d'estimations et significativité des différentes variables explicatives de la richesse spécifique de la végétation.

4.2.3 Relation entre les espèces végétales et le type de verger

4.2.3.1 Analyse de correspondances

Lors de l'analyse de correspondances entre les espèces et les relevés, les deux formes de vergers se sont distinguées sur l'axe horizontal (Figure 19.a). Il y a donc une différence de communauté qui se dégage entre le HT et le BT. Par contre, lorsqu'on regarde les espèces les plus influentes qui sont écartées du centre (Figure 19.b), on retrouve le séneçon commun (*Senecio vulgaris*), le céraiste aggloméré (*Cerastium glomeratum*) et la moutarde blanche (*Sinapsis alba*), par exemple. Toutes ces espèces n'ont été retrouvées qu'une seule fois dans les différents relevés et pourraient fausser les résultats.

Les vergers BT et HT se décalent à nouveau selon l'axe horizontal lors de l'analyse NSCA (figure 20.a), ce qui confirme la différence de communauté entre les deux formes de vergers. D'autres espèces se distribuent sur cet axe (Figure 20.b) comme la houlque laineuse (*Holcus lanatus*) et la grande ortie (*Urtica dioica*), à gauche, qui étaient identifiés comme espèces indicatrices du HT dans l'analyse Indval (Point 4.2.1). À l'extrême droite de l'axe

horizontal, on retrouve la pâquerette (*Bellis perennis*) qui était indicatrice du BT dans cette même analyse. Les NSCA avec les potentielles variables explicatives, comme la gestion, l'environnement ou l'exposition, n'ont pas apporté d'explications supplémentaires à la répartition des espèces végétales (Annexe 4).

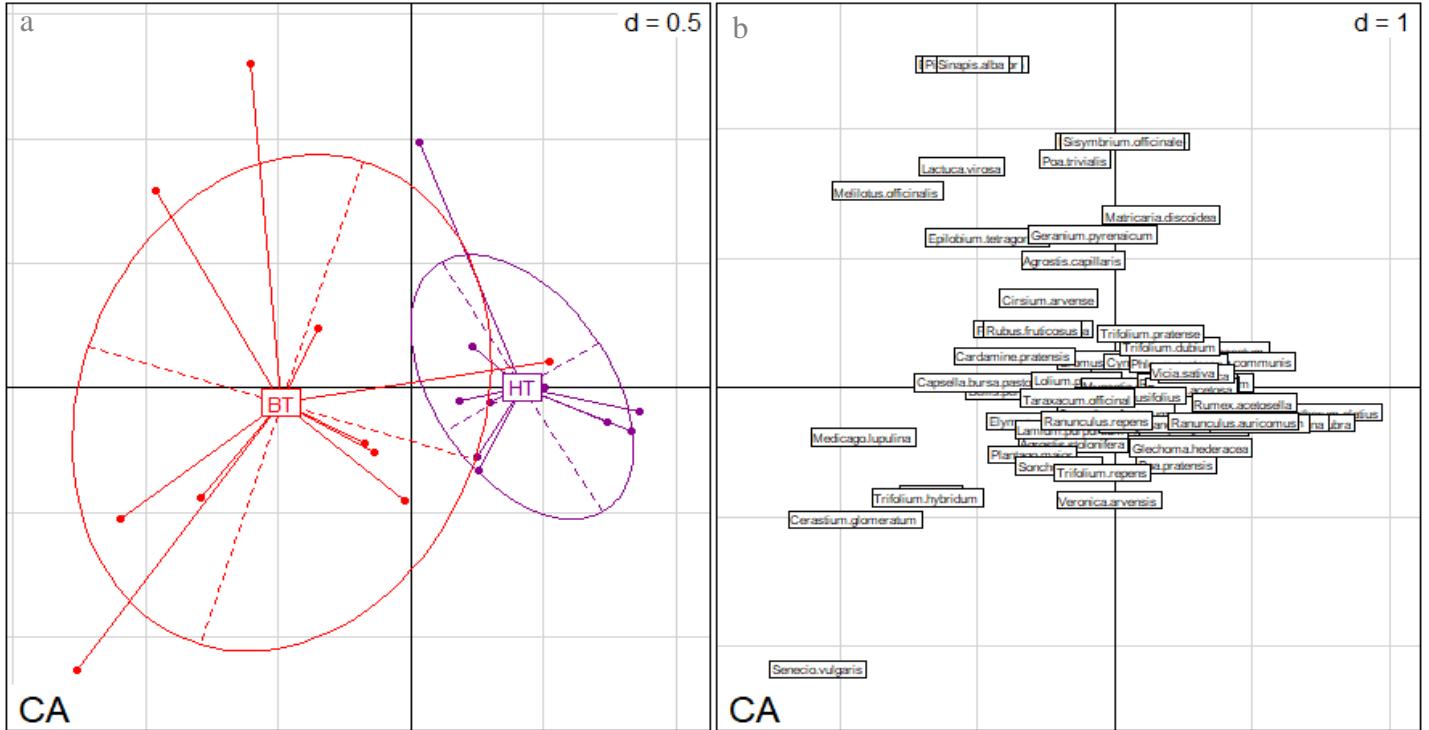


Figure 19: Analyse de correspondance entre les relevés et les espèces végétales.
Elle cherche les correspondances entre les relevés qui partagent les mêmes espèces (a) et les espèces qui se trouvent dans les mêmes relevés (b). Les sites de vergers HT sont représentés en mauve, les sites de vergers BT en rouge. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 22%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses. Les scores sont significativement différents.

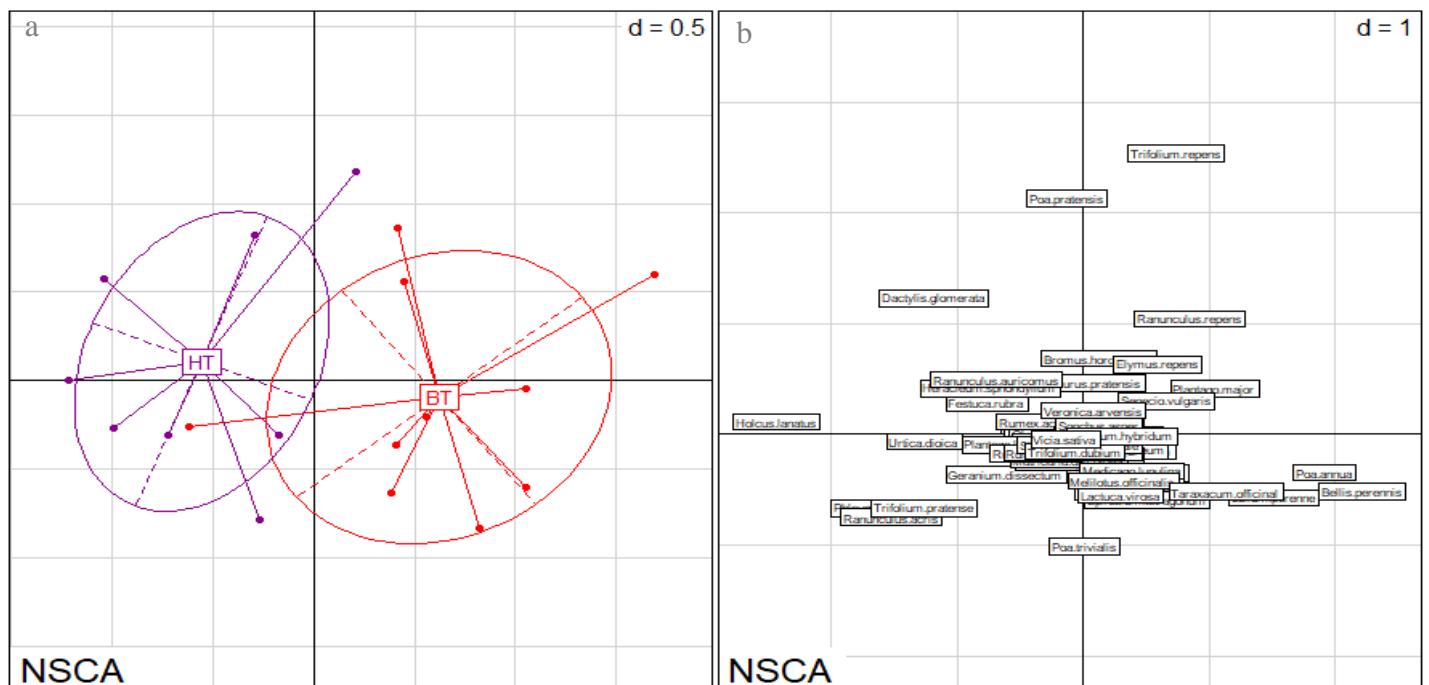


Figure 20: Analyse de correspondance non symétrique (NSCA) entre les relevés et les espèces végétales.
Elle cherche les correspondances entre les relevés qui partagent les mêmes espèces (a) et les espèces qui se trouvent dans les mêmes relevés (b). Les sites de vergers HT sont représentés en bleu, les sites de vergers BT en rouge. La variance expliquée par les 2 premiers axes de l'analyse des correspondances est de 33%, ce qui est relativement important pour ce genre d'analyses. Les scores sont significativement différents.

4.2.3.2 Classification selon les indices de dissimilarité de Bray-Curtis :

Le dendrogramme représente les sites classés selon une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis (Figure 21). Seul le site 9 (BT) est placé parmi les relevés HT, ceci peut s'expliquer par sa proximité spatiale et temporelle avec le relevé 10. Inversement, les sites 13 et 20 (HT) sont plus proches des systèmes BT. Cette différence est probablement due à la proximité temporelle des relevés. En effet, les numéros des relevés, choisis par ordre chronologique de visite, sont également classés entre nombres proches. La date a donc une influence sur les échantillonnages.

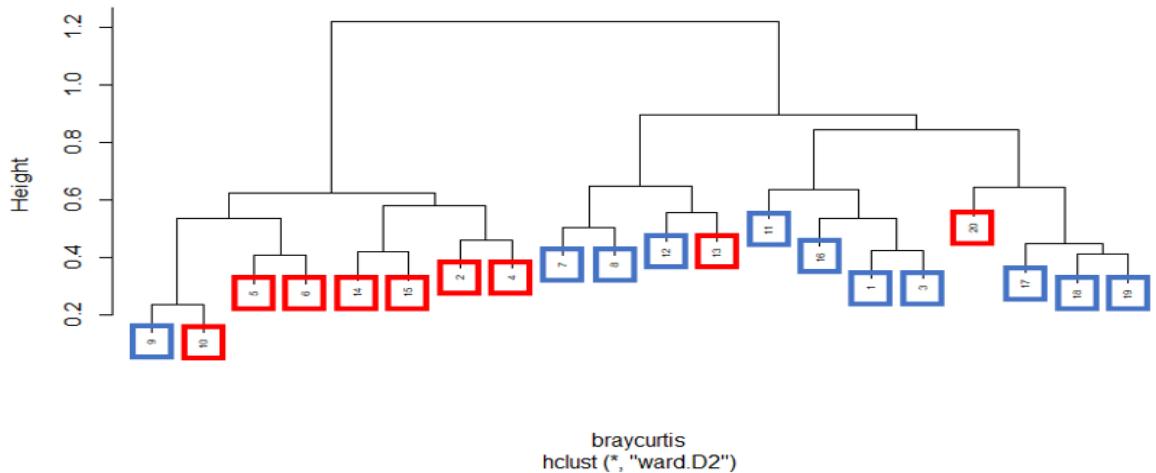


Figure 21: Classification hiérarchique des relevés en dendrogramme selon une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis.
Les sites HT sont encadrés en rouge et les sites BT en bleu.

4.3 Abondance des lombrics du sol

4.3.1 Analyse de l'abondance

Les abondances des lombrics sont très variables d'un site, d'une période et d'une région à l'autre, et il ne se dégage pas de réelle tendance (Figure 22). En moyenne, 156 et 111 lombrics par m^2 ont été recensés dans les vergers HT et BT, respectivement. Il n'y a pas de différence significative (p -valeur = 0.2561).

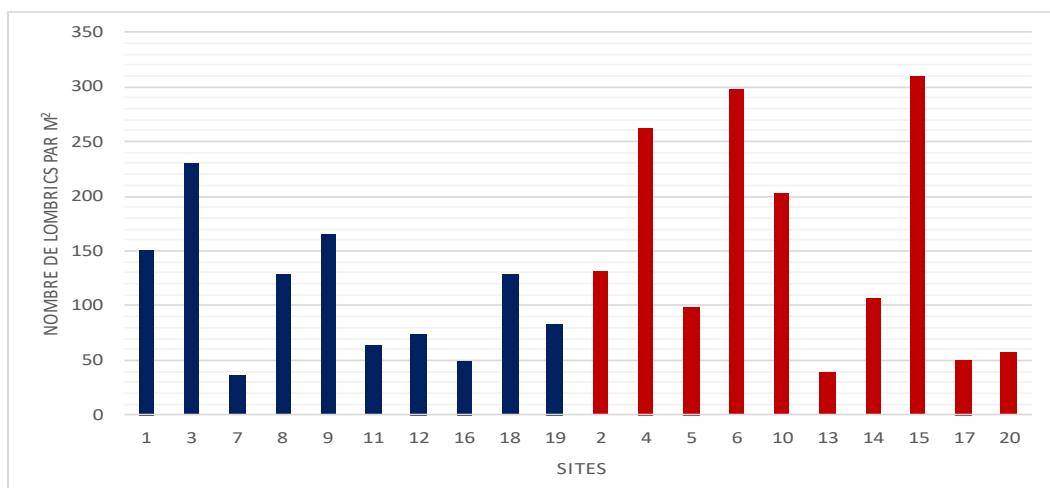


Figure 22: Nombre de lombrics par m^2 relevés sur chaque site.
Les sites HT sont représentés en rouge et les sites BT en bleu.

4.3.2 Abondance des groupes fonctionnels de lombrics dans les vergers BT et HT

Répartis en groupes fonctionnels, l'abondance des lombrics ne démontre pas de grandes variations en fonction du type de verger (Figure 23). Il n'y a pas de différences significatives (p -valeur > 0.05). En termes de proportions, il y a 6,5% d'épigés, 38% d'anéciques stricts, 9,5% d'épi-anéciques et 46% d'endogés pour le verger BT. Pour le HT, il y a 9% d'épigés, 40% d'anéciques stricts, 4% épi-anéciques et 47% d'endogés. Cependant, une grande variabilité en fonction des sites est à prendre en compte lors de cette analyse (Figure 24)

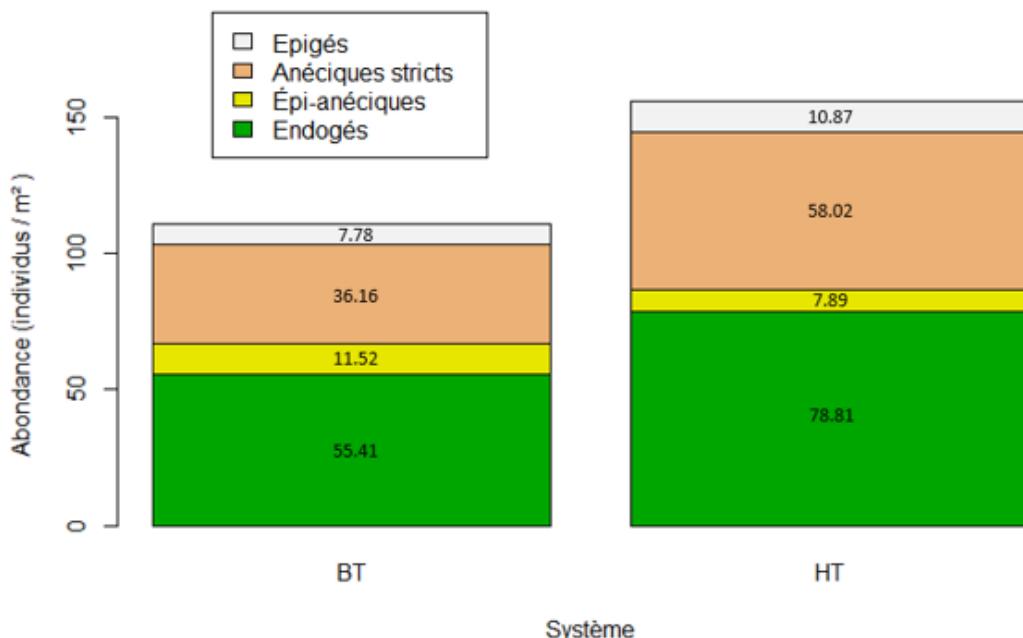


Figure 23: Nombre moyen de lombrics par m^2 relevés sur chaque site, répartis entre les différents groupes fonctionnels.

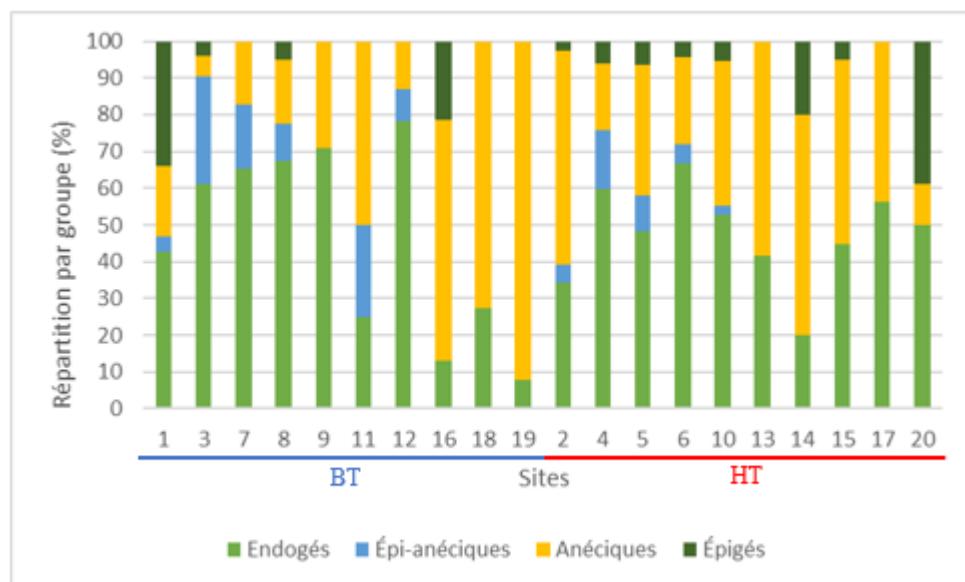


Figure 24: Proportions des groupes fonctionnels de lombrics sur chaque site (en %).
Les sites BT sont soulignés en bleu et les HT en rouge

5 Discussion

5.1 Diversité spécifique de l'avifaune

L'analyse de l'avifaune a montré que les vergers hautes tiges contenaient plus de 4 fois plus d'espèces d'oiseaux à l'hectare que les vergers basses tiges. Cette différence peut, tout d'abord, s'expliquer par le potentiel de nidification qu'offre le milieu. En effet, les vieux arbres du verger hautes tiges sont des habitats complémentaires aux boisements forestiers et leurs cavités profitent à plusieurs espèces cavernicoles (Vallauri et al., 2002). Par exemple, le pigeon colombin (*Columba oenas*), le rouge-queue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*), le grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*), le pic épeiche (*Dendrocops major*), le moineau friquet (*Passer montanus*) et l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) sont toutes des espèces cavernicoles qui ont été retrouvées principalement dans les vergers HT. Ces espèces ont déjà été observées en nidification dans des vergers HT wallons en 2005 (Coppée & Noiret, 2008). La hauteur des arbres apporte également des habitats supplémentaires aux oiseaux arboricoles. Le loriot d'Europe (*Oriolus oriolus*), la fauvette des jardins (*Sylvia borin*) et le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) ont uniquement été retrouvés dans les vergers HT et de grands arbres sont nécessaires à leur nidification (Svensson, 2015). Le verdier d'Europe (*Chloris chloris*), espèce indicatrice du verger HT dans nos relevés, apprécie tout particulièrement ces milieux arborés non densément peuplés (Géroudet et al., 2010). Cette interprétation est soutenue par l'analyse de correspondance. La présence de grands arbres aux abords de la parcelle, permettant aux oiseaux de nicher, entraîne une plus grande hétérogénéité entre les espèces dans les deux formes de verger.

Cette différence de richesse spécifique peut également s'expliquer par les ressources alimentaires disponibles au verger. Kajtoch (2017) a démontré que les vergers non-traités contenaient deux fois plus d'oiseaux en termes d'abondance et d'espèces, dont la plupart étaient insectivores. La richesse de l'avifaune diminuerait de 23% avec l'utilisation de pesticides (Crocker et al., 1998). Par exemple, la fauvette des jardins (*Sylvia borin*) et le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) sont des espèces insectivores uniquement retrouvées dans le verger HT. Le verger BT est un habitat beaucoup plus simplifié, avec une végétation rase et une abondance en insectes beaucoup plus faible (Brown & Schmitt, 2001; Simon et al., 2007; Suckling et al., 1999). De plus, comme nous l'avons vu dans les analyses de correspondance, la gestion du verger peut influencer la composition en espèces. Les vergers HT fauchés ou pâturent n'avaient pas la même composition en espèces. Certaines espèces chassant au sol, comme l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*), seraient favorisées par des végétations basses sous les arbres, tandis que d'autres préféraient des herbes hautes riches en graines et arthropodes (Pfiffner et al., 2019; Wyss, 1996). Enfin, le milieu environnant a également influencé la répartition des espèces, comme nous l'avons observé dans les analyses de correspondance. Une plus grande hétérogénéité du paysage est corrélée à la richesse spécifique et l'abondance de l'avifaune (Myczko et al., 2013; Wiacek & Polak, 2008). Dans notre étude, une diversité élevée ne s'observe pas en verger BT, même quand l'environnement proche est favorable.

5.1.1 Réflexions sur la méthode

Pour chaque analyse, un plus grand nombre d'échantillons engendrerait des résultats plus robustes. Nos 20 sites permettent d'avoir une appréciation globale, mais l'hétérogénéité du verger HT n'est pas entièrement mesurée et nécessiterait un plus grand échantillonnage pour être représentative. Des espèces plus rares, comme la huppe fasciée (*Upupa epops*) et le torcol fourmilier (*Torquilla jynx*), pourraient être inventoriées dans ce type de milieu avec un plus grand effort d'échantillonnage (Weisshaupt et al., 2011). De plus, des mesures sur plusieurs jours et plusieurs horaires apporteraient davantage d'informations, même si un long échantillonnage serait plus efficace que plusieurs courtes périodes espacées (Watson, 2017). Des rapaces nocturnes inféodés au verger, comme la chouette chevêche (*Athene noctua*), pourraient être détectés lors de relevés en soirée (Pirotte, 2005). Plusieurs propriétaires de vergers HT nous ont signalé leur présence dans leur verger, mais celle-ci n'a pas pu être confirmée en plein jour.

De plus, la faible surface des vergers HT est un facteur à prendre en compte lors de l'analyse. Même si la différence de richesse spécifique était significative en ne tenant pas compte de l'aire des sites, des espèces supplémentaires pourraient s'installer dans des vergers HT d'une dizaine d'hectares. En effet, toutes les espèces spécialistes du verger HT seraient présentes à partir de 300 arbres, soit 3 à 5 hectares (Solagro, s. d.). Nos sites HT échantillonnés faisaient en moyenne 1,78 hectare contre 13,53 hectares de moyenne pour les vergers BT. Cependant, à notre connaissance, il n'existe pas de vergers HT de cette surface en Wallonie, les nouvelles grandes plantations étant encore trop jeunes pour être échantillonnées.

5.2 Abondance de *Forficula auricularia* en tant qu'agent de lutte biologique

L'échantillonnage des forficules n'a pas été concluant dans cette étude. En effet, sur l'ensemble des 120 échantillons (6 par site), seulement deux spécimens ont été piégés par le parapluie japonais. Ce manque d'individus récoltés ne permet pas de réaliser des analyses statistiques et remet en question notre méthode d'échantillonnage. La période choisie représente le pic des populations de forficules en Wallonie (Moerkens et al., 2009). Par contre, après observation des branches à l'œil nu, aucun invertébré ne se retrouvait sur celles-ci. Les forficules se cachaient principalement sous l'écorce du tronc et dans les fissures. La méthode du parapluie japonais n'était donc pas adaptée à ce groupe. En effet, ce sont des insectes nocturnes qui se cachent la journée à l'abri de la lumière (Orpet et al., 2019). Les branches d'arbres échantillonnées étant jeunes, lisses et sans anfractuosités, peu de forficules pouvaient s'y réfugier. Par contre, lors de la récolte des pommes en septembre 2021, de nombreux individus se retrouvaient dans les caisses de stockage. Ceux-ci se cachaient dans le sommet creux du fruit et ont induit notre étude en erreur quant à leur présence lors de toute la saison estivale. Dans d'autres études, des pièges à rouleaux ont été placés autour de branches d'arbres pour récolter les forficules qui s'y réfugient (Jana et al., 2021). Ce type de dispositif n'était cependant pas réalisable dans notre étude, nécessitant plusieurs passages par site.

5.3 Structure des différentes communautés végétales

L'analyse de la végétation a montré des résultats très contrastés entre les deux formes de verger. Les vergers hautes tiges contenaient plus de 3 fois plus d'espèces végétales à l'hectare que les vergers basses tiges ainsi que des assemblages d'espèces différents. Cette différence peut, tout d'abord, s'expliquer par la fertilisation du verger BT. En effet, des intrants riches en azote, phosphore, potassium, calcium, magnésium et de nombreux oligo-éléments (fer, manganèse, zinc, bore) sont pulvérisés en verger BT (Larrieu, 2019). L'ajout de ressources limitantes comme l'azote ou le phosphore éliminerait les compromis entre espèces pour ces ressources. (Tilman, 1982). La fertilisation diminuerait la biodiversité végétale (Harpole et al., 2016) et aboutirait à des communautés uniformes dans les prairies (Janssens et al., 1998; Peeters, 2004; Plantureux et al., 2005). De plus, différentes espèces pourraient être impactées par les herbicides utilisés sous les arbres BT. Ces pesticides permettent de limiter la concurrence racinaire entre la végétation herbacée et les arbres fruitiers ainsi que de faciliter la récolte à la machine pour les vergers à cidre (Abouziena et al., 2016). Dans les espèces indicatrices dans nos analyses, l'épilobe à tige carrée (*Epilobium tetragonum*) est une des seules espèces trouvées sur la terre dénudée, sous les arbres BT. Celle-ci serait particulièrement résistante aux herbicides comme le glyphosate (Matulevičiūtė, 2016), ce qui lui permettrait de s'implanter entre les pieds d'arbres fruitiers. En 2017, 92% de la superficie des vergers de fruitiers belges était traité au glyphosate pour le contrôle des adventices (Antier et al., 2020).

De plus, la gestion de la végétation peut également avoir un impact sur la composition de la communauté. En effet, les espèces végétales seraient favorisées par différentes pratiques de gestion, ce qui influencerait la composition de la prairie (Catorci et al., 2014; Guariento et al., 2020). Les vergers BT étant tondus régulièrement, on peut y retrouver des espèces typiques de pelouse. La présence d'espèces indicatrices, comme la pâquerette (*Bellis perennis*) et le grand plantain (*Plantago major*), est expliquée par cette végétation rase et les nombreux passages de tracteurs compactant le sol (Sagar & Harper, 1964). À l'inverse, la grande ortie (*Urtica dioica*), plante indicatrice des sites HT échantillonnés, est également une plante préférant les sols riches (Tison, 2014), mais qui ne résiste pas à une tonte régulière (Novák et al., 2008). Sa présence pourrait être expliquée par les déjections animales, mais cette espèce a été retrouvée autant dans les vergers HT fauchés que pâturés. Aucune différence entre le pâturage et la fauche n'a été détectée dans les analyses de correspondance, contrairement à ce qu'ont montré d'autres études (Bullock et al., 2001).

5.3.1 Réflexions sur la méthode

Tout d'abord, comme dans l'analyse de l'avifaune, un plus grand nombre d'échantillons engendrerait de meilleurs résultats. Dans notre étude, il n'y a pas eu d'effet du type de sol, du pH ou de la gestion pâturage/fauche sur la composition des communautés végétales. Or, de nombreuses études ont démontré que ces facteurs influençaient la flore en place (Cachovanová et al., 2012; Catorci et al., 2014; Schuster & Diekmann, 2003). Un plus grand nombre de sites permettrait probablement de faire ressortir ces patterns, moins détectables dans des milieux peu diversifiés comme les vergers échantillonnés.

De plus, la surface des parcelles échantillonnées est un possible biais dans cette étude. En effet, si la surface des sites n'était pas prise en compte, il n'y avait pas de différence de richesse spécifique entre les sites BT et HT. Les parcelles HT, avec une moyenne de 1,78 hectare, sont presque 8 fois plus petites que les parcelles BT qui ont une moyenne de 13.53 hectares. La richesse augmentant en fonction de la surface échantillonnée (Gleason, 1922), on ne pouvait pas comparer des vergers d'aires différentes. Les richesses spécifiques ont donc été standardisées par rapport à la surface du verger pour avoir un nombre d'espèces par hectare et une différence significative a été trouvée entre les deux formes de verger. De plus, les « outliers » détectés lors de la comparaison de moyenne (Figure 18) représentaient les vergers avec la plus faible surface. En effet, le site 6 (HT) et le site 7 (BT) faisaient respectivement 0,9 et 0,99 hectare, et ne présentaient pas de différence de richesse spécifique. Une étude avec des vergers de tailles similaires permettrait d'avoir des résultats comparables. Cependant, comme précisé lors de l'analyse de l'avifaune, il n'existe pas de vergers HT de cette surface en Wallonie à notre connaissance, les nouvelles grandes plantations étant encore trop jeunes pour être échantillonnées.

Enfin, notre dernière analyse par les indices de dissimilarité de Bray-Curtis a démontré une différence de communautés entre les deux formes de verger, mais également une faible influence de la proximité spatiale et temporelle des relevés. En effet, le site 9 (BT) était géré en agriculture biologique avec une végétation plus haute par endroit et adjacente au site 10 (HT). Ceci peut expliquer leur proximité et la présence de la parcelle BT parmi les vergers HT dans les analyses de correspondance (Figure 19 & 20). Cependant, la date de prise des relevés semble également avoir une influence sur les sites 13 et 20 (HT) qui se sont positionnés parmi les sites BT. En fonction de leur période de floraison, certaines espèces pourraient être manquées, étant peu développées et masquées par d'autres. Cependant, ce possible biais ne s'observe pas sur les analyses de correspondance et le modèle linéaire généralisé.

5.4 Fréquence de pollinisation et diversité spécifique des espèces pollinisatrices

L'échantillonnage des polliniseurs n'a pas été concluant dans cette étude. En effet, il y avait une trop grande variabilité entre les échantillons, avec des mesures pouvant osciller de 0 à plus de 70 contacts par minute sur le même site. Le nombre d'espèces variait également d'un arbre à l'autre pouvant passer de 0 à 9 espèces à quelques centaines de mètres d'intervalle. De plus, sur la plupart des parcelles, aucun pollinisateur n'a été observé. Ce manque de données ne permet pas de réaliser des analyses statistiques et remet en question notre méthode d'échantillonnage.

Premièrement, les conditions météorologiques peuvent expliquer cette variabilité dans les données. Elles sont connues pour avoir un fort impact sur l'abondance et l'identité des polliniseurs observés (Bergman et al., 1996; CaraDonna et al., 2017; Goodwin et al., 2021). De faibles températures nocturnes peuvent également influencer la sortie des polliniseurs et tous les taxons ne sont pas impactés de la même manière (Decourtye et al., 2016). Nos mesures de températures journalières et du taux d'ensoleillement ne suffisent pas pour expliquer la variation observée. Ensuite, l'attractivité des parcelles, caractérisée par le nombre de fleurs ouvertes, peut être un bon prédicteur (Templ et al., 2019). Cependant, les vergers contiennent

plusieurs variétés avec des périodes de floraison différentes. Il est difficile d'attribuer un nombre de fleurs moyen qui varie fortement d'une zone à l'autre du verger. De plus, afin d'échantillonner les 20 sites dans de bonnes conditions météorologiques, les mesures se sont réparties sur plus de 30 jours. La floraison des pommiers ne durant qu'une quinzaine de jours, avec des dates différentes selon la variété, les fleurs n'étaient plus présentes lors de la visite de plusieurs sites. Une partie des parcelles n'a donc pas pu être échantillonnée.

D'autres méthodes ont démontré leur efficacité pour les suivis de polliniseurs. Les comptages visuels, utilisés dans cette étude, ont une étendue temporelle plus petite que les pièges et ne permettent pas de recenser l'ensemble de la diversité (Thompson et al., 2021). Cependant, ces autres méthodes ont également leurs biais avec des espèces plus susceptibles d'être attirées par les dispositifs de piégeages ou des individus plus visibles lors de la chasse au filet. Seulement 25% des morpho-espèces capturées seraient communes aux 2 méthodes (Popic et al., 2013). Ce type de dispositif n'était cependant pas réalisable dans notre étude, nécessitant plusieurs passages par site.

5.5 Abondance des lombrics du sol

Les abondances de lombrics, respectivement de 156 et 111 vers par m^2 pour les vergers HT et BT, n'ont pas montré de différences significatives entre les deux formes. Une grande variabilité dans les données récoltées ne permet pas de réaliser une réelle comparaison. De plus, les moyennes sont faibles par rapport à d'autres études, 163 individus/ m^2 avaient été retrouvés dans des vergers basses tiges français (ONB, 2015). La sécheresse pourrait être une cause des faibles abondances trouvées. En effet, les vers de terre sont très sensibles à l'humidité du substrat (Singh et al., 2020, 2022). Les précipitations totales du printemps 2022 (du 1er mars au 19 mai inclus), à Uccle, sont de 69 mm, ce qui représente le deuxième printemps le plus sec depuis le début des prises de mesures. La moyenne printanière de la station est de 165,6 mm de précipitations pour la période 1991-2020 (IRM, 2022). Une observation précoce dans la saison, en mars, ou plus tardive en automne pourrait permettre d'obtenir de meilleurs résultats lors d'années perturbées par les aléas climatiques (Capowiez, 2009). Au niveau de la proportion des groupes fonctionnels, il n'y a pas eu de différences significatives entre les deux formes de verger. Il y avait respectivement 6,5% et 9% d'épigés, 38% et 40% d'anéciques stricts, 9,5% et 4% d'épi-anéciques et 46% et 47% d'endogés pour les vergers BT et HT. Ces chiffres concordent avec d'autres études estimant la proportion à 5% pour les épigés, 60% pour les anéciques et 20 à 40% pour les endogés (Bouché, 2014; Shepherd et al., 2008). La plus grande proportion d'endogés pourrait également être expliquée par la sécheresse, les vers souhaitant rester en profondeur pour l'humidité.

Une abondance significativement plus importante de lombrics était attendue dans les vergers HT. En effet, la toxicité des pesticides pourrait impacter négativement les populations de vers de terre (Mougin, 2014) en empêchant l'éclosion et jouant sur le taux de reproduction, le rythme de croissance et l'énergie disponible à creuser des galeries (Pelosi et al., 2014). Les nombreux passages de machines agricoles diminueraient également les populations dans les vergers basses tiges. Ceux-ci affecteraient négativement les vers épigés en compactant le sol (Pižl, 1992). Enfin, les déjections animales dans les vergers HT pâturés pourraient favoriser les

populations de lombriciens. Celles-ci fourniraient de la nourriture et de la chaleur aux vers se regroupant en dessous (Bacher et al., 2018). Une étude, dans des conditions plus optimales et moins étendues, pourrait permettre de mettre en évidence l'influence de ces différents facteurs dans les vergers. La grande variabilité dans nos données ne nous permet pas, à ce jour, de tirer des conclusions sur des différences de communautés de lombrics entre les vergers BT et HT.

6 Conclusions et perspectives

L'objectif général de notre étude était de comparer la composition de différents groupes d'organismes fournissant des services de régulation dans les vergers de pommiers basses tiges (BT) et hautes tiges wallons (HT). Le verger HT, par son absence de traitements phytosanitaires et ses habitats supplémentaires, est un candidat intéressant pour le développement d'une biodiversité fonctionnelle, impactant positivement la production fruitière sur des plans écologiques, économiques et sociaux. L'avifaune, les forficules, la végétation, les pollinisateurs ou les lombrics sont des groupes réalisant un service de régulation au verger. Une plus grande diversité et/ou abondance de ces organismes pourraient permettre au verger HT de s'autoréguler et de se passer de nombreux intrants.

La plus grande différence entre les deux formes de verger s'est observée au niveau de la richesse de l'avifaune. Tandis que le verger BT accueillait une communauté d'espèces assez commune à l'ensemble des sites, le verger HT se démarquait avec une plus grande hétérogénéité entre les espèces. La richesse spécifique de ce dernier était largement supérieure et pourrait induire une meilleure régulation des ravageurs dans les vergers HT (Mols & Visser, 2002). D'autres facteurs comme la présence d'arbres autour de la parcelle, le milieu environnant et la gestion de l'herbage ont influencé la composition des espèces, mais pas la richesse spécifique. Une étude approfondie serait nécessaire afin de mieux comprendre l'impact de ces différents facteurs. Au niveau de la végétation herbacée, une plus grande richesse spécifique a également été mesurée dans les vergers HT. Celle-ci pourrait permettre un meilleur développement des insectes auxiliaires et des pollinisateurs (Crist & Peters, 2014; Schuldt et al., 2019), mais ce lien causal n'a pas été testé au travers de cette étude. De plus, une modification de la communauté végétale a été démontrée entre les deux formes de verger. Cependant, aucun facteur mesuré n'a permis d'expliquer cette différence et de grands écarts de superficie inter-sites remet en cause la comparaison des richesses spécifiques.

L'analyse de l'abondance des lombrics n'a pas montré de différences significatives entre les deux formes de verger. La sécheresse du printemps 2022 est probablement responsable de la grande variation des données. Une autre étude dans de meilleures conditions serait nécessaire pour évaluer ce groupe d'organismes. De même, les mesures concernant les pollinisateurs et les forficules n'ont également pas été concluantes dans cette étude. Pour les premiers, la recherche à vue par quadrat n'était pas adaptée aux vergers, possédant une trop grande hétérogénéité spatio-temporelle. La méthode du parapluie japonais employée pour les forficules n'était pas adéquate pour les branches d'arbres fruitiers, les insectes se cachant sur d'autres zones durant la journée. À notre connaissance, notre étude est la première à expérimenter ces techniques d'échantillonnages dans les vergers HT et permet d'avoir un premier aperçu des difficultés de mise en place de ces méthodes.

La comparaison entre les vergers basses tiges et hautes tiges est encore peu étudiée dans la recherche scientifique. Seulement quelques études (Bailey et al., 2010; Chmielewski, 2019; Kajtoch, 2017) se sont intéressées à la culture HT dont les processus écologiques restent encore inconnus. Dans notre étude, nous avons comparé la composition de différents groupes très distincts d'organismes, fournissant des services de régulation dans les vergers, afin d'avoir une

vision globale. Cependant, des études plus ciblées, mettant en relation les populations d'organismes étudiés et la fonction écosystémique recherchée, permettraient d'apporter davantage d'informations sur les processus écologiques mis en jeu. Ces études permettraient également de prendre en compte plus de sites sur un court laps de temps. En effet, le faible nombre de parcelles et leur espacement temporel ont été problématiques dans notre étude et il sera nécessaire d'en tenir compte dans des travaux ultérieurs. Les vergers HT étant en train de se redévelopper en Wallonie avec de grandes plantations ces dernières années, il sera également possible d'étudier des sites de surfaces identiques, permettant d'apporter des nuances à nos résultats.

Les services écosystémiques d'approvisionnement et culturels sont également à prendre en compte dans la transition vers une arboriculture HT. En effet, les coûts d'installations et de fonctionnement ainsi que le devenir des produits sont très différents entre les deux formes de culture. Des recherches approfondies sur les produits sortants de chaque système sur plusieurs années seraient nécessaires afin d'évaluer l'ensemble de la variabilité annuelle qu'il peut y avoir dans les vergers HT. De plus, les services culturels ont un avenir dans la culture HT. Prônant des pratiques agroécologiques et une grande biodiversité, leur redéveloppement en Wallonie peut s'accompagner d'un nouvel engouement de la population pour cette culture à faible impact sur son environnement.

Ce travail a permis de démontrer une première différence en termes de biodiversité fonctionnelle entre les vergers hautes tiges et basses tiges. Face aux changements climatiques et sociaux à venir, le verger hautes tiges pourrait être une solution durable pour la production fruitière. Ce système agroécologique paysan se redéveloppe, aujourd'hui, en Wallonie et représente un grand enjeu pour les études agronomes et écologiques. De nombreux axes de recherche s'ouvrent à travers ce travail et pourront être primordiaux pour le futur de l'arboriculture. (Perichon, 2002)

7 Bibliographie

- Abouzien, H., Haggag, W., El-saeid, H. M., & El-Moniem, E. (2016). Safe Methods for Weed Control in Fruit Crops: Challenges, and Opportunities: Review. Undefined. <https://www.semanticscholar.org/paper/Safe-Methods-for-Weed-Control-in-Fruit-Crops%3A-and-Abouzien-Haggag/2830324c4549d61aab6bbb3532ce180b277139c3>
- Alavalapati, J. R. R., & Mercer, D. E. (2004). Valuing Agroforestry Systems: Methods and Applications. Springer Science & Business Media.
- Altieri, M. A. (1983). Agroecology: The Scientific Basis of Alternative Agriculture. Division of Biological Control, University of California, Berkeley.
- Antier, C., Andersson, R., Auskalnienė, O., Barić, K., Baret, P., Besenhofer, G., Calha, I., Carrola Dos Santos, S., De Cauwer, B., Chachalis, D., Dorner, Z., Follak, S., Forristal, D., Gaskov, S., Gonzalez Andujar, J. L., Hull, R., Jalli, H., & Kierzek, R. (2020). A survey on the uses of glyphosate in European countries. <https://doi.org/10.15454/A30K-D531>
- Arnault, I., Bouquet, C., Bouron, A., Chevallier, N., Derieux, A., Frene, G., Fort, J.-L., Garnier, A., Guichard, V., Guillou, E., Le Bris, C., Lesage, G., Maillet Mezeray, J., Olagnon, J., Reynaud, J. S., & Wartelle, R. (2009). Ibis: Intégrer la Biodiversité dans les Systèmes d'exploitations agricoles. http://www.agrifiaune76.com/images/documents_pdf/boite_outils/05Brochure_pratique_ibis.pdf
- Bacher, M. G., Fenton, O., Bondi, G., Creamer, R. E., Karmarkar, M., & Schmidt, O. (2018). The impact of cattle dung pats on earthworm distribution in grazed pastures. *BMC Ecology*, 18(1), 59-59. <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0216-6>
- Bailey, D., Schmidt-Entling, M. H., Eberhart, P., Herrmann, J. D., Hofer, G., Kormann, U., & Herzog, F. (2010). Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 1003-1013. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x>
- Bálint, J., Thiesz, R., István, N., & Szabó, K.-A. (2013). Field Evaluation of Traditional Apple Cultivars to Induced Diseases and Pests. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41, 238-243. <https://doi.org/10.15835/nbha4119004>
- Beaudelot, A., Capozziello, J., & Mailleux, M. (2022). Les chiffres du bio 2021 en Wallonie. BioWallonie. <https://www.biowallonie.com/wp-content/uploads/2022/07/Chiffres-du-bio-2021.pdf>
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bergman, P., Molau, U., & Holmgren, B. (1996). Micrometeorological Impacts on Insect Activity and Plant Reproductive Success in an Alpine Environment, Swedish Lapland. *Arctic and Alpine Research*, 28, 196. <https://doi.org/10.2307/1551760>
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings. Biological Sciences*, 273(1595), 1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bopp, M.-C., Grasselly, D., Colleu, S., Lescourret, F., Bergère, D., Demange, E., Guérin, A., Guillerm, P., Hulin, C., Laurens, F., Plénet, D., Prat, S., Sauterau, N., Varlet, P., & Serrurier, M. (2019). Les services rendus par les cultures fruitières (p. 287 p.) [Report, CTIFL ; INRA ; Groupement d'Intérêt Scientifique Fruits]. <https://doi.org/10.15454/3w3d-w606>
- Bouché, M. B. (2014). Des vers de terre et des hommes : Découvrir nos écosystèmes fonctionnant à l'énergie solaire. Actes Sud.

- Braun-Blanquet, J. (Josias), Fuller, G. D. (George D., & Conard, H. S. (1932). Plant sociology; the study of plant communities; New York and London, McGraw-Hill book company, inc. <http://archive.org/details/plantsociologyst00brau>
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Balcombe, K. G., & Potts, S. G. (2011). Pollination services in the UK : How important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(3), 137-143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.020>
- Brittain, C., Kremen, C., & Klein, A.-M. (2013). Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. *Global Change Biology*, 19(2), 540-547. <https://doi.org/10.1111/gcb.12043>
- Brown, M. W., & Schmitt, J. J. (2001). Seasonal and diurnal dynamics of beneficial insect populations in apple orchards under different management intensity. *Environmental Entomology*, 30(2), 415-424. Scopus. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-30.2.415>
- Bullock, J., Joe, F., Mark J., ames, Jonathan, S., Sarah J., C., Steve J., G., & Richard, T. (2001). A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 253-267. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00599.x>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burrough, A., Oines, C., Oram, S., & Robertson, H. (2010). Traditional orchard project in England— The creation of an inventory to support the UK Habitat Action Plan. (No 77). Natural England Commissioned Reports.
- Cachovanová, L., Hájek, M., Fajmonová, Z., & Marrs, R. (2012). Species Richness, Community Specialization and Soil-Vegetation Relationships of Managed Grasslands in a Geologically Heterogeneous Landscape. *Folia Geobotanica*, 47(4), 349-371. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s12224-012-9131-3>
- Capowiez, Y. (2009). Observer et quantifier les populations de vers de terre. Projet SolAB.
- CaraDonna, P. J., Petry, W. K., Brennan, R. M., Cunningham, J. L., Bronstein, J. L., Waser, N. M., & Sanders, N. J. (2017). Interaction rewiring and the rapid turnover of plant-pollinator networks. *Ecology Letters*, 20(3), 385-394. <https://doi.org/10.1111/ele.12740>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Caron, P., Biénabe, E., & Hainzelin, E. (2014). Making transition towards ecological intensification of agriculture a reality : The gaps in and the role of scientific knowledge. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.004>
- Catorci, A., Cesaretti, S., Malatesta, L., & Tardella, F. M. (2014). Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17(4), 658-669. <https://doi.org/10.1111/avsc.12103>
- Cerisier, B. (2017). Un peu d'histoire. DIVERSIFRUITS. <http://www.diversifruits.be/un-peu-dhistoire.html>
- Chmielewski, S. (2019). The importance of old, traditionally managed orchards for breeding birds in the agricultural landscape. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(5), 3647-3654. Scopus. <https://doi.org/10.15244/pjoes/94813>
- Comission Européenne. (2018). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2019/428 DE LA COMMISSION modifiant le règlement d'exécution (UE) no 543/2011 en ce qui concerne les normes de

- commercialisation dans le secteur des fruits et légumes. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R0428>
- Cooper, T., Arblaster, K., Baldock, D., Farmer, M., Beaufoy, G., Jones, G., & Galvánek, D. (2007). Final report for the study on HNV indicators for evaluation. Institute for European Environmental Policy. London.
- Coppée, J.-L., & Noiret, C. (2008). Les vergers traditionnels et les alignements d'arbres têtards. Région Wallonne. <http://environnement.wallonie.be/publi/dnf/vergers.pdf>
- Corbaz, R. (1998). Les anciennes variétés fruitières indigènes, une richesse à sauvegarder. Cercle Vaudois de Botanique, 27, 3.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Coulon, F., Dupraz, C., Fabien, L., & Pointereau, P. (2000). Etude des pratiques agroforestières associant des arbres fruitiers de haute tige à des cultures ou des pâtures.
- Couteron, P., Pélissier, R., Mapaga, D., Molino, J.-F., & Teillier, L. (2003). Drawing ecological insights from a management-oriented forest inventory in French Guiana. *Forest Ecology and Management*, 172(1), 89-108. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00310-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00310-9)
- Crist, T. O., & Peters, V. E. (2014). Landscape and local controls of insect biodiversity in conservation grasslands : Implications for the conservation of ecosystem service providers in agricultural environments. *Land*, 3(3), 693-718. Scopus. <https://doi.org/10.3390/land3030693>
- Crocker, D. R., Prosser, P., Tarrant, K. A., Irving, P. V., Watola, G., Chandler-Morris, S. A., Hart, J., & Hart, A. D. M. (1998). Improving the assessment of pesticide risks to birds in orchards (EH18/02). Central Science Laboratory. <https://www.hse.gov.uk/pesticides//resources/P/PN090320Orchard20radio-tracking.pdf>
- Cross, J., Fountain, M., MARKo, V., & Nagy, C. (2015). Arthropod ecosystem services in apple orchards and their economic benefits. *Ecological Entomology*, Suppl. Suppl. 1, 40, 82-96. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12234>
- Crowder, D. W., Northfield, T. D., Strand, M. R., & Snyder, W. E. (2010). Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature*, 466(7302), 109-112. <https://doi.org/10.1038/nature09183>
- Crutsinger, G. M., Collins, M. D., Fordyce, J. A., Gompert, Z., Nice, C. C., & Sanders, N. J. (2006). Plant Genotypic Diversity Predicts Community Structure and Governs an Ecosystem Process. *Science*, 313(5789), 966-968. <https://doi.org/10.1126/science.1128326>
- Debras, J.-F., Senoussi, R., & Dutoit, T. (2011). Hedgerow effects on the distribution of beneficial arthropods in a pear orchard in Southern France. *Ecología Mediterránea*, 37(2), 75-83. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2011.1340>
- Decourtye, A., Vidau, C., Rollin, O., Requier, F., Rüger, C., Allier, F., Féon, V. L., Kretzschmar, A., Devillers, J., Henry, M., & Odoux, J.-F. (2016). Fréquentation des cultures par les abeilles mellifères et sauvages : Synthèse des connaissances pour réduire le risque d'intoxication aux pesticides. *Cahiers Agricultures*, 25(4), 44001. <https://doi.org/10.1051/cagri/2016025>
- Demestihas, C. (2017). Analyzing multiple ecosystem services in apple orchards. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01704580>
- Demeyere, A., & Turck, R. de. (2002). Use of crop protection products in Belgium's main crops over the period 1991-2000.
- den Herder, M., Moreno, G., Mosquera-Losada, R. M., Palma, J. H. N., Sidiropoulou, A., Santiago Freijanes, J. J., Crous-Duran, J., Paulo, J. A., Tomé, M., Pantera, A., Papanastasis, V. P.,

- Mantzaas, K., Pachana, P., Papadopoulos, A., Plieninger, T., & Burgess, P. J. (2017). Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 241, 121-132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>
- Dennis, J. (2003). Flowering, pollination and fruit set and development. (p. 153-166). <https://doi.org/10.1079/9780851995922.0153>
- DGSIE. (2005). Statistiques agricoles. Direction Générale de la Statistique et de l'Information Economique, SPF Economie.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species : The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366. Scopus. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Eeraerts, M., Meeus, I., Van Den Berge, S., & Smagghe, G. (2017). Landscapes with high intensive fruit cultivation reduce wild pollinator services to sweet cherry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239, 342-348. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.031>
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4), 248-254. <https://doi.org/10.2307/1309037>
- FAO. (2010). Le Deuxième Rapport sur l'état des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde.
- FAO. (2016). Achieving sustainable rural development through agricultural innovation (COAG/2016/6). <http://www.fao.org/3/a-mr236e.pdf>
- FAO. (2022). FAOSTAT - Fertilizers by Nutrient. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RFN/visualize>
- Fournier, M. (2015). Analyse des données issues d'un réseau expérimental de systèmes de production cidriques agroécologiques en vue de leur évaluation et de leur compréhension aspect trophique [AGROPARISTECH]. https://www.memoireonline.com/01/16/9366/m_Analyse-des-donnees-issues-d-un-reseau-experimental-de-systemes-de-production-cidriques-agroec0.html
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Gamero, A., Brotons, L., Brunner, A., Foppen, R., Fornasari, L., Gregory, R. D., Herrando, S., Hořák, D., Jiguet, F., Kmecl, P., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sirkiä, P. M., Škorpilová, J., van Strien, A., Szép, T., Telenský, T., ... Vorišek, P. (2017). Tracking Progress Toward EU Biodiversity Strategy Targets : EU Policy Effects in Preserving its Common Farmland Birds. *Conservation Letters*, 10(4), 395-402. <https://doi.org/10.1111/conl.12292>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., ... Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* (New York, N.Y.), 339(6127), 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Géroudet, P., Cuisin, M., & Robert, L.-P. (2010). Les Passereaux d'Europe (5ème édition, Vol. 2). Delachaux et Niestlé. <https://www.decitre.fr/livres/les-passereaux-d-europe-9782603017319.html>

- Gleason, H. A. (1922). On the Relation Between Species and Area. *Ecology*, 3(2), 158-162. <https://doi.org/10.2307/1929150>
- Gliessman, S. R., Engles, E., & Krieger, R. (1998). *Agroecology : Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press.
- Goodwin, E., Rader, R., Encinas-Viso, F., & Saunders, M. (2021). Weather Conditions Affect the Visitation Frequency, Richness and Detectability of Insect Flower Visitors in the Australian Alpine Zone. *Environmental Entomology*, 50. <https://doi.org/10.1093/ee/nvaa180>
- Guariento, E., Colla, F., Steinwandter, M., Plunger, J., Tappeiner, U., & Seeber, J. (2020). Management intensification of hay meadows and fruit orchards alters soil macro-invertebrate communities differently. *Agronomy*, 10(6). Scopus. <https://doi.org/10.3390/agronomy10060767>
- Haddad, N. M., Crutsinger, G. M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J. M. H., & Tilman, D. (2009). Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters*, 12(10), 1029-1039. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01356.x>
- Haehnel, S. (2014). La disparition des anciens vergers. Ma passion du verger. <http://mapassionduverger.fr/cree-un-verger-familliale/la-disparition-des-anciens-vergers/>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) : Consultation on Version 4, August-December 2012. Undefined. <https://www.semanticscholar.org/paper/Common-International-Classification-of-Ecosystem-on-Haines-Young-Potschin/111a98a9bd80c278d9858c0a5df3d1325a800f99>
- Harpole, W. S., Sullivan, L. L., Lind, E. M., Firn, J., Adler, P. B., Borer, E. T., Chase, J., Fay, P. A., Hautier, Y., Hillebrand, H., MacDougall, A. S., Seabloom, E. W., Williams, R., Bakker, J. D., Cadotte, M. W., Chaneton, E. J., Chu, C., Cleland, E. E., D'Antonio, C., ... Wragg, P. D. (2016). Addition of multiple limiting resources reduces grassland diversity. *Nature*, 537(7618), 93-96. <https://doi.org/10.1038/nature19324>
- Hatt, S., Artru, S., Brédart, D., Lassois, L., Francis, F., Haubrige, E., Garre, S., Stassart, P., Dufrene, M., Monty, A., & Boeraeve, F. (2016). Towards sustainable food systems : The concept of agroecology and how it questions current research practices. A review. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 20, 215-224.
- Hauteclair, P. (2009). Les vergers et les milieux bocagers (Fiche de Gestion - Réseau Nature). Natagora asbl. https://fileadmin.natagora.be/uploads/media/Vergers_et_milieux_bocagers.pdf
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Hou, D., Bolan, N. S., Tsang, D. C. W., Kirkham, M. B., & O'Connor, D. (2020). Sustainable soil use and management : An interdisciplinary and systematic approach. *Science of The Total Environment*, 729, 138961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138961>
- Houben, S., & Brinks, H. (2020). INFORMATIONS PRATIQUES POUR LA SANTÉ DU SOL. Best4Soil. https://orgprints.org/id/eprint/43505/10/43505_Best4Soil_Soil-health-practical-information_FR.pdf
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voršík, P., & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18(1), 28-36. <https://doi.org/10.1111/ele.12387>
- IRM. (2020). Statistiques climatiques des communes belges. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>
- IRM. (2022). Les dernières averses orageuses n'atténuent pas la sécheresse de ce printemps 2022. <https://www.meteo.be/fr/infos/actualite/les-dernieres-averses-orageuses-nattenuent-pas-la-secheresse-de-ce-printemps-2022>

- Isenring, R. (2010). Pesticides and the loss of biodiversity. Pesticide Action Network Europ. https://www.pan-europe.info/old/Resources/Briefings/Pesticides_and_the_loss_of_biodiversity.pdf.
- Jamar, L., Oste, S., & Lateur, M. (2011, novembre 8). Produire des fruits en Agriculture Biologique : 10 années d'expérience au CRA-W. Atelier Benelux. https://institut-ecopédagogie.be/spip/IMG/pdf_Jamar-Oste-Lateur-CRA-W.pdf
- Jana, N., Michal, S., Jana, O., & Radek, M. (2021). *Forficula auricularia* (Dermaptera) in orchards : Monitoring seasonal activity, the effect of pesticides, and the perception of European fruit growers on its role as a predator or pest. Pest Management Science, 77(4), 1694-1704. Scopus. <https://doi.org/10.1002/ps.6189>
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F., & Oomes, M. J. M. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. Plant and Soil, 202(1), 69-78. <https://doi.org/10.1023/A:1004389614865>
- Kaeser, A., Firesenai, S., Dunja, D., & Herzog, F. (2010). Agroforesterie moderne en Suisse. Vergers novateurs : Productivité et rentabilité (ART 725). <https://www.agroforesterie.fr/base/presse/upload/2010/Bericht-725-Agroforesterie-moderne-en-Suisse-Vergers-novateurs-productivite-et-rentabilite-juillet-2010.pdf>
- Kajtoch, L. (2017). The importance of traditional orchards for breeding birds : The preliminary study on Central European example. Acta Oecologica, 78, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.12.010>
- Kay, S., Crous-Duran, J., Ferreiro-Domínguez, N., García de Jalón, S., Graves, A., Moreno, G., Mosquera-Losada, M. R., Palma, J. H. N., Roces-Díaz, J. V., Santiago-Freijanes, J. J., Szerencsits, E., Weibel, R., & Herzog, F. (2017). Spatial similarities between European agroforestry systems and ecosystem services at the landscape scale. Agroforestry Systems, 92(4), 1075-1089. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0132-3>
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 274(1608), 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Ladurner, E., Recla, L., Wolf, M., Zelger, R., & Burgio, G. (2004). *Osmia cornuta* (Hymenoptera Megachilidae) densities required for apple pollination : A cage study. Journal of Apicultural Research, 43. <https://doi.org/10.1080/00218839.2004.11101121>
- Larrieu, J.-F. (2019). Fertilisation raisonnée en arboriculture fruitière. Chambre d'Agriculture de Tarn-et-Garonne. https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/Productions_techniques/guide-fertilisation-raisonnee-arbo-ca82-2019_01.pdf
- Lateur, M. (2020). Le verger hautes tiges, patrimoine et atouts face aux enjeux de demain. Semaine de l'arbre. <https://galpaysdeherve.be/semainearbre/?A>
- Lateur, M., Rondia, A., Jamar, L., Jorion, A., & Reyser, J. (2018). Recherches en arboriculture fruitière menées au CRA-W dans le cadre de la Cellule transversale de Recherches en Agriculture biologique. Actions arbo-bio. <http://www.produire-bio.fr/wp-content/uploads/2018/08/Actions-Arbo-bio-CRAW-2018.pdf>
- Letourneau, D., Jedlicka, J., Bothwell, S., & Moreno, C. (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 40, 573-592. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- MAAF. (2014). Enquête pratiques phytosanitaires en arboriculture. Agreste les Dossiers. http://sg-proxy02.maaf.ate.info/IMG/pdf/dossier22_integral.pdf

- Macfadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R. J., Craze, P. G., Planqué, R., Symondson, W. O. C., & Memmott, J. (2009). Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecology Letters*, 12(3), 229-238. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01279.x>
- Malézieux, E., & Ozier-Lafontaine, H. (2013, février 27). Agro-écologie : Quels principes dans les agro-écosystèmes tropicaux ? <https://www6.inrae.fr/rencontresia/content/download/3244/32753/file/2Malezieux.pdf>
- Mallinger, R. E., & Gratton, C. (2015). Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 323-330. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12377>
- Martínez-Sastre, R., Miñarro, M., & Garcia, D. (2020). Animal biodiversity in cider apple orchards : Simultaneous environmental drivers and effects on insectivory and pollination. *Agriculture, Écosystèmes & Environnement*, 295. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106918>
- Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2015). Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.018>
- Matulevičiūtė, D. (2016). The role of willowherbs (*Epilobium*) in the recovery of vegetation cover a year after use of herbicide : A case study from Central Lithuania. *Botanica Lithuanica*, 22. <https://doi.org/10.1515/botlit-2016-0011>
- Mc Adam, J. (2014). Initial stakeholder meeting report : Grazed orchards in Northern Ireland (p. 9). https://agforward.eu/documents/WP3_NI_grazed_orchards.pdf
- Mcneely, J., & Schroth, G. (2006). Agroforestry and Biodiversity Conservation – Traditional Practices, Present Dynamics, and Lessons for the Future. *Biodiversity and Conservation*, 15, 549-554. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-2087-3>
- Mermod, M., Reichlin, T. S., Arlettaz, R., & Schaub, M. (2009). The importance of ant-rich habitats for the persistence of the Wryneck *Jynx torquilla* on farmland. *Ibis*, 151(4), 731-742. Scopus. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00956.x>
- Midwood, A. J., Hannam, K. D., Forge, T. A., Neilsen, D., Emde, D., & Jones, M. D. (2020). Importance of drive-row vegetation for soil carbon storage in woody perennial crops : A regional study. *Geoderma*, 377, 114591. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114591>
- Miñarro, M., & Prida, E. (2013). Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain : Potential to conserve beneficial insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 15(4), 382-390. <https://doi.org/10.1111/afe.12025>
- Moerkens, R., Leirs, H., Peusens, G., & Gobin, B. (2009). Are populations of European earwigs, *Forficula auricularia*, density dependent? *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 130(2), 198-206. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00808.x>
- Mols, C. M. M., & Visser, M. E. (2002). Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), 888-899. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00761.x>
- Montanaro, G., Tuzio, A. C., Xylogiannis, E., Kolimenakis, A., & Dichio, B. (2017). Carbon budget in a Mediterranean peach orchard under different management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.031>
- Mougin, C. (2014). L'écotoxicologie des sols revisitée à l'aune de l'agroécologie (hal-01601725).
- Mueller, T. F., Blommers, L. H. M., & Mols, P. J. M. (1988). Earwig (*Forficula auricularia*) predation on the woolly apple aphid, *Eriosoma lanigerum*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 47(2), 145-152. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1988.tb01129.x>
- Myczko, Ł., Rosin, Z. M., Skórka, P., Wylegała, P., Tobolka, M., Fliszkiewicz, M., Mizera, T., & Tryjanowski, P. (2013). Effects of management intensity and orchard features on bird

- communities in winter. *Ecological Research*, 28(3), 503-512. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1039-8>
- Nicholas, A. H., Spooner-Hart, R. N., & Vickers, R. A. (2005). Abundance and natural control of the woolly aphid *Eriosoma lanigerum* in an Australian apple orchard IPM program. *BioControl*, 50(2), 271-291. <https://doi.org/10.1007/s10526-004-0334-2>
- Normann, A., Röding, M., & Wendl, K. (2019). Sustainable Fruit Consumption : The Influence of Color, Shape and Damage on Consumer Sensory Perception and Liking of Different Apples. *Sustainability* (Basel, Switzerland), 11(17), 4626-. <https://doi.org/10.3390/su11174626>
- Novák, J., Skalicky, M., Hakl, J., Hejnák, V., & Steklová, J. (2008). The effect of mowing on the presence of weeds and ruderal species in a natural compensation area. *Journal of Plant Diseases and Protection*, Supplement, 431-435.
- OAB. (2017). Bilan de l'année 2017 [Lettre d'information spéciale n°29]. Observatoire Agricole de la Biodiversité.
- ONB. (2015). Biodiversité Spécifique Des Vers de Terre | Indicateurs ONB. Observatoire National de la Biodiversité. <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/indicateurs/biodiversite-specifique-des-vers-de-terre>
- Orpet, R. J., Goldberger, J. R., Crowder, D. W., & Jones, V. P. (2019). Field evidence and grower perceptions on the roles of an omnivore, European earwig, in apple orchards. *Biological Control*, 132, 189-198. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.02.011>
- Peeters, A. (2004). Wild and sown grasses. Profiles of a temperate species selection : Ecology, biodiversity and use.
- Pekár, S., & Kocourek, F. (2004). Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128(8), 561-566. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2004.00884.x>
- Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M., & Vandenbulcke, F. (2014). Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 199-228. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z>
- Perichon, S. (2002). L'adieu sans regret aux pommiers hautes tiges en Bretagne. *Le Courrier de l'environnement de l'Inra*, 45, 5-15.
- Pfiffner, L., Cahenzli, F., Steinemann, B., Jamar, L., Bjørn, M. C., Porcel, M., Tasin, M., Telfser, J., Kelderer, M., Lisek, J., & Sigsgaard, L. (2019). Design, implementation and management of perennial flower strips to promote functional agrobiodiversity in organic apple orchards : A pan-European study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 278, 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.005>
- Pimentel, D. (1995). Amounts of pesticides reaching target pests : Environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8(1), 17-29. <https://doi.org/10.1007/BF02286399>
- Pirotte, S. (2005). État des vieux vergers sur la commune de Theux et étude de leur intérêt ornithologique. Haute Ecole de la Province de Liège, Département agronomique.
- Pižl, V. (1992). Effect of soil compaction on earthworms (lumbricidae) in apple orchard soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(12), 1573-1575. Scopus. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90152-N](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90152-N)
- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands : Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3, 153-164.
- Popic, T. J., Davila, Y. C., & Wardle, G. M. (2013). Evaluation of Common Methods for Sampling Invertebrate Pollinator Assemblages : Net Sampling Out-Perform Pan Traps. *PLoS ONE*, 8(6). Scopus. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066665>

- Preud'Homme, R. (2009). Élaboration d'un jeu d'indicateurs permettant de mieux suivre la biodiversité en lien avec l'évolution de l'agriculture. MNHN.
- Price, M. (2013). High Nature Value Farming in Europe : 35 European Countries—Experiences and Perspectives. *Mountain Research and Development*, 33, 480-481. <https://doi.org/10.1659/mrd.mm126>
- Richard, J., Garcin, A., Jay, M., & Mandrin, J.-F. (2012). Biodiversité et régulation des ravageurs en arboriculture fruitière. Editions Ctifl, Paris Ricketts T.
- Ritchie, H., & Roser, M. (2013). Fertilizers. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/fertilizers>
- Robertson, H., & Wedge, C. (2008). Traditional orchards and the UK biodiversity action plan (Vol. 7). *Landscape archaeology and ecology*.
- Rondia, A., & Lateur, M. (2016). Guide d'aménagement arborés des parcours extérieurs de volaille. <https://www.cra.wallonie.be/fr/guide-damenagement-arbores-des-parcours-exterieurs-de-volaille>
- Sagar, G. R., & Harper, J. L. (1964). *Plantago Major* L., *P. Media* L. and *P. Lanceolata* L. *Journal of Ecology*, 52(1), 189-221. <https://doi.org/10.2307/2257792>
- Sauphanor, B., Simon, S., Boisneau, C., Capowiez, Y., Rieux, R., Bouvier, J.-C., Defrance, H., picard, camille, & Toubon, J.-F. (2009). Protection phytosanitaire et biodiversité en agriculture biologique. Le cas des vergers de pommiers. *Innovations Agronomiques*, 4, 217-228.
- Schaub, M., Martinez, N., Tagmann-Ioset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M. L., Reichlin, T. S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L., & Arlettaz, R. (2010). Patches of Bare Ground as a Staple Commodity for Declining Ground-Foraging Insectivorous Farmland Birds. *PLOS ONE*, 5(10), e13115. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013115>
- Schmid, A., Weibel, F., & Häseli, A. (2002). Arboriculture fruitière bio (1. Auflage). FiBL (Hrsg.), srva.
- Schuldt, A., Ebeling, A., Kunz, M., Staab, M., Guimaraes-Steinicke, C., Bachmann, D., Buchmann, N., Durka, W., Fichtner, A., Fornoff, F., Härdtle, W., Hertzog, L. R., Klein, A.-M., Roscher, C., Schaller, J., von Oheimb, G., Weigelt, A., Weisser, W., Wirth, C., ... Eisenhauer, N. (2019). Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature Communications*, 10(1), 1460. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8>
- Schuster, B., & Diekmann, M. (2003). Changes in species density along the soil pH gradient—Evidence from German plant communities. *Folia Geobotanica*, 38(4), 367-379. Scopus. <https://doi.org/10.1007/BF02803245>
- Schwinghammer, P., & Weidmann, G. (2016). Arboriculture fruitière biologique haute-tige : Réussir à combiner la production et la biodiversité (FRICK (Ackerstrasse 113, Case Postale 219, CH-5070, SUISSE) : FIBL (Institut de recherche de l'agriculture biologique)). <https://www.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1086-vergers-haute-tige.pdf>
- Seehofer, H., Wagner, F., Mayer, M., Baumhof-Pregitzer, M., Geiger, J., Habeck, J., Heinzelmann, R., Kupfer, C., & Meyer, M. (2014). De nouvelles voies pour les prés-vergers Expériences pratiques relevant du projet LIFE+ intitulé « Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales ». Regierungspräsidium Stuttgart, Ref. 56, Naturschutz und Landschaftspflege. http://www.diversifruits.be/uploads/6/7/8/1/6781850/abschlussbroschre_franzsisch_web.pdf
- Shepherd, G., Stagnari, F., Pisante, M., & Benites, J. (2008). Visual Soil Assessment – Field guide for annual crops. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/tempref/docrep/fao/010/i0007e/i0007e00.pdf>
- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., & Sauphanor, B. (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 139-152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>

- Simon, S., Defrance, H., & Sauphanor, B. (2007). Effect of codling moth management on orchard arthropods. <https://pubag.nal.usda.gov/catalog/4256740>
- Singh, S., Sharma, A., Khajuria, K., Singh, J., & Vig, A. P. (2020). Soil properties changes earthworm diversity indices in different agro-ecosystem. *BMC Ecology*, 20(1). Scopus. <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00296-5>
- Singh, S., Singh, J., & Vig, A. P. (2022). Earthworm Community Structures in Three Wetland Ecosystems with Reference to Soil Physicochemical Properties. *Proceedings of the Zoological Society*, 75(2), 231-241. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s12595-022-00436-3>
- Snyder, W. E., Snyder, G. B., Finke, D. L., & Straub, C. S. (2006). Predator biodiversity strengthens herbivore suppression. *Ecology Letters*, 9(7), 789-796. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00922.x>
- Solagro. (s. d.). OSez l'AgroÉcologie : Mettre en place un pré-verger. OSAE. Consulté 5 août 2021, à l'adresse <https://osez-agroecologie.org/mettre-en-place-un-pre-verger>
- SPW. (2021). Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie [Map]. <https://geoportail.wallonie.be/walonmap#BBOX=46700.102235204424,368035.10223520454,29821.93827787658,154044.06172212347>
- Statbel. (2021). Chiffres agricoles 2021. <https://statbel.fgov.be/fr/themes/agriculture-peche/exploitations-agricoles-et-horticoles#figures>
- Suckling, D. M., Walker, J. T. S., & Wearing, C. H. (1999). Ecological impact of three pest management systems in New Zealand apple orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 73(2), 129-140. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00022-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00022-5)
- Svensson, L. (2015). Le guide ornitho : Le guide le plus complet des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen Orient : 900 espèces (Nouvelle édition.). Delachaux et Niestlé.
- Templ, B., Mózes, E., Templ, M., Földesi, R., Szirák, Á., Báldi, A., & Kovács-Hostyánszki, A. (2019). Habitat-Dependency of Transect Walk and Pan Trap Methods for Bee Sampling in Farmlands. *Journal of Apicultural Science*, 63(1), 93-115. <https://doi.org/10.2478/jas-2019-0014>
- Therond, O., Tichit, M., Tibi, A., Accatino, F., Biju-Duval, L., Bockstaller, C., Bohan, D., Bonaudo, T., Boval, M., Cahuzac, E., Casellas, E., Chauvel, B., Choler, P., Constantin, J., Cousin, I., Daroussin, J., David, M., Delacote, P., Deroches, S., ... Tardieu, L. (2017). Volet « écosystèmes agricoles » de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. <https://core.ac.uk/display/159365968>
- Thompson, A., Frenzel, M., Schweiger, O., Musche, M., Groth, T., Roberts, S. P. M., Kuhlmann, M., & Knight, T. M. (2021). Pollinator sampling methods influence community patterns assessments by capturing species with different traits and at different abundances. *Ecological Indicators*, 132. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108284>
- Tilman, D. (1982). Resource competition and community structure. *Monographs in Population Biology*, 17, 1-296.
- Tison, J.-M. (2014). Flora Gallica : Flore de France. Biotope.
- Traité de Rome, (1957). <http://data.europa.eu/eli/treaty/teec/sign/fra>
- Vaissière, B. E. (2016). Des abeilles et des fruits. Jardins de France. https://www.jardinsdefrance.org/wp-content/uploads/2018/01/JdF643_1_A.pdf
- Vallauri, D., André, J., & Blondel, J. (2002). Le Bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées : Rapport scientifique. WWF-France.
- Vanbergen, A. (2016). Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.

- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., & Baudry, J. (2013). The cropping systems mosaic : How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>
- Vicet, J.-C., & Blondy, V. (2016). L'agroforesterie au service de la performance économique et environnementale des élevages. Chambres d'agriculture des Pays de la Loire. <https://pays-de-la-loire.chambres-agriculture.fr/publications/publications-des-pays-de-la-loire/detail-de-la-publication/actualites/lagroforesterie-au-service-de-la-performance-economique-et-environnementale-des-elevages/>
- Villenave-Chasset, J. (2017). Biodiversité fonctionnelle : Protection des cultures et auxiliaires sauvages. France agricole.
- Wal-ES. (s. d.). La typologie wallonne des services écosystémiques. Consulté 18 août 2022, à l'adresse <https://services-ecosystemiques.wallonie.be/fr/typologie-des-se.html?IDC=5900>
- Watson, D. M. (2017). Sampling effort determination in bird surveys : Do current norms meet best-practice recommendations? *Wildlife Research*, 44(3), 183-193. <https://doi.org/10.1071/WR16226>
- Weisshaupt, N., Arlettaz, R., Reichlin, T. S., Tagmann-Ioset, A., & Schaub, M. (2011). Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season : Identifying the optimal habitat profile. *Bird Study*, 58(2), 111-119. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.556183>
- Wenny, D. G., Devault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F., & Whelan, C. J. (2011). The Need to Quantify Ecosystem Services Provided By Birds. *The Auk*, 128(1), 1-14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Westhoff, V., & Maarel, E. van der. (1978). The Braun-Blanquet Approach. 287-399. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.-F., Ferrer, A., & Peigné, J. (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7>
- Wezel, A., & Silva, E. (2017). Agroecology and agroecological cropping practices. (p. 19-51).
- Whelan, C. J., Sekercioğlu, C. H., & Wenny, D. G. (2015). Why birds matter : From economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156(1), 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Wiacek, J., & Polak, M. (2008). Bird community breeding in apple orchards of central Poland in relation to some habitat and management features. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(6), 951-956. Scopus.
- Wyss, E. (1996). The effects of artificial weed strips on diversity and abundance of the arthropod fauna in a Swiss experimental apple orchard. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 60(1), 47-59. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01060-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01060-2)
- Zulian, G., Maes, J., & Paracchini, M. L. (2013). Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land*, 2(3), 472-492. <https://doi.org/10.3390/land2030472>

Annexe 1 : Typologie des services écosystémiques Wal-ES (Wal-ES, s. d.)

Production	Alimentation	Cultures commerciales d'alimentation
		Cultures non commerciales d'alimentation
		Elevage commercial
		Elevage non commercial
		Animaux sauvages terrestres
		Plantes et champignons sauvages terrestres comestibles
		Poissons, crustacés et mollusques élevés dans les eaux douces
		Poissons, crustacés et mollusques sauvages d'eau douce
		Plantes d'eau douce comestibles
Matériaux	Matériaux	Plantes ornementales
		Animaux ornementaux
		Bois
		Autres matériaux végétaux
		Plantes, animaux et microorganismes médicinaux
		Matière organique issue de l'agriculture pour l'amélioration des sols
		Matière organique issue des déchets pour l'amélioration des sols
		Fourrage
		Matériel génétique de tous les organismes vivants
Eaux	Eaux	Eau de surface potable
		Eau souterraine potable
		Eau de surface à des fins autres que la consommation
		Eau souterraine à des fins autres que la consommation
	Energie	Matière organique issue de l'agriculture à des fins énergétiques
		Matière organique issue des déchets à des fins énergétiques
		Arbres et résidus ligneux à des fins énergétiques
		Ressources énergétiques mécaniques des animaux
Régulation	Régulation des pollutions diverses	Bioremédiation des sols pollués
		Purification de l'eau de surface et oxygénation
		Purification de l'eau souterraine et oxygénation
		Capture des poussières, des produits chimiques et des odeurs
		Mitigation du bruit et des impacts visuels
	Régulation des événements extrêmes	Protection contre l'érosion
		Maintien du cycle hydrologique et des flux d'eau
		Protection contre les inondations
		Protection contre les tempêtes
		Prévention et contrôle des feux
	Contrôle des processus biologiques	Pollinisation
		Dispersion des graines
		Maintien des habitats tout au long du cycle de vie
		Contrôle biologique
		Régulation des maladies humaines
	Régulation du climat	Processus d'altération, de décomposition et de fixation des sols
		Régulation du climat global par séquestration des gaz à effet de serre
		Régulation du climat régional
Culturaux	Environnement de la vie courante	Régulation du micro-climat
		Environnement biologique des lieux de vie, travail et étude
		Environnement biologique des institutions de santé et de réhabilitation
		Espace naturel non exclusif adapté aux activités quotidiennes de plein air
	Environnement pour les loisirs	Espace naturel exclusif adapté aux activités quotidiennes de plein air
		Espace naturel non exclusif pour les loisirs de plein air
		Espace naturel exclusif pour les loisirs de plein air
		Espace naturel non exclusif pour des activités de loisirs productives
	Sources d'expériences et de connaissance	Espace naturel exclusif pour des activités de loisirs productives
		Espace naturel et biodiversité servant de support à l'expérience de la nature
		Espace naturel et biodiversité servant de support à l'éducation
	Sources d'inspiration et de valeurs	Espace naturel et biodiversité servant de support à la recherche scientifique
		Espace naturel et biodiversité sources d'inspiration et de divertissement
		Espace naturel et biodiversité sources de valeurs patrimoniales et sentimentales
		Espace naturel et biodiversité sources de valeurs symboliques et culturelles
		Espace naturel et biodiversité sources de valeurs sacrées et religieuses
		Espace naturel et biodiversité sources de valeurs intrinsèques d'existence et d'héritage

Annexe 2 : Variables environnementales de chaque verger recensé. Ce tableau s'étend de la page 51 à 53.

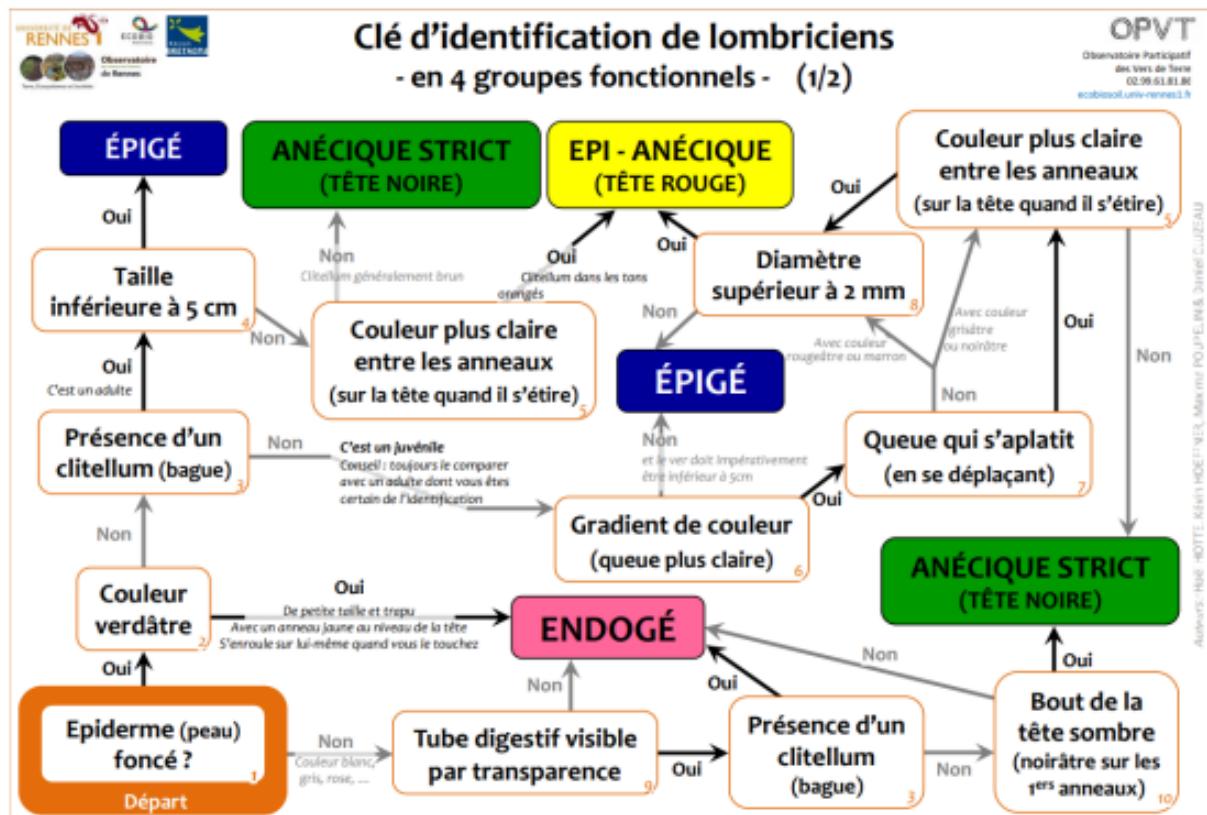
Sites	Forme	Date	Latitude	Longitude	Température moyenne annuelle (°C)	Précipitations totales annuelles (mm)	Type de sol selon la "Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie à 1/250000" (SPW)	Température lors du relevé (°C)	Couverture nuageuse (%)
1	BT	20-04-22	50°37'30,11"N	5°17'20,69"E	10.2	793.6	Sols limoneux à drainage naturel favorable	15.5	60
2	HT	23-04-22	50°37'6,17"N	5°44'36,67"E	10.36	949.8	Sols limoneux peu caillouteux à drainage naturel principalement modéré à assez pauvre	16.5	40
3	BT	27-04-22	50°37'54,34"N	5°13'46,20"E	10.38	782.9	Sols limoneux à drainage naturel favorable	13.5	10
4	HT	29-04-22	50°40'7,85"N	5°27'26,93"E	10.7	777.3	Sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait	16.5	100
5	HT	30-04-22	50°31'42,58"N	4°04'31,13"E	10.51	837.3	Sols limoneux à drainage naturel assez pauvre à très pauvre	10	80
6	HT	02-05-22	50°44'21,67"N	5°39'0,13"E	11.03	805.8	Sols limoneux à drainage naturel favorable	18	10
7	BT	04-05-22	50°33'17,58"N	4°39'40,98"E	10.16	793.2	Sols limoneux à drainage naturel favorable	16.5	0
8	BT	06-05-22	50°36'44,23"N	5°00'32,47"E	10.38	764.2	Sols limoneux à drainage naturel favorable	17	100
9	BT	09-05-22	50°15'50,08"N	4°52'20,48"E	9.73	861.3	Sols limoneux à drainage naturel favorable	22	0
10	HT	10-05-22	50°15'54,61"N	4°52'28,60"E	9.73	861.3	Sols limoneux à drainage naturel favorable	22	0

11	BT	11-05-22	50°43'23,85"N	5°46'18,16"E	9.31	863.3	Sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait	22.5	20
12	BT	12-05-22	50°44'25,73"N	4°45'48,39"E	10.53	761.2	Sols limoneux à drainage naturel favorable	14.5	90
13	HT	18-05-22	50°43'37,61"N	5°46'33,41"E	9.31	863.3	Sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait	20	20
14	HT	21-05-22	50°37'34,81"N	5°55'4,66"E	10.14	1016.8	Sols limono-caillouteux à charge calcaire ou contenant du calcaire et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable	17	100
15	HT	25-05-22	50°24'18,43"N	5°24'12,76"E	9.76	920.9	Regroupement de complexes de sols de textures différentes ou sur fortes pentes et de sols de fonds de vallons limoneux ou rocheux	15	0
16	BT	26-05-22	50°38'38,93"N	5°45'29,47"E	10.37	949.8	Sols limono-caillouteux à charge de silexite ou de gravier ou de conglomérat et à drainage naturel principalement favorable	15	25
17	HT	27-05-22	50°43'41,58"N	5°28'0,27"E	10.7	777.3	Sols limoneux à drainage naturel favorable	16	100
18	BT	28-05-22	50°43'11,49"N	5°45'50,10"E	9.31	863.3	Sols limoneux à drainage naturel favorable	15	50
19	BT	30-05-22	50°35'3,99"N	4°54'14,88"E	10.26	805.8	Sols limoneux à drainage naturel favorable	14	60
20	HT	01-06-22	50°28'14,84"N	4°46'1,98"E	10.34	817.1	Sols limoneux à drainage naturel favorable	19	20

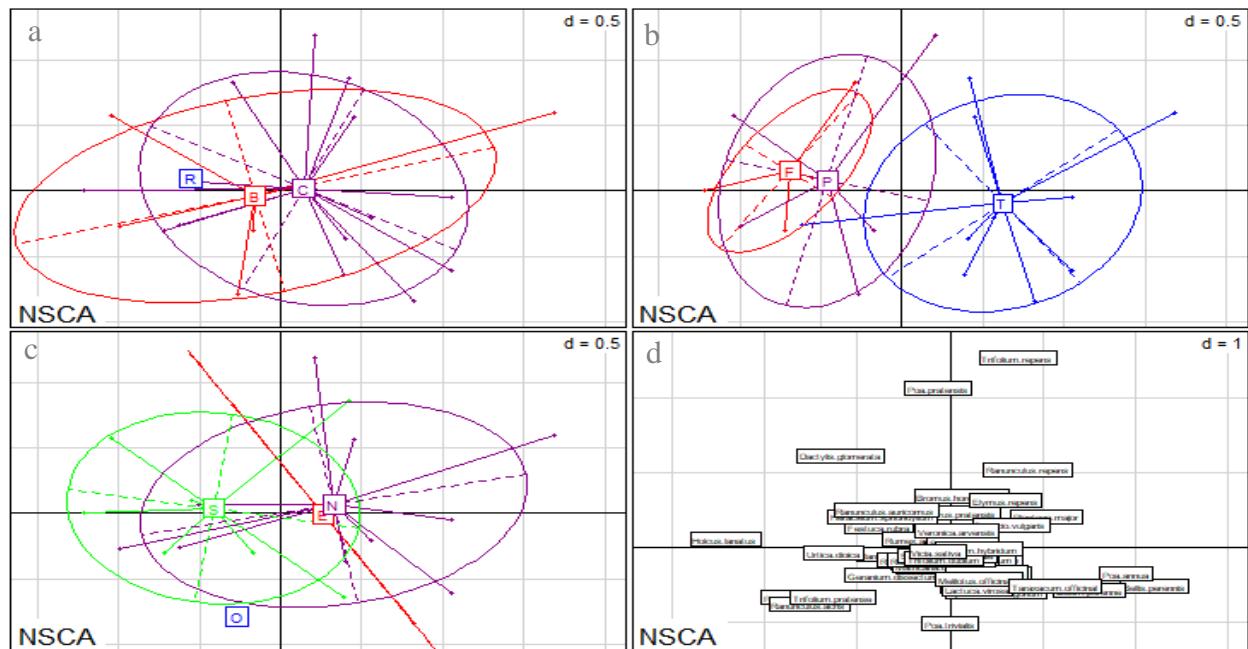
Sites	Forme	pH	Exposition	Pente	Environnement	Entretien
1	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
2	HT	6	S	Moyenne	Bocage	Pâturage
3	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
4	HT	6	N	Légère	Culture	Pâturage
5	HT	6	S	Légère	Culture	Fauche
6	HT	5.5	N	Moyenne	Bocage	Pâturage
7	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
8	BT	6	E	Légère	Culture	Tonte
9	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
10	HT	6	S	Moyenne	Culture	Fauche
11	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
12	BT	6	S	Légère	Culture	Tonte
13	HT	5.5	O	Moyenne	Bocage	Pâturage

Sites	Forme	pH	Exposition	Pente	Environnement	Entretien
14	HT	6	S	Légère	Résidentiel	Fauche
15	HT	6	S	Moyenne	Bocage	Pâturage
16	BT	5.5	N	Moyenne	Bocage	Tonte
17	HT	6	N	Légère	Culture	Pâturage
18	BT	5.5	S	Légère	Culture	Tonte
19	BT	6	N	Légère	Culture	Tonte
20	HT	6	E	Légère	Culture	Fauche

Annexe 3 : Clé de détermination pour les groupes fonctionnels de lombrics



Annexe 4 : Analyse de correspondance (NSCA) entre les facteurs et les espèces végétales



Annexe 4: Analyse de correspondance non symétrique (NSCA) entre les facteurs et les espèces. (a) Répartition des relevés selon les différents environnements entourant les vergers : Bocager (en rouge), Résidentiel (en bleu) et de grandes Cultures (en mauve). (b) Répartition des relevés selon les différentes gestions de la végétation : Pâturage (en mauve), Tonte (en bleu) et Fauchage (en rouge). (c) Répartition des relevés selon l'exposition de la parcelle : Sud (en vert), Nord (en mauve), E (en rouge), Ouest (en bleu) (d) Distribution des végétales sur les deux axes

Annexe 5 : Relevés des espèces d'oiseaux (en bleu) en fonction des différents sites (en beige).

La présence de l'espèce sur le site est indiquée par un « 1 » et l'absence par un « 0 ».

Spèces\N° du site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Aegithalos caudatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alauda arvensis</i>	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Buteo buteo</i>	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Carduelis carduelis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Certhia brachydactyla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chloris chloris</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Coloeus monedula</i>	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0
<i>Columba oenas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Columba palumbus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1
<i>Corvus corone</i>	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Dendrocopos major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Emberiza citrinella</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Erythacus rubecula</i>	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fringilla coelebs</i>	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1
<i>Garrulus glandarius</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Hirundo rustica</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Linaria cannabina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Motacilla alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Muscicapa striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oriolus oriolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Parus major</i>	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1
<i>Passer domesticus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1
<i>Passer montanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phasianus colchicus</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Phoenicurus ochruro</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Phylloscopus collybita</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Phylloscopus trochilus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pica pica</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
<i>Picus viridis</i>	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunella modularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Saxicola rubicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Sturnus vulgaris</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Sylvia borin</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sylvia communis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Turdus viscivorus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus merula</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
Total	9	13	10	16	13	14	11	11	9	12	10	9	14	11	18	7	15	11	9	15

Annexe 6 : Relevés de végétation avec les coefficients de van der Maarel en fonction des sites (en beige). L'absence de l'espèce sur le site est indiquée par un « 0 ». La hauteur de la végétation (en cm) et le pourcentage de floraison sont également indiqués.

Espèces\N° du site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Achillea millefolium	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Agrostis capillaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
Agrostis stolonifera	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alopecurus pratensis	0	4	0	0	4	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	3	0	2
Anthriscus sylvestris	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Arrhenatherum elatius	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bellis perennis	4	4	3	0	0	0	5	3	0	0	4	3	2	0	0	3	2	2	4	0
Bromus hordeaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	4	0	0	4	2	4	0
Capsella bursa-pastoris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	1
Cardamine pratensis	3	1	0	0	0	2	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerastium fontanum	2	3	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0
Cerastium glomeratum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cirsium arvense	0	1	0	1	0	0	3	4	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1	0
Cratargus sp.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cynosurus cristatus	1	0	3	0	0	0	0	0	5	3	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0
Dactylis glomerata	0	0	4	0	4	3	1	0	4	3	0	0	0	4	4	0	5	4	3	0
Daucus carota	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0
Elymus repens	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	3	0	3
Epilobium hirsutum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Epilobium tetragonum	1	0	1	0	0	0	3	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Festuca arundinacea	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Festuca rubra	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Ficaria verna	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Geranium dissectum	0	1	0	1	1	0	0	0	3	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Geranium pyrenaicum	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Glechoma hederacea	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Heracleum sphondylium	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
Holcus lanatus	1	4	0	6	5	5	4	2	4	4	0	0	3	5	6	0	0	0	5	5
Lactuca virosa	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0
Lamium purpureum	3	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lapsana communis	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leucanthemum vulgare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Lolium perenne	5	5	5	5	0	3	5	7	3	3	3	4	5	4	3	4	4	5	5	0
Matricaria discoidea	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Medicago lupulina	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melilotus officinalis	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myosotis sp.	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Phleum pratense	1	4	4	3	4	4	4	0	0	3	4	0	3	4	4	3	0	0	3	0
Pimpinella major	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Plantago lanceolata	0	4	1	0	1	3	0	0	0	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	5
Plantago major	0	0	1	0	0	0	3	1	0	2	3	0	0	0	0	2	2	3	3	0
Poa annua	3	0	3	0	0	0	0	2	0	0	6	0	0	3	0	5	0	0	0	0
Poa trivialis	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Poa pratensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	5	5	2	4	0
Prunus Spinosa	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus acris	0	3	0	3	0	4	0	0	4	5	3	0	3	3	4	0	0	0	0	0
Ranunculus auricomus	0	3	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Ranunculus repens	3	1	4	3	0	0	3	0	4	4	0	3	0	0	0	3	3	5	3	4
Rhinanthus minor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Rubus fruticosus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rumex acetosa	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Rumex acetosella	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Rumex obtusifolius	2	3	3	0	2	2	3	1	3	3	1	0	2	2	0	0	0	2	4	3
Sanguisorba minor	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Senecio vulgaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Sinapis alba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sisymbrium officinale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Sonchus asper	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Taraxacum sp.	5	4	4	2	3	2	5	3	4	4	4	4	1	1	0	3	0	4	4	4
Trifolium dubium	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trifolium hybridum	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trifolium pratense	0	4	0	0	4	0	4	3	4	4	0	4	4	5	4	0	0	3	0	3
Trifolium repens	4	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	5	4	5	4
Urtica dioica	0	3	0	3	3	3	2	0	3	3	0	2	0	1	1	0	2	0	0	2
Veronica arvensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Vicia sativa	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	17	27	20	13	14	17	18	15	21	14	12	18	18	17	12	9	13	18	15	15
Hauteur	15	40	30	25	50	35	8	5	10	80	13	10	7	60	45	10	50	10	6	15
Nombre de fleurs/m ²	25	18	20	0	10	4	20	1	20	40	10	1	0	2	5	2	13	1	1	3

Annexe 7 : Abondance moyenne par m² des différents groupes fonctionnels de lombrics (en bleu) en fonction des sites (en beige)

Groupes\N° du site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Vers epigés	51.2	3.2	9.6	16	6.4	12.8	0	6.4	0	10.6	0	0	0	21.3	16	10.56	0	0	0	22.4
Vers anéciques	28.8	76.8	12.8	48	35.2	70.4	6.4	22.4	48	80	32	9.6	22.4	64	154.6	32	22.4	92.8	76.8	6.4
Vers epi-anéciques	6.4	6.4	67.2	41.6	9.6	16	6.4	12.8	0	5.3	16	6.4	0	0	0	0	0	0	0	0
Vers endogés	64	44.8	140.8	156.8	48	198.4	24	86.4	117.3	106.56	16	57.6	16	21.3	138.6	6.4	28.8	35.2	6.4	28.8
Total	150.4	131.2	230.4	262.4	99.2	297.6	36.8	128	165.3	202.46	64	73.6	38.4	106.6	309.2	48.96	51.2	128	83.2	57.6