Adoption de l'agriculture de conservation : adaptations agronomiques et réponses des communautés adventices

Damien Derrouch

▶ **To cite this version:**

Damien Derrouch. Adoption de l'agriculture de conservation : adaptations agronomiques et réponses des communautés adventices. Sciences agricoles. Université Bourgogne Franche-Comté, 2020. Français. NNT : 2020UBFCK052 . tel-03133176

HAL Id: tel-03133176

https://theses.hal.science/tel-03133176v1

Submitted on 5 Feb 2021

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

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

THESE DE DOCTORAT DE L'ETABLISSEMENT UNIVERSITE BOURGOGNE-FRANCHE-COMTÉ

PREPAREE A INRAE UMR AGROÉCOLOGIE

Ecole doctorale n°554

Environnements-Santé

Doctorat de Sciences agronomiques

Par

Monsieur Derrouch Damien

Adoption de l'agriculture de conservation : adaptations agronomiques et réponses des communautés adventices

Thèse présentée et soutenue à Dijon, le 16/12/2020

Composition du Jury :

Monsieur, Guillemin, Jean-Philippe	Professeur AgroSup Dijon	Président
Madame, Peigné, Joséphine	Professeure assistante ISARA Lyon	Rapporteur
Monsieur, De Tourdonnet, Stéphane	Professeur Montpellier SupAgro	Rapporteur
Madame, Kazakou, Elena	Professeure Montpellier SupAgro	Examinatrice
Madame, Di Pietro, Francesca	Maître de conférences Université de Tours	Examinatrice
Monsieur, Chauvel, Bruno	Directeur de recherche INRAE	Directeur de thèse
Monsieur, Dessaint, Fabrice	Ingénieur d'étude INRAE	Codirecteur de thèse

Adoption de l'agriculture de conservation : adaptations agronomiques et réponses des communautés adventices

Mots clés : Gestion des adventices ; Semis direct ; Pratiques culturales ; Biodiversité ; Traits biologiques

Résumé : L'agriculture de conservation regroupe un ensemble de systèmes agricoles basés sur une application continue et simultanée de trois principes : une perturbation minimale du sol, une couverture végétale permanente de la surface du sol et une rotation diversifiée. Cette forme d'agriculture qualifiée de durable a été adoptée en France par les agriculteurs à partir des années 2000. Son adoption par les agriculteurs est freinée par un certain nombre de contraintes dont le développement et la gestion des adventices. En effet, d'un point de vue agronomique, l'adoption de l'agriculture de conservation se traduit pour les agriculteurs par une perte importante des leviers de gestion de la flore adventice liés à l'abandon du travail du sol. De même, d'un point de vue écologique, sa mise en application, en modifiant l'ensemble des processus d'assemblage qui agissent sur les communautés adventices, peut permettre l'émergence ou l'amplification de certains problèmes malherbologiques.

Pour pallier au manque de connaissances existantes sur le sujet, nous nous sommes intéressés à 1) la manière dont les agriculteurs en agriculture de conservation adaptent leurs pratiques culturales et en particulier leur gestion de la flore adventice et 2) comment les communautés adventices répondent à une application continue des principes de l'agriculture de conservation. Pour répondre à nos objectifs, deux dispositifs ont été mis en place, l'un national au travers d'une enquête sur les pratiques utilisées par les agriculteurs français en agriculture de conservation et l'autre en Bourgogne-Franche-Comté sur un réseau de parcelles d'agriculteurs en agriculture de conservation avec un suivi sur deux années des pratiques et de la flore adventice.

Bien que les adaptations de la gestion des adventices puissent varier d'un agriculteur à l'autre, nos résultats ont montré que les agriculteurs en agriculture de conservation compensent l'abandon du travail du sol par l'utilisation plus importante des leviers de gestion liés au désherbage chimique (notamment en interculture) et à la compétition (couverts végétaux, densité de semis). L'utilisation maitrisée des leviers de gestion des adventices permis par l'adoption des trois principes de l'agriculture de conservation et en particulier l'optimisation de la rotation, n'intervient qu'après plusieurs années (en moyenne 5 ans) pour une majorité des agriculteurs. L'adoption de l'agriculture de conservation se traduit pour les communautés adventices par une modification des contraintes environnementales et biologiques qui agissent sur les processus d'assemblage des communautés, permettant ainsi progressivement à de nouvelles espèces de s'y établir. L'application de l'agriculture de conservation

tend, à long terme, à faire converger la composition taxonomique (les espèces) et fonctionnelle (les traits) des communautés adventices qui s'expriment dans les parcelles. Cette convergence est néanmoins modulée par les conditions locales : la flore observée sur une parcelle dépend de la durée d'application de l'agriculture de conservation et de la culture mise en place. Les changements de composition de la flore les plus importants apparaissent sur les parcelles de plus de dix ans en agriculture de conservation.

Dans un contexte global de diminution de l'utilisation de pesticides, et au vu de l'importance des herbicides de synthèse dans la gestion des adventices, la durabilité de l'agriculture de conservation pourrait être remise en question dans un avenir proche.

Transition to conservation agriculture: changes in cropping practices and responses of weed communities

Keywords: Weed management; No-tillage; Cropping practices; Biodiversity; Response traits

Abstract: Conservation agriculture is a farming system based on the continuous and simultaneous application of three principles: minimal soil disturbance, continuous residue cover on the soil surface and diverse crop rotations. Adoption of this form of sustainable agriculture in France since the 2000s has been hampered by a number of constraints, including the development and management of weed populations. From an agronomic point of view, the adoption of conservation agriculture and associated abandonment of tillage results in a significant loss of weed management practices for farmers. From an ecological point of view, its application can modify all the assembly processes that act on weed communities.

To address the lack of existing knowledge on the subject, we were interested in 1) how farmers using conservation agriculture adapt their cropping practices and their weed management and 2) how weed communities respond to a continued application of conservation agriculture principles. To meet our objectives, two survey designs were used: a national online survey of application of conservation agriculture practices and a regional survey of a network of farm plots applying conservation agriculture in Bourgogne-Franche-Comté.

Although adaptations of weed management practices may vary between farmers, the results showed that farmers using conservation agriculture compensate for the abandonment of tillage by employing different management practices related to chemical weeding (especially during the intercropping period) and plant competition (cover crop, combined/companion crops, sowing rate optimization). The mastered use of weed management practices following the principles of conservation agriculture, particularly the optimization of crop rotation, tends to be achieved only after several years (average 5 years) for a majority of farmers. For weed communities, the adoption of conservation agriculture results in a modification of the environmental and biological constraints that act on community assembly processes, thus gradually allowing new species to become established. The long-term application of conservation agriculture tends to result in the convergence of the taxonomic (species) and functional (traits) composition of the weed communities. This convergence is nevertheless modulated by local conditions: the weed flora occurring on a plot depends on the duration of the application of conservation agriculture and the identity of the crop established. The greatest taxonomic and functional shift in the weed community occurred following 10 years of conservation agriculture.

In an overall context of policies aimed at decreasing pesticide use, and given the current importance of synthetic herbicides in weed management, the efficacy of conservation agriculture in controlling weeds may be questioned despite the very significant investment made by farmers in this system that aims to contribute to a sustainable agriculture.

Avant-propos

Le travail de recherche a été conduit de novembre 2017 à octobre 2020 au sein de l'UMR Agroécologie INRAE à Dijon dans le cadre d'un contrat doctoral avec l'Université de Bourgogne-Franche-Comté. Ce travail a été possible grâce aux financements de :

- La convention de soutien à une allocation de la demi-bourse de thèse fournie par la région Bourgogne-Franche-Comté (numéro 2017-9201AAO048S0130)
- Le programme de recherche et d'innovation Horizon2020 de l'Union européenne au titre de la convention de subvention numéro 727321 (PRActical Implementation and Solutions for Europe (IWMPRAISE))

Ce manuscrit est présenté sous la forme d'une thèse sur publications. Il est articulé sur une combinaison de cinq articles publiés ou en cours de publication et de neuf chapitres. Deux parties majeures composent ce document : une première partie centrée sur l'aspect agronomique de la transition à l'agriculture de conservation et une deuxième partie centrée sur la réponse des communautés adventices à l'adoption de l'agriculture de conservation. Ces deux parties sont précédées d'une introduction générale qui présente le contexte et les connaissances existantes sur le sujet, d'une présentation des objectifs de la thèse et enfin d'une présentation des dispositifs mis en place ainsi que des méthodes utilisées. Le document est clôturé par une discussion générale.

Les cinq articles qui composent ce document sont les suivants :

- **Article 1** : L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ?
- **Article 2** : Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response
- **Article 3** : Quelles sont les adventices problématiques pour les agriculteurs en semis direct sous couvert ?
- **Article 4** : Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes
- **Article 5** : Shifts in functional composition of weed communities from short to long-term application of conservation agriculture

Remerciements

Pour moi cette thèse représente le résultat de toute une série d'opportunités et de chances qui m'ont été données d'avoir. Je souhaiterais donc commencer mes remerciements par les personnes sans qui je n'aurais surement pas réalisé cette thèse. Je remercie donc Michel Durieu qui, au travers de son enseignement poussé en agronomie et en écologie, m'a donné l'envie de m'orienter dans cette voie. Merci à Laurent Moinard qui m'a fait découvrir l'agriculture de conservation sur ses parcelles. Merci à toi, Lionel Alletto, pour toutes les connaissances que tu m'as transmises (dommage que les nouvelles générations de Purpanais n'en profitent plus !!). Merci également de m'avoir permis de mettre un pied dans le domaine de la recherche et d'avoir suivi mon travail de thèse en participant à mon comité de pilotage de thèse.

Du terrain, un réseau d'agriculteurs, de l'agronomie, de l'écologie (peut-être pas mon point fort au début) et tout cela en agriculture de conservation, ce sujet de thèse était fait pour moi, j'en suis sûr !! Le réaliser n'aurait cependant pas été possible sans vous deux, Bruno et Fabrice. Vous formez un duo excellent pour l'encadrement. Dommage qu'aucun autre doctorant n'en profite !! Je sais à quel point tu adores le terrain Bruno et j'espère que les 20 000 km en voiture (pas très écologique tout ça) et la centaine de journées passées ensembles sur le terrain t'ont plu. Il ne nous reste plus qu'un seul relevé à faire : celui qui est sur mon exploitation familiale en Aveyron !! Fabrice, je l'avoue, à certains moments j'étais un peu perdu dans nos discussions (surtout sur les stats). Je n'ai qu'un seul regret pour cette thèse, c'est de ne pas avoir pu faire une journée de terrain avec toi sur les parcelles des agriculteurs.

Je remercie l'ensemble des agriculteurs qui m'ont ouvert les portes de leur exploitation et qui m'ont consacré un peu de leur temps. Vous ne le savez surement pas, mais recevoir des messages du genre « Merci pour ton travail qui est très intéressant », « Je suis très heureux de contribuer à vos recherches » ou alors « L'INRA sera toujours la bienvenue dans mes parcelles » ça touche. J'espère en tout cas avoir montré que INRAE peut toujours avoir sa place sur le terrain et que le discours agriculteur-chercheur n'est pas totalement rompu. J'ai essayé de vous solliciter le moins possible tout en vous restituant le plus d'informations possibles. Sachez que si la thèse se termine, les restitutions, elles, ne le sont pas !! Rendez-vous début 2021 pour une présentation des derniers résultats !! Je ne peux pas tous vous énumérer mais sachez que ce fut un plaisir de vous rencontrer et d'échanger avec vous. Parmi les agriculteurs, je souhaiterais plus particulièrement remercier l'équipe de l'APAD Centre-Est, et surtout Bernard Darosey et Benoit Lavier. C'est uniquement grâce à votre appui que j'ai pu créer mon réseau d'agriculteurs et pour cela je vous en remercie !! Merci également à toi Bernard d'avoir

fait partie de mon comité de pilotage de thèse. Merci aux représentants des autres groupes ou associations qui ont participé à mon réseau d'agriculteurs : Serge Augier, Vincent Vaccari, Michael Geloen, Antonio Pereira, Emeric Courbet, Pascal Farci et Florent Sauvadet.

Merci à l'équipe technique de l'UMR Agroécologie (Annick, Emeline, Emilien, Éric) pour votre soutien sur le terrain et votre bonne humeur (promis Annick je vais valoriser les données sur les géraniums). Merci également à l'équipe administrative INRAE sans qui tous ces déplacements et ce travail n'auraient pas été possible.

Merci à Guillaume Fried, Stéphane Cordeau, Eric Scopel d'avoir participé aux comités de pilotage de thèse.

Merci aux membres du jury Stéphane de Tourdonnet, Franscesca Di Pietro, Jean Philippe Guillemin, Elena Kazakou et Joséphine Peigné d'avoir accepté d'évaluer mon travail.

Merci à tous les collègues et membres de l'UMR Agroécologie pour votre accueil et nos échanges enrichissants.

Bien que ma dernière année n'ait pas été des plus sociales (coronavirus, télétravail, rédaction du mémoire), je souhaiterais remercier tous les amis et les connaissances que j'ai pu faire à INRAE, qu'ils soient doctorants, post-doctorants, techniciens, ingénieurs, chercheurs ou stagiaires. C'est en partie grâce à vous que j'ai pu prendre plaisir à faire ma thèse. Promis, quand j'ai rendu mon manuscrit, je reviens au bureau (et au beer-time).

Merci à mes proches et à ma famille pour leur soutien infaillible. Promis, maintenant, je vais chercher un « vrai » travail !

Et à tous ceux que j'oublie, merci !

Enfin, (le meilleur pour la fin), merci à toi Ingvild qui m'a supporté mais qui m'a surtout soutenu. Je n'aurais peut-être pas pu y arriver sans toi.

Liste des figures

Figure 1 : Évolution des rendements de blé tendre en France de 1815 à 2018 et principales avancées technologiques dans le domaine agricole (source : https://www.academie-agriculture.fr/publications/encyclopedie/reperes/evolution-du-rendement-moyen-annuel-du-ble-france-entiere-de-1815). 3
Figure 2 : Frise chronologique sur le développement de l'agriculture de conservation 6
Figure 3 : Moyens à disposition des agriculteurs pour optimiser la couverture végétale de leur sol, durant le cycle de la culture et durant l'interculture 12
Figure 4 : Principales réformes de la politique agricole française en faveur de l'agriculture de conservation ou de ses principes 20
Figure 5 : Modèle d'assemblage des communautés basé sur une approche avec les traits (redessiné par Fried (2007), tiré de Weiher and Keddy (1999)) 31
Figure 6 : Résumé de l'état des lieux des connaissances sur l'effet de l'ACS et de ses trois principes sur la structure des communautés adventices 43
Figure 7 : Résumé de l'état des lieux des connaissances sur l'effet de l'ACS et de ses trois principes sur la composition fonctionnelle des communautés adventices 43
Figure 8 : Structure du questionnaire utilisé pour l'enquête nationale 48
Figure 9: Nombre de questionnaires complets pour les différents départements de France métropolitaine 49
Figure 10 : Répartition des questionnaires complets en fonction de l'année d'adoption de l'agriculture de conservation 50
Figure 11 : Réseau d'agriculteurs en agriculture de conservation retenus pour les analyses 51
Figure 12: Nombre de valeurs par note d'abondance sur l'ensemble des relevés de flore 54
Figure 13 : Périodes de relevés de flore en fonction des cultures 55
Figure 14 : Méthodes utilisées dans le cadre de cette thèse 60
Figure 15 : Définition des différents Indicateurs de Fréquence de Traitements phytosanitaires calculés pour la culture du blé tendre 64
Figure 16 : Sélection des adventices capables de se reproduire et/ou de se maintenir durant le cycle de culture d'un blé tendre 67
Figure 17 : Grandes familles de cultures présentes dans les rotations 99
Figure 18 : Evolution des modalités de gestion des leviers en fonction du nombre d'années en agriculture de conservation. Seuls les leviers qui sont significativement modifiés en fonction du nombre d'années en agriculture de conservation sont représentés 101
Figure 19 : Représentation de l'arbre fonctionnel reliant les 200 espèces présentes sur les parcelles de soja estimé à partir des 10 traits de réponse 187
Figure 20 : Relation entre a) la richesse spécifique et le nombre d'années en agriculture de conservation (la ligne bleue représente une régression rlm entre les deux variables et l'ombre l'écart type) et b) la richesse spécifique et la diversité fonctionnelle (la ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type) 190
Figure 21 : Relation entre le nombre d'années en agriculture de conservation et les distances médianes au centroïde pour $T\beta_{total}$ (a) et $F\beta_{total}$ (b). La ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type. 192
Figure 22 : Relation entre le nombre d'années en agriculture de conservation et les valeurs de diversité β pour $T\beta_{total}$ (a) et $F\beta_{total}$ (b). La ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type. 193

Figure 23 : Représentation du ratio eudicotylédone/graminée pour les communautés adventices présentes dans les parcelles de soja en fonction de la classe d'âge en agriculture de conservation. 195

Liste des tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif des pratiques culturales incluant un travail du sol appartenant ou non à l'agriculture de conservation, telle que définie à l'étranger et en France 9
Tableau 2 : Surface en agriculture de conservation (hectares) pour les années 2008/09, 2013/14, 2015/16 pour les vingt pays avec les surfaces les plus importantes en agriculture de conservation (Kassam et al., 2018) 14
Tableau 3 : Nombre de parcelles suivies au cours des deux années et pour les deux cultures. 52
Tableau 4: Répartition des parcelles en fonction de l'ancienneté en agriculture de conservation 52
Tableau 5 :Transformation des classes d'abondance en densité (sur 2000 m^2) 57
Tableau 6: Leviers de gestion de la flore adventice présents dans le jeu de données 2 62
Tableau 7 : Traits de réponse utilisés dans le document de thèse 68
Tableau 8 : Détails sur la sélection des traits de réponse depuis les bases de données 69
Tableau 9 : Modalités utilisées pour décrire les leviers de gestion de la flore adventice 96
Tableau 10 : Diversité des modes d'action utilisés pour la gestion chimique des adventices en blé tendre sur les parcelles en agriculture de conservation 98
Tableau 11 : Description des groupes de parcelles résultant de la classification hiérarchique ascendante. La couleur verte indique une proportion significativement supérieure à l'ensemble de l'échantillon et la couleur rouge indique une proportion significativement inférieure à l'ensemble de l'échantillon (Vtest avec *p* <0,05) Seules les modalités distinguant significativement les quatre groupes sont représentées 103
Tableau 12 : Répartition des parcelles de soja au sein des classes d'âge en ACS 186
Tableau 13: Valeurs des pentes du modèle de régression linéaire robuste. Le nombre d'années en agriculture de conservation des 42 parcelles de soja est considéré comme la variable explicative et les valeurs des indices comme les variables à expliquer. En gras sont représentés les résultats significatifs (*p* <0,05) 190
Tableau 14 : Valeurs de l'analyse multivariée de la variance par permutation (PERMANOVA) et de l'analyse multivariée de l'homogénéité des dispersions (PERMDISP) avec le nombre d'années en agriculture de conservation comme variable explicative et les indices de diversité β comme variables de réponse. En gras, résultats significatifs (*p* <0,05) 192
Tableau 15 : Valeur moyenne des traits (trait quantitatif) et pourcentage des catégories (trait qualitatif) sur les 42 parcelles de soja en agriculture de conservation 194
Tableau 16 : Valeur du test par permutation utilisant des matrices de distance (PERMANOVA) avec les dix traits comme variables de réponse et la classe d'âge en agriculture de conservation comme variable explicative. En gras, résultats significatifs (*p* <0,05). 195
Tableau 17 : Espèces présentes en agriculture de conservation avec leur occurrence et leur abondance moyenne pour la culture du blé tendre et du soja 201
Tableau 18 : Valeur de spécificité (abondance relative moyenne), de fidélité (fréquence relative) et de l'indice Indval pour les espèces indicatrices (p <0.05) d'un des quatre groupes d'âge en agriculture de conservation (1, 2-5, 6-10 et >10) des parcelles de blé tendre. Seules les espèces indicatrices avec *a minima* une abondance relative moyenne de 0,6 et une fréquence relative de 0,25 sont présentées dans le tableau 209
Tableau 19 : Valeur de spécificité (abondance relative moyenne), de fidélité (fréquence relative) et de l'indice Indval pour les espèces indicatrices (p <0.05) d'un des deux groupes d'âge en agriculture de conservation (6-10 et >10) des parcelles de soja. Seules les espèces indicatrices avec *a minima* une abondance relative moyenne de 0,6 et une fréquence relative de 0,25 sont présentées dans le tableau 210

Glossaire

L'équivalent anglais des termes est en italique

Adventice (plante adventice) (« *weed* **»**) : espèce végétale retrouvée dans une parcelle agricole sans y avoir été semée (Godinho, 1984).

Agriculture conventionnelle : dans ce document, ce terme désignera tout système agricole mobilisant des pratiques de travail du sol et une utilisation de produits de synthèse.

Agriculture de conservation du sol (« *Conservation agriculture* **»)** : forme d'agriculture regroupant les systèmes agricoles basés sur l'application simultanée et continue de trois principes : perturbation minimale du sol (absence de travail du sol), couverture permanente du sol et rotation diversifiée (cultures et couverts) (Reicosky, 2015).

Allélopathie : correspond à l'ensemble des phénomènes qui sont dus à l'émission ou à la libération de substances organiques par divers organes végétaux, vivants ou morts et qui s'expriment par l'inhibition ou la stimulation de la croissance des plantes se développant à leur voisinage ou leur succédant sur le même terrain (d'après de Raissac et al., (1998)).

Communauté : ensemble d'individus représentant plusieurs espèces qui coexistent et interagissent sur une aire donnée ou un habitat (Drake, 1991).

Communauté adventice : dans ce document, une communauté adventice représente l'ensemble des espèces végétales herbacées ou ligneuses trouvées dans une parcelle agricole (en excluant les milieux adjacents comme les haies et les bordures) sans y avoir été intentionnellement semées et durant une portion de temps définie (saison culturale et interculture). Bien que cette définition exclut a priori les espèces utilisées pour les cultures et pour les couverts ainsi que leurs repousses, certaines repousses semées antérieurement ont été considérées comme « adventice ».

Compétition : tendance des plantes voisines à utiliser le même quantum de lumière, le même nutriment minéral ionique, la même molécule d'eau, ou le même volume de l'espace (Grime, 1973).

Désherbage mécanique (« *mechanical weeding* **»)** : opération qui vise à éliminer les espèces adventices à l'aide d'outils spécifiques (désherbage mécanique ou sarclage) – d'après terminologie Végéphyl (https://www.vegephyl.fr/terminologie/desherbage/). Son utilisation est limitée aux cultures de rente.

Filtre : contrainte abiotique ou biotique qui empêche l'établissement ou la persistance d'une espèce dans un habitat.

Levier de gestion des adventices ou levier (« weed management practice **»)** : pratique culturale utilisée par l'agriculteur pour gérer la flore adventice.

Niche écologique fondamentale : gamme des conditions abiotiques au sein de laquelle un individu peut survivre et se reproduire (d'après la définition donnée par Grinnell, 1917)).

Perturbation (« *disturbance* **»)** (lorsque le terme est utilisé dans un cadre écologique) : destruction partielle ou totale de la biomasse végétale (Grime, 1977)

Pratique culturale (« *cropping practice* **»):** opération réalisée par l'agriculteur dans une parcelle agricole.

Principe : ce terme est utilisé dans le document pour faire référence à l'un des trois grands principes qui constituent l'agriculture de conservation.

Propagule : structure d'un organisme produit par reproduction sexuée ou asexuée capable de se développer séparément de l'individu qui lui a donné naissance.

Rotation : séquence définie d'une succession de cultures sur une parcelle.

Stress (lorsque le terme est utilisé dans un cadre écologique): contrainte externe qui limite le taux de production de biomasse végétale (d'après la définition donnée par Grime (1977)).

Succession de cultures : enchaînement des cultures au sein d'une rotation.

Synchronique (dispositif) : méthode indirecte de suivi des parcelles qui repose sur la comparaison de parcelles considérées comme homologues d'un même processus temporel. L'étude de la flore des parcelles à l'arrêt du travail du sol depuis une date connue et échelonnées dans le temps permet de reconstituer l'évolution temporelle de la flore (d'après Granados corona *et al.*, (1984)).

Système agricole (« *farming system* **»)** : combinaison logique de plusieurs pratiques culturales utilisées pour répondre à objectif donné.

Technique de conservation du sol (« *conservation tillage* **»)** : Toute pratique culturale mobilisant un travail du sol, utilisée dans un but de préparer le lit de semence ou d'implanter une culture et permettant de maintenir un minimum de 30 % de la surface du sol couverte par une couverture végétale après le semis de la culture. Regroupe tous les systèmes basés sur un travail réduit ou sur une absence de travail du sol (semis direct) et exclut le travail du sol avec une charrue (labour).

Trait : une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'une espèce mesurable à l'échelle d'un individu sans références faites à l'environnement ou à un autre niveau d'organisation (Violle et al., 2007).

Abréviations

ACS : Agriculture de Conservation (CA : « Conservation agriculture » en anglais)

ACM (MCA) : Analyse des Correspondances Multiples

AFDM (FAMD) : Analyse Factorielle des Données Mixtes

ACP (PCA) : Analyse en composantes principales

APAD : Association pour la Promotion d'une Agriculture Durable

BASE : Biodiversité Agriculture Sol et Environnement (association)

CAH : Classification Ascendante hiérarchique

CIPAN : Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates

CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CWM : Community Weighted Means

ECAF : European Conservation Agriculture Federation

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

GES : Gaz à Effet de Serre

HRAC : Classification des substances actives selon leurs modes d'action (Herbicide Resistance Action Committee https://hracglobal.com/)

IFT : Indicateur de Fréquence de Traitements phytosanitaires

MAEC : Mesures Agro-Environnementales et Climatiques

OGM : Organisme Génétiquement Modifié

PAC : Politique Agricole Commune

SDSC : Semis Direct Sous Couvert Végétal

TCS : Techniques Culturales Simplifiées

TCSL : Techniques Culturales Sans Labour

Liste des publications

Revue à comité de lecture :

Derrouch, D., Chauvel, B., Felten, E., Dessaint, F., 2020a. Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response. Agronomy 10, 843. https://doi.org/10.3390/agronomy10060843

Derrouch, D., Dessaint, F., Felten, E., Chauvel, B., 2020b. L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ? Cahiers Agricultures 29, 5. https://doi.org/10.1051/cagri/2020003

Derrouch, D., Dessaint, F., Fried, G., Chauvel, B. Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes. Agronomy Ecosystems & Environment, soumis le 01/07/2020 – accepté le 26/01/2021.

Derrouch, D., Chauvel, B., Dessaint, F. (en rédaction). Shifts in functional community composition of weed communities along a gradient of conservation agriculture age.

Mahé I., Cordeau S., Bohan D.A., Derrouch D., Dessaint F., Millot D., Chauvel B. 2020. Soil seedbank: old methods for new challenges in agroecology? Annals of Applied Biology. https://doi.org/10.1111/aab.12619

Chapitre d'ouvrage :

Chauvel B., Derrouch D., Munier-Jolain N., Cordeau S. 2018. Gestion de la flore adventice en semis direct sous couvert. Chap. 12, In : Gestion durable de la flore adventice, Chauvel B., Darmency H., Munier-Jolain N., Rodriguez A. (coord.), Versailles (France), Éditions Quæ, 207-220.

Revue non indexée à comité de lecture :

Mahe I., Derrouch D., Vieren E., Chauvel B. 2019. Le stock de semences peut-il être utilisé dans les études de terrain sur l'effet des systèmes de culture sur la flore adventice ? Agronomie, Environnement & Sociétés, 9(2), 153-160.

Derrouch D., Dessaint F., Felten E., Chauvel B., 2020. Enquête semis direct sous couvert végétal. Transition agronomique et évolution des problèmes malherbologiques. Agronomie, Écologie et Innovation. TCS, 107, 32-35.

Communications dans des colloques :

Derrouch D., Chauvel B., Dessaint F. 2018. Weed flora evolution in direct seeding under cover. International Conference on Ecological sciences. SFE 2018, octobre 2018. Rennes. P. 24.

Chauvel B., Derrouch D., Dessaint F. 2019. Biodiversité des champs et services écosystémiques : comment décrire la flore adventice ? ECOVEG14, Écologie des Communautés, avril 2019 Toulouse. https://ecoveg14.sciencesconf.org/259394, Poster.

Derrouch D., Chauvel B., Felten E., Dessaint F. 2019. Évolution des problèmes malherbologiques à l'adoption du semis direct sous couvert. Végéphyl – 24e conférence du COLUMA, décembre 2019, Orléans. Poster

Mahe I., Derrouch D., Vieren E., Chauvel B. 2019. Stock de semences versus relevé de flore : comment mesurer les évolutions de la flore adventice liées à des modifications de système de culture ? Végéphyl – 24e conférence du COLUMA, décembre 2019 Orléans. Poster.

Chauvel B., Derrouch D., Felten E., Vieren E., Dessaint F. 2019. Estimation de la richesse des communautés adventices dans des parcelles conduites en semis direct sous couvert. Séminaire final projet CoSAC, février 2019. Paris. 74-76. Poster.

Derrouch D., Dessaint F., Chauvel B. 2020. Conservation Agriculture: How farmers manage weeds.16th European society for Agronomy Congress, septembre 2020, Séville (Espagne). Poster.

Sommaire

Introduction générale 1

Chapitre 1 : L'agriculture de conservation : ses origines, sa définition, ses atouts 2

1 - La recherche d'une agriculture plus durable 2

1-1 L'agriculture : une transformation radicale au cours du XX^{ème} siècle 2

1-2 Une accentuation des conséquences sur l'environnement 3

1-3 L'innovation par le retrait 4

2 - L'agriculture de conservation 7

2-1 Définition 7

2-2 Une application simultanée pour une meilleure durabilité 13

2-3 Un développement en constante augmentation 14

3 - Un système agricole centré sur la protection du sol 15

3-1 Une protection contre l'érosion … 15

3-2 … qui impacte d'autres aspects de l'environnement et la biodiversité ? 16

Chapitre 2 : L'agriculture de conservation en France : son développement et les principaux freins rencontrés 19

1 - Le développement de l'agriculture de conservation en France 19

1-1 La part de la réglementation dans le développement de l'agriculture de conservation en France 19

1-2 Un développement porté par des groupes d'agriculteurs 20

1-3 Soutenu par les firmes privées 21

2 - Des freins importants à son adoption et à son développement 22

2-1 Un frein économique et social 22

2-2 Une technicité nécessaire plus importante 23

3 - Une gestion de la flore adventice à adapter ? 25

3-1 Perte et réduction de l'efficacité de nombreux leviers de gestions efficaces de la flore adventice… 25

3-2 … Compensées par l'utilisation d'autres leviers de gestion ? 26

Chapitre 3 : Les modifications possibles de l'adoption de l'agriculture de conservation sur l'assemblage des communautés adventices 29

1 - L'application de l'écologie des communautés aux agroécosystèmes annuels 29

1-1 Objectif : comprendre la réponse des communautés adventices à une modification majeure de pratiques culturales 30

1-2 Les facteurs majeurs de l'assemblage des communautés dans un agroécosystème annuel en agriculture conventionnelle 31

2 - Le cas particulier de l'agriculture de conservation 34

2-1 Réduction totale des perturbations mécaniques ? 35
2-2 Augmentation de la compétition pour les ressources ?..... 37
2-3 Augmentation de la diversité des régimes de perturbations ? 39
Objectifs de la thèse.....40
Matériels et méthode 45
Chapitre 4 : Acquisition de données et méthodes d'analyses..... 46
1 - Les dispositifs mis en place..... 46
1-1 Enquête en ligne nationale..... 46
1-2 Le réseau d'agriculteurs en Bourgogne-Franche-Comté..... 50
2 - Analyses des données : Liste des méthodes utilisées dans la thèse 56
2-1 Indicateurs écologiques et tests univariés 56
2-2 Analyses multivariées 59
2-3 Les méthodes de permutations..... 60
Chapitre 5 : Présentation des jeux de données utilisés 61
1 - Jeux de données issus de l'enquête nationale 61
1-1 Jeu de données 1 : Adoption de l'agriculture de conservation..... 61
1-2 Jeu de données 2 : Leviers de gestion de la flore adventice 61
1-3 Jeu de données 3 : Adventices problématiques..... 63
2 - Jeux de données issus du réseau d'agriculteurs en Bourgogne-Franche-Comté..... 63
2-1 Jeu de données 4 : leviers de gestion de la flore sur 130 parcelles de blé tendre 63
2-2 Jeux de données 5 et 6 : Adventices capables de se reproduire et/ou de se maintenir dans une culture de blé tendre (5) et dans une culture de soja (6) 65
Partie 1 : La transition vers l'agriculture de conservation pour les agriculteurs 70
Chapitre 6 : La transition vers l'agriculture de conservation pour les agriculteurs..... 71
1 - Introduction du chapitre 71
2 - Article 1 : L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ?..... 72
3 - Points à retenir de l'article 1 78
Chapitre 7 : Adaptation de la gestion des adventices avec l'adoption de l'agriculture de conservation..... 79
1 - Introduction du chapitre 79
2 - Article 2 : Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response 80
3 - Points à retenir de l'article 2 94

Chapitre 8 : Variations des modalités d'utilisation des leviers de gestion des adventices avec l'ancienneté en agriculture de conservation ? 95

1 - Introduction du chapitre 95

2 - Matériel et méthode 96

2-1 Données utilisées 96

2-2 Analyses statistiques 97

3 - Résultats 97

3-1 Variabilité importante dans la mise en application des leviers de gestion de la flore adventice en agriculture de conservation 97

3-2 Évolution de la mise en application des leviers de gestion avec le nombre d'années en agriculture de conservation ? 100

3-3 Des combinaisons d'application des leviers de gestion favorisées avec l'ancienneté en agriculture de conservation ? 101

4 - Discussion et conclusion 104

Chapitre 9 : Les changements de flore adventice perçus par les agriculteurs 108

1 - Introduction du chapitre 108

2 - Article 3 : Quelles sont les adventices problématiques pour les agriculteurs en semis direct couvert ? 109

3 - Points à retenir de l'article 3 119

Partie 2 : Réponses des communautés adventices à l'application de l'agriculture de conservation.....120

Chapitre 10 : Diversité des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation.....121

1 - Introduction du chapitre 121

2 - Article 4 : Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes..... 122

1 - Points à retenir de l'article 4 159

Chapitre 11 : Changements dans la composition fonctionnelle des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation.....160

1 - Introduction du chapitre 160

2 - Article 5: Shifts in functional composition of weed communities from short to long-term application of conservation agriculture..... 161

3 - Points à retenir de l'article 5 : 184

Chapitre 12 : Une modification des processus d'assemblage similaire d'une culture à l'autre ? 185

1 - Introduction du chapitre 185

2 - Matériel et méthode 185

2-1 Etude de la variation des indices de diversité avec l'ancienneté en agriculture de conservation dans une culture de soja 186

2-2 Variation de la composition fonctionnelle des communautés adventices avec l'âge en agriculture de conservation dans une culture de soja 188

3 - Résultats 189

3-1 Variations des indices de diversité α avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja 189

3-2 Variation des indices de diversité β avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja 191

3-3 Evolution de la composition fonctionnelle des communautés en agriculture de conservation dans une culture de soja 193

4 - Discussion 196

4-1 Variations des indices de diversité α avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja 196

4-2 Variations des indices de diversité β avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja 197

4-3 Variation de la composition fonctionnelle en agriculture de conservation dans une culture de soja 198

Chapitre 13 : Des adventices particulières en fonction de l'ancienneté en agriculture de conservation ? 199

1 - Introduction 199

2 - Matériel et méthode 199

3 - Résultats 200

3-1 Présentation générale des données floristiques 200

3-2 Espèces indicatrices des groupes d'âge en agriculture de conservation 207

4 - Discussion et conclusion 210

Discussion générale 214

Chapitre 14 : Bilan des résultats acquis et conclusion générale 215

1 - Bilan des résultats acquis 215

1-1 L'adoption de l'agriculture de conservation par les agriculteurs 215

1-2 Réponses des communautés adventices 218

2 - Conclusion générale et perspectives 222

2-1 L'agriculture de conservation : un atout identifié pour la biodiversité des agroécosystèmes… 222

2-2 … mais avec un recours aux herbicides de synthèses plus élevé 222

2-3 Des impasses pour l'agriculture de conservation identifiées à court terme 223

2-4 Quelles alternatives envisageables pour contrôler la flore adventice en ACS durant l'interculture si l'utilisation du glyphosate n'est plus autorisée ? 223

2-5 Vers une « agriculture de conservation » plus flexible quant à la réduction du travail du sol ? 226

2-6 Et après ? Vers une agriculture de conservation en agriculture biologique ? 227

Introduction générale

Chapitre 1 : L'agriculture de conservation : ses origines, sa définition, ses atouts

1 - La recherche d'une agriculture plus durable

Le rôle principal de l'agriculture est de produire de la matière première afin de répondre aux besoins alimentaires de la population humaine. Depuis la création de l'agriculture, l'Homme est passé d'une production de subsistance (pour ses besoins personnels) à une production de masse (pour les besoins collectifs). Pour ce faire il a rationalisé et optimisé sa façon de faire et modifié son système de production agricole.

1-1 *L'agriculture : une transformation radicale au cours du XX^{ème} siècle*

Bien que les innovations dans le domaine de l'agriculture ne se limitent pas au XX^{ème} siècle, c'est durant cette période que l'agriculture a connu une transformation majeure, passant d'un système traditionnel à un système agro-industriel de plus en plus productif (Boulaine, 1996; Monteil, 2012). Les premières innovations ont concerné la mécanisation et plus particulièrement le travail du sol. Nécessitant un effort considérable, le travail du sol a pendant longtemps été basé sur une traction animale. Avec l'apparition de la mécanisation et l'invention des tracteurs, la puissance de traction a augmenté et l'araire, outil permettant d'ouvrir un sillon dans le sol, a progressivement été remplacé par la charrue à versoir permettant un retournement de l'horizon de surface du sol. Gain en commodité de travail et en puissance pour les agriculteurs, l'invention du tracteur a positionné la charrue à versoir comme un outil de travail du sol incontournable dans les exploitations aux États-Unis (début du XXème siècle) et en Europe (milieu du XXème). Cet essor de la mécanisation a été accompagné, au milieu du XX^{ème} siècle par un fort développement de l'agrochimie et plus particulièrement des engrais de synthèse, des produits phytosanitaires minéraux puis de synthèse (herbicides, insecticides, fongicides). Enfin au travers des progrès de la sélection végétale, les agriculteurs ont pu disposer de variétés capables de se développer au plus proche des conditions pédoclimatiques et sanitaires de leurs parcelles (Boulaine, 1996; Monteil, 2012).

L'ensemble de ces progrès au cours du XX^{ème} siècle, ont permis aux pays Européens et aux États-Unis de rapidement augmenter leur production agricole pour devenir autonomes en alimentation. En France cette période d'intensification de l'agriculture a eu lieu après la seconde guerre mondiale et a été nommée « révolution verte », bien que basée sur une intensification.

Ainsi, en France, la production de blé est passée de 18 quintaux par hectare en 1951 à plus de 70 quintaux en 2010 (Figure 1), permettant ainsi une autosuffisance alimentaire dès la fin des années 1960.

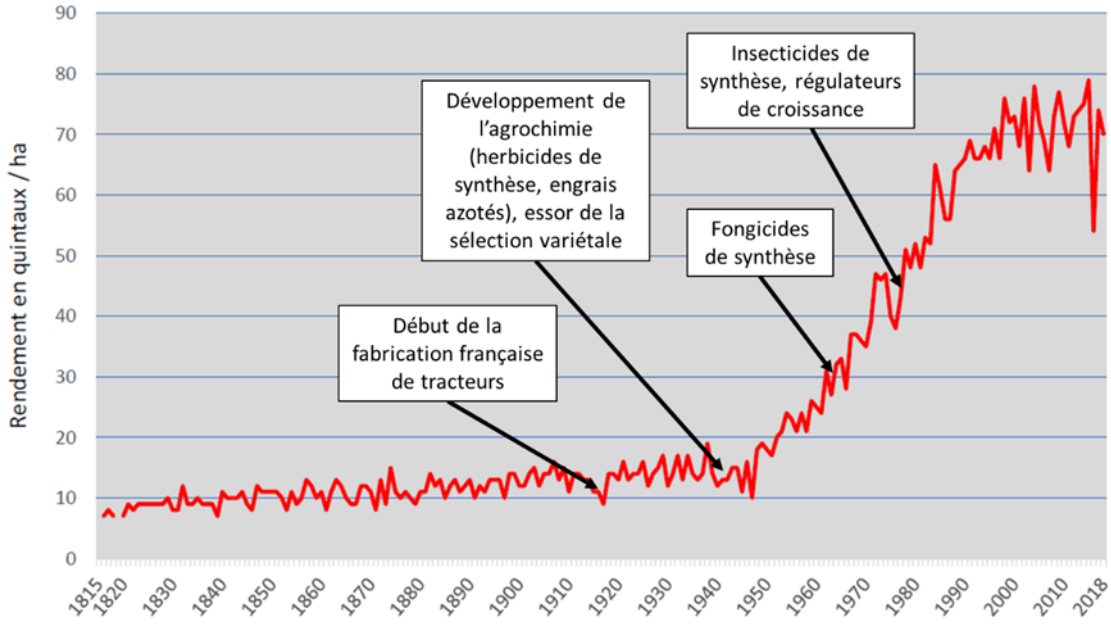


Figure 1 : Évolution des rendements de blé tendre en France de 1815 à 2018 et principales avancées technologiques dans le domaine agricole (source : https://www.academie-agriculture.fr/publications/encyclopedie/reperes/evolution-du-rendement-moyen-annuel-du-ble-france-entiere-de-1815).

1-2 *Une accentuation des conséquences sur l'environnement*

Cultiver une parcelle consiste à modifier un écosystème naturel de sorte que ce dernier produise de la biomasse. Toute pratique culturale impacte donc négativement l'environnement. L'intensification des pratiques agricoles du XX^{ème} siècle n'a fait qu'accentuer les conséquences négatives de l'agriculture sur l'environnement. Les premiers constats de dégradation de l'environnement ont concerné le sol. Ainsi, aux Etats-Unis et au Canada, l'utilisation systématique de la charrue, laissant à nu la surface du sol, a entrainé d'importants phénomènes d'érosion éolienne (phénomène appelé le « *Dust Bowl* ») dès les années 1930. En Europe les conséquences sur les sols n'ont pas été d'une ampleur similaire, hormis dans les parcelles agricoles à forte pente, plus sensibles à l'érosion hydrique (Lechevalier, 1991). Bien que les constats les plus visibles résultent de phénomènes climatiques ponctuels et exceptionnels (vents violent, forts orages), la dégradation des sols par l'agriculture peut également se faire de manière plus progressive. Cette forme de dégradation reste cependant moins visible. Ainsi, bien que certaines disparités existent sur le territoire français, il a été estimé, qu'entre 2006 et 2014 en France, les sols agricoles ont perdu en moyenne 1,5 tonne de

terre/ha/an en raison de l'érosion hydrique (Ministère de l'Ecologie du Developpement durable et de l'Energie, 2015).

Les constats environnementaux se sont ensuite étendus au-delà des agroécosystèmes. L'utilisation non raisonnée de pesticides et d'engrais a entrainé une contamination des eaux superficielles comme souterraines (Arias-Estévez et al., 2008; Tilman et al., 2002).

Rapidement, il a aussi été constaté que cette intensification des pratiques culturales, couplée à une simplification des successions de cultures et à la réduction de la surface des structures paysagères, s'est aussi soldée par un déclin de la biodiversité inféodée aux agroécosystèmes. Ce déclin concernait aussi bien les communautés végétales (Andreasen et al., 1996; Baessler and Klotz, 2006; Chancellor, 1985; Fried et al., 2009b; Sutcliffe and Kay, 2000) que les communautés animales, présentes en surface (Benton et al., 2002; Bretagnolle et al., 2018; Robinson and Sutherland, 2002) et dans les sols (Tsiafouli et al., 2015). Ce déclin s'est traduit par une chute importante du nombre d'espèces présentes dans les agroécosystèmes mais également par une réduction de leur abondance. Concernant les communautés végétales, Fried *et al.*, (2009) ont estimé qu'en France, entre les années 1970 et 2000, la réduction de la richesse spécifique a été de l'ordre de 42 % et celle de l'abondance des espèces de 67 %. En impactant directement les communautés animales et végétales, ce sont également tous les services écosystémiques (auxiliaires des cultures, pollinisation, prédation) fournis par ces communautés qui ont aussi été réduits.

1-3 *L'innovation par le retrait*

Ces constats négatifs ont remis en question la manière d'utiliser certaines pratiques culturales. C'est notamment le cas pour l'utilisation des produits chimiques de synthèse et du labour.

1-3-1 Vers une utilisation raisonnée de molécules chimiques de synthèse

La remise en question de l'utilisation des molécules chimiques de synthèse a résulté de ces constats négatifs mais également de l'apparition rapide de cas de résistances aux pesticides de synthèse, montrant une limite à leur utilisation pour contrôler les espèces problématiques. Les premiers cas de résistances aux herbicides ont, par exemple, été déclarés en 1962 pour les acides phénoxyacétiques et en 1968 sur les triazines mais rapidement des résistances à d'autres modes d'action/solutions chimiques sont apparues (Holt et al., 1993). Si certains agriculteurs ont pu volontairement opter pour une utilisation plus raisonnée des molécules chimiques de synthèse, le renforcement de la réglementation des pays et la mise en place de plans de réduction de l'utilisation des pesticides (Barzman and Dachbrodt-Saaydeh, 2011) ont fortement contribué à cette remise en question. Cela s'est traduit par une diminution progressive du nombre de molécules autorisées. Pour

les herbicides, cette diminution a débuté en 2003 avec l'application des règlements européens (Chauvel *et al.*, 2012).

1-3-2 Vers l'arrêt du labour voire l'arrêt du travail du sol

Suite aux phénomènes importants d'érosion éolienne apparus aux Etats Unis, l'utilisation de la charrue à versoir a rapidement été remise en question (Faulkner, 1943). Pour pallier à ces problèmes environnementaux, tout en conservant une production agricole élevée, le « Soil Conservation Service » (aujourd'hui dénommé « Natural Resource Conservation Service ») a engagé d'importantes recherches et campagnes de communications auprès des agriculteurs dans le but de promouvoir des pratiques dites « techniques de conservation du sol ». Regroupées sous l'objectif commun de limiter l'érosion de sols, toute technique de travail du sol permettant de maintenir un minimum de 30 % de la surface du sol couverte par une couverture végétale (vivante ou morte) après le semis de la culture a alors été qualifiée de technique de conservation du sol (Gebhardt et al., 1985). Basées sur un large panel d'outils (à pattes, à dents, à disques, animés ou non) et travaillant le sol de la simple ouverture d'une ligne de semis au travers de la pratique du semis direct (« *no-tillage* » en Amérique, « *direct drilling* » ou « *direct sowing* » en Europe) à un travail réduit (« *reduced tillage* » ou « *minimum tillage* »), les techniques de conservation du sol ont rapidement pris des dénominations différentes en fonction des pays et des outils utilisés mais ont toutes été regroupées sous la dénomination de « techniques de conservation du sol » (Baker et al., 2002).

Progressivement mises en place aux Etats Unis à partir des années 1950 (Derpsch, 1998), en Europe dans les années 1960 (Scharbau, 1968), puis en Amérique latine dans les années 1970 (Derpsch, 1998) (Figure 2), ces techniques de conservation des sols ont toutefois rencontré de fortes difficultés à leur mise en place, notamment des difficultés liées à l'implantation des cultures et à la gestion des adventices (Aubineau and Billot, 1975; Baeumer, 1970; Huet, 1975). Il a fallu attendre de nouveaux progrès techniques avant de rendre plus accessible la mise en place de ces techniques de conservation du sol. L'apparition sur le marché d'herbicides foliaires non sélectifs, efficaces, peu couteux et applicables durant la période d'interculture tels que l'aminotriazole (1958), le paraquat (1963), le glyphosate (1975) et le glufosinate (1986) a permis de contrôler le développement des adventices vivaces, principale limite à la mise en place de ces techniques de conservation du sol (Evans, 1972; Tiedau et al., 1974; Watson, 1974). Le développement de semoirs, plus lourds et mieux adaptés, a également facilité leur diffusion. Développés initialement en Amérique latine (par exemple les semoirs de la marque Semeato© au Brésil) (Derpsch, 1998), ce matériel a ensuite était exporté en Europe dans les années 1990.

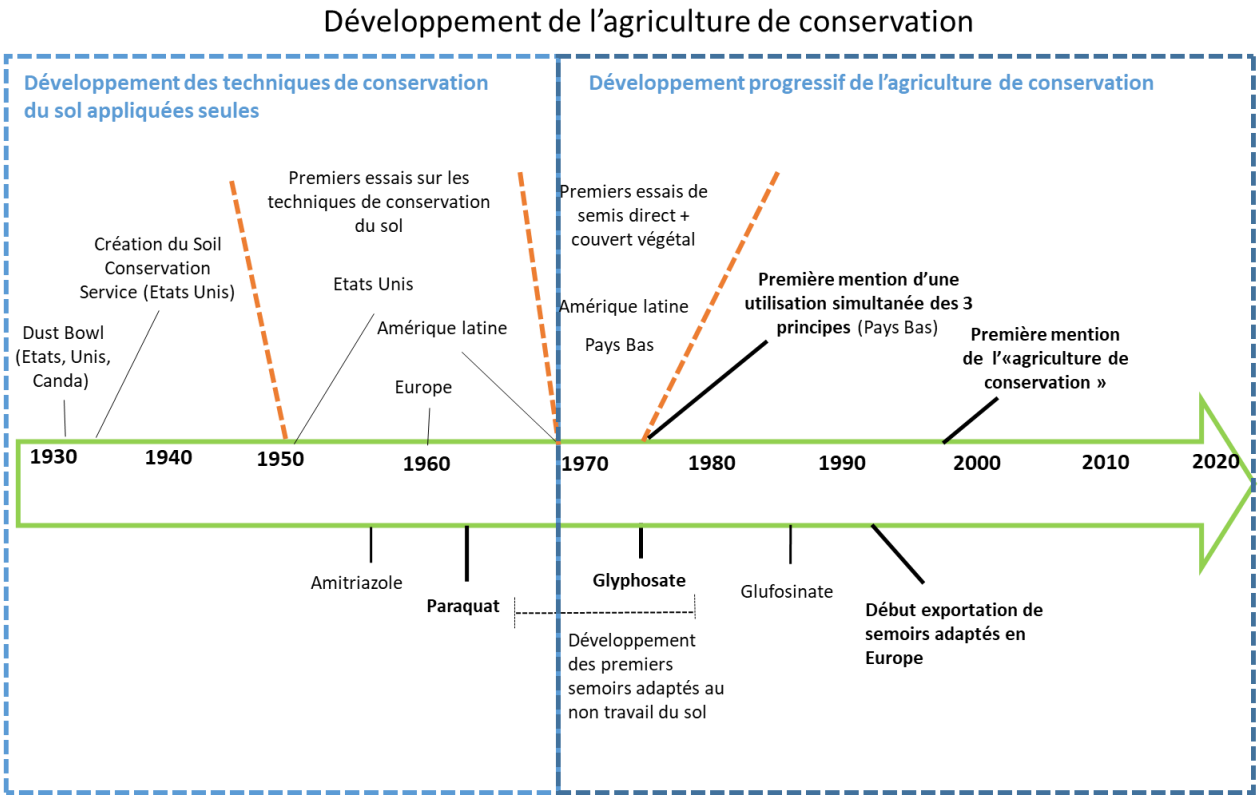


Figure 2 : Frise chronologique sur le développement de l'agriculture de conservation

La remise en question de la pratique du labour et des produits chimiques de synthèse a conduit la majorité des agriculteurs à raisonner leur utilisation de ces deux pratiques. Cette forme d'agriculture basée sur une utilisation raisonnée des molécules chimiques de synthèse et du travail du sol (travail réduit et/ou labour) représente la part la plus importante des systèmes agricoles en place aujourd'hui. Pour cela, elle sera qualifiée d'« agriculture conventionnelle » dans le reste du document. En parallèle de cette agriculture conventionnelle, deux formes d'agriculture plus minoritaires se sont développées sur une interdiction stricte de l'utilisation de produits chimiques de synthèse pour l'une et de l'abandon du travail du sol pour l'autre. Elles sont respectivement nommées « agriculture biologique » (https://www.inao.gouv.fr/Les-signes-officiels-de-la-qualite-et-de-l-origine-SIQO/Agriculture-Biologique) et « agriculture de conservation » (Reicosky, 2015). Les travaux présentés dans ce document de thèse portent sur l'agriculture de conservation.

2 - L'agriculture de conservation

2-1 *Définition*

L'agriculture de conservation (« *conservation agriculture* » en anglais), n'est pas uniquement basée sur un arrêt du travail du sol. Elle regroupe, d'après la définition donnée par Reicosky (2015), tout système agricole basé sur l'application de trois principes appliqués de manière simultanée et continue :

- Une perturbation minimale du sol (pas de travail du sol)
- Une couverture végétale permanente à la surface du sol
- Une rotation/ succession de cultures diversifiée

L'agriculture de conservation (ACS) est souvent confondue avec les techniques de conservation du sol desquelles elle découle (Reicosky, 2015). A la différence de ces techniques qui sont applicables indépendamment de l'ACS, l'agriculture de conservation est un système agricole basé sur la combinaison logique de plusieurs pratiques culturales appartenant aux trois principes. La définition étant basée uniquement sur le respect des principes et non l'obtention de résultats ou l'obligation de respect d'une charte, la gamme des choix des pratiques culturales utilisables en ACS reste assez large et modulable en fonction des zones climatiques, des zones géographiques mais également des objectifs des agriculteurs et de la réglementation des pays (par exemple, l'utilisation d'OGM en Amérique latine).

En France, le terme « agriculture de conservation » (ou « agriculture de conservation des sols ») est utilisé avec une acception plus large que la définition fournie précédemment et englobe pour le principe de la réduction du travail du sol davantage de techniques de conservation du sol (Tableau 1), si leur utilisation s'inscrit pour les agriculteurs dans une optique de réduction progressive du travail du sol (profondeur et/ou intensité) (Schaller, 2013). Le terme « semis direct sous couvert » ou « semis direct sous couvert végétal » (SDSC ou bien SDSCV), sous réserve qu'il soit appliqué en tant que système agricole et non comme simple technique d'implantation de la culture ponctuelle, représente le terme qui se rapproche le plus de l'ACS telle que définie par Reicosky (2015).

Bien qu'il existe des déclinaisons possibles dans la dénomination de l'ACS entre les pays, l'utilisation de ce terme dans le reste du document fera référence à la définition donnée par Reicosky (2015) et donc à une absence de travail du sol.

2-1-1 Une perturbation mécanique minimale du sol

Ce principe restreint la perturbation mécanique à l'implantation des cultures via un petit nombre de pratiques : le semis à la volée et le semis direct. Le semis à la volée, réalisé par exemple à l'aide d'un épandeur d'engrais, est utilisé par les agriculteurs pour implanter les couverts végétaux et les cultures sans travail du sol (Waligora, 2007). Le semis direct est une pratique d'implantation qui ouvre dans le sol une fente étroite (semoir à disques) ou une bande (semoir à dents) de largeur et de profondeur suffisante pour permettre l'enfouissement des semences. Il représente la seule technique de conservation du sol applicable en ACS. En dehors de la période de semis, toute autre pratique qui perturbe le sol, sans référence à la profondeur ni à l'intensité d'utilisation (nombre de passages) est en principe exclue.

Tableau 1 : Récapitulatif des pratiques culturales incluant un travail du sol appartenant ou non à l'agriculture de conservation, telle que définie à l'étranger et en France

	Aération du sol en profondeur	Retournement de l'horizon de surface	Techniques de conservation du sol			Désherbage mécanique
			Travail en plein	Travail en bande	Semis direct	
	Sous soleur © Dessi	Charrue a versoirs © Groleau	Déchaumeur Herse rotative © Marsaleix Chisel	Striptill	Semoir à dents © Vernillat Semoir à disques	Bineuse © Carré Herse étrille © Cussonneau
Agriculture de conservation (Reicosky, 2015)	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Système en semis direct sous couvert (France)	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Agriculture de conservation (France)	✗	✗	✓ (sous réserve d'être appliquée dans une logique de réduction progressive)		✓	✗

Les outils présentés dans ce tableau ne représentent qu'une petite part de la large gamme existante et des déclinaisons possibles.

2-1-2 Une couverture végétale permanente à la surface du sol

Le principe de couverture végétale du sol est basé sur la volonté de couvrir le sol sur une période la longue possible afin de profiter des services rendus par la présence de plantes sur le sol de la parcelle. Cela se traduit par une très large gamme d'utilisation de couvertures végétales par les agriculteurs (Figure 3) et inclut aussi bien une couverture végétale vivante que morte (débris végétaux).

Durant le cycle de la culture, l'optimisation de la couverture d'un sol peut se faire au travers de la plante cultivée elle-même (Figure 3, numéro 1) par une optimisation de la densité de semis et/ou par le choix de la variété cultivée. L'optimisation de la couverture du sol peut également être réalisée au travers de l'implantation de « cultures associées » ou « plantes compagnes » (Figure 3, numéro 2). Les « cultures associées » ou « plantes compagnes », semées avec la culture, sont généralement détruites naturellement (gel, cycle de vie) ou volontairement (programme de désherbage de la culture) durant le cycle de la culture pour éviter une compétition avec la culture.

Le principe d'optimisation de la couverture végétale concerne également la période d'interculture, c'est-à-dire la période allant de la récolte d'une culture au semis de la culture suivante. Sa durée peut varier en fonction de la rotation. La couverture du sol peut être optimisée en utilisant les repousses de cultures (majoritairement les repousses de colza) (Figure 3, numéro 3) ou au travers de cultures souvent non récoltées appelées dans ce document « couvert temporaire » (Figure 3, numéro 4) et « couvert permanent » (Figure 3, numéro 5). Les couverts temporaires sont généralement composés de plantes à cycle de vie annuel qui sont présentes de quelques semaines à plusieurs mois sur la parcelle. Lorsque ces couverts sont présents sur la parcelle agricole de quelques mois à quelques années, ils sont appelés couverts permanents. Semés avec la culture ou déjà implantés, ils sont composés de légumineuses pluriannuelles (luzerne, trèfles, lotier, mélilot).

Enfin, les résidus de culture et de couvert (Figure 3, numéro 6) qui en s'accumulent à la surface du sol forment un « mulch » peuvent aussi contribuer à la couverture du sol, à la fois dans le cycle de la culture et durant l'interculture.

La définition de l'ACS ne fait référence à aucune méthode de gestion de ces couvertures végétales, telles que l'exportation (exportation des pailles, méthanisation, fauche) ou la méthode de destruction de la couverture (pâturage, broyage, chimique). Elle ne fait également aucune référence à l'objectif d'utilisation de cette couverture végétale laissant le libre choix aux agriculteurs. Multi objectifs (protection du sol, fixation de l'azote, réduction de la lixiviation, concurrence des adventices, etc.), les couverts végétaux peuvent donc prendre des dénominations différentes en fonction de

l'objectif principale d'utilisation: Culture Intermédiaire Piège A Nitrates (CIPAN), culture dérobée, engrais vert (Labreuche et al., 2007). Aussi, plusieurs couvertures végétales peuvent être simultanément utilisées par les agriculteurs.

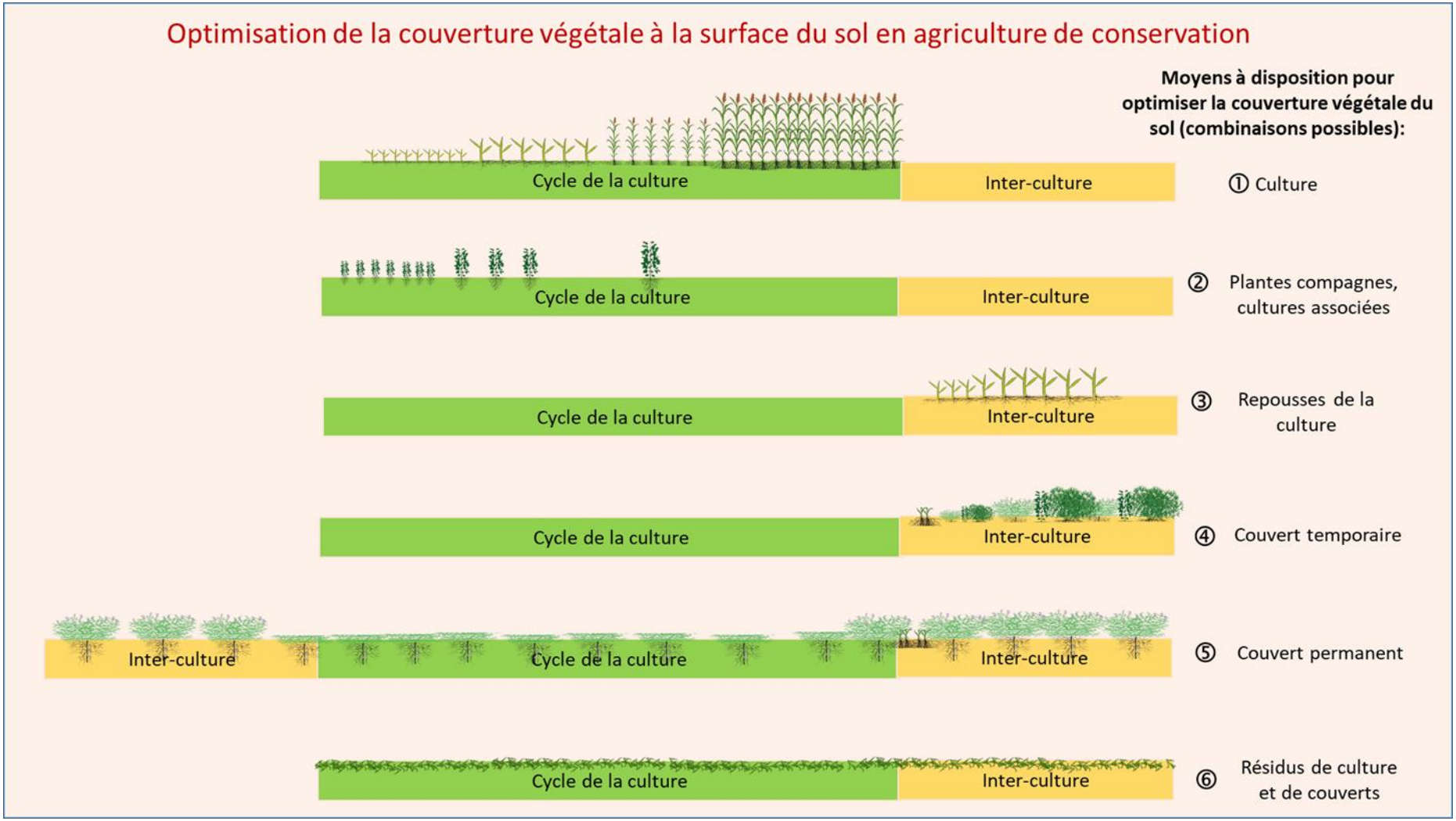


Figure 3 : Moyens à disposition des agriculteurs pour optimiser la couverture végétale de leur sol, durant le cycle de la culture et durant l'interculture

2-1-3 Une rotation/ succession de culture diversifiée

La définition de l'ACS ne fournit que peu de règles sur le principe de diversification des rotations et laissent donc aux agriculteurs une large gamme de possibilités dans la mise en place de ce principe sur leur exploitation. La rotation peut être préalablement définie par les agriculteurs, cependant de plus en plus d'agriculteurs optent pour des rotations dites « opportunistes », adaptées aux conditions climatiques. D'après Reicosky (2015), cette stratégie s'applique aux cultures comme aux couverts végétaux implantés par les agriculteurs et une rotation diversifiée devrait *a minima* inclure une culture de légumineuse.

L'objectif d'utilisation de ce principe (réguler les espèces problématiques, sécuriser la rotation face aux aléas climatiques, diminuer les intrants azotés, gérer l'apparition de résistances, etc.) reste libre pour les agriculteurs.

2-2 ***Une application simultanée pour une meilleure durabilité***

C'est dans un but d'atténuer certaines des conséquences négatives induites par l'arrêt du travail du sol que les deux autres principes de l'ACS ont été incorporés. Utilisée seule, la technique du semis direct génère une diminution globale des rendements de l'ordre de 5 % pour toute culture par rapport à un système avec travail du sol (Labreuche et al., 2014; Pittelkow et al., 2015). Combinée aux deux autres principes la baisse des rendements n'est plus que 2,5 % (Pittelkow et al., 2015) et la durabilité du système est améliorée (Craheix et al., 2016).

L'application simultanée des trois principes qui forme l'ACS ne s'est pas faite instantanément mais plutôt de manière progressive sur la base du semis direct comme pratique d'implantation (Figure 2). D'après la littérature accessible, les premières utilisations combinées de deux (semis direct + couverts végétaux) des trois principes de l'ACS datent du début des années 1970 (Derpsch, 1998; Watson, 1974). Aux Pays Bas (Watson, 1974), le couvert était composé de seigle et de brassicacées. Il était détruit au printemps avec un herbicide non sélectif (paraquat) avant que la culture de rente ne soit implantée en semis direct. Rapidement, le principe de la diversification de la rotation est venu compléter le duo. Baeumer et Bakerman (1974) mentionnent qu'aux vues des moyens disponibles à l'époque pour le désherbage, la mise en place du semis direct aux Pays Bas n'était possible de manière continue dans les années 1970 qu'en système céréalier uniquement grâce à l'implantation de couverts végétaux et d'une rotation diversifiée.

2-3 *Un développement en constante augmentation*

L'ACS semble séduire de plus en plus d'agriculteurs puisque son développement dans le monde est en constante augmentation pour la majorité des pays (Tableau 2). Les pays d'Amérique du Nord (Etats Unis, Canada), d'Amérique du Sud (Brésil, Argentine) et l'Australie possèdent les surfaces les plus importantes en ACS.

En France, bien qu'en constante augmentation, l'ACS reste encore minoritaire dans l'agriculture française. En 2002, la surface recensée en semis direct uniquement était de 50 000 hectares (Derpsch and Benites, 2003). Les premiers recensements en ACS datent de 2008/09 et font état de 200 000 hectares en France (Tableau 2). Cette surface a augmenté en 2015/16 pour atteindre 300 000 hectares en 2015, soit environ 1 % de la surface agricole utilisée de 2015.

Tableau 2 : Surface en agriculture de conservation (hectares) pour les années 2008/09, 2013/14, 2015/16 pour les vingt pays avec les surfaces les plus importantes en agriculture de conservation (Kassam et al., 2018)

Pays	Surface en ACS (2008/09)	Surface en ACS (2013/14)	Surface en ACS (2015/16)
Etats Unis	26 500 000	35 613 000	43 204 000
Brésil	25 502 000	31 811 000	32 000 000
Argentine	19 719 000	29 181 000	31 028 000
Canada	13 481 000	18 313 000	19 936 000
Australie	12 000 000	17 695 000	22 299 000
Paraguay	2 400 000	3 000 000	3 000 000
Kazakhstan	1 300 000	2 000 000	2 500 000
Chine	1 330 000	6 670 000	9 000 000
Bolivie	706 000	706 000	2 000 000
Uruguay	655 100	1 072 000	1 260 000
Espagne	650 000	792 000	900 000
Afrique du Sud	368 000	368 000	439 000
Allemagne	354 000	200 000	146 000
Venezuela	300 000	300 000	300 000
France	200 000	200 000	300 000
Finlande	200 000	200 000	200 000
Chili	180 000	180 000	180 000
Nouvelle Zélande	162 000	162 000	366 000
Colombie	102 000	127 000	127 000
Ukraine	100 000	700 000	700 000

3 - Un système agricole centré sur la protection du sol

Bien que dans certains pays d'Europe, l'ACS ait été principalement adoptée par les agriculteurs pour diminuer les coûts de production (Labreuche et al., 2007; Lahmar, 2010), c'est dans une optique de produire tout en protégeant les sols contre l'érosion (éolienne et hydrique) qu'elle a initialement été développée.

3-1 *Une protection contre l'érosion …*

La protection d'un sol en ACS face aux pressions extérieures (vent, pluie) passe tout d'abord par l'effet barrière fourni par la couverture végétale morte ou vivante à la surface du sol. En maximisant cette couverture organique, les agriculteurs limitent l'exposition des particules du sol aux pressions extérieures. Face à l'érosion hydrique, la couverture organique protège la surface du sol contre l'énergie de la pluie qui percute (« effet splash ») et qui désagrège les particules du sol (Laloy and Bielders, 2010; Parlak and Özaslan Parlak, 2010). Dans le cas où la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol est dépassée, la présence d'une couverture végétale du sol permet également de réduire la vitesse d'écoulement de l'eau et le transport des particules du sol (Shaver et al., 2013). Face à l'érosion éolienne, cette couverture végétale limite l'arrachement des particules de sol.

La protection fournie par l'ACS sur le sol peut également être indirecte et résulter d'une concentration de la matière organique dans l'horizon de surface du sol. La matière organique est un agent stabilisateur capable, entre autres, d'améliorer la cohésion entre les polymères organiques et les particules minérales d'un sol (Chenu et al., 2000) et donc d'améliorer la stabilité des agrégats (Wuddivira and Camps-Roach, 2007). Dans un système avec travail du sol, le passage d'un outil mécanique dans le sol va diluer et homogénéiser la quantité de matière organique initialement présente dans les horizons du sol travaillés. En ACS, aucun outil mécanique ne vient perturber et bouleverser les horizons du sol, positionnant ainsi la matière organique en surface (Angers and Eriksen-Hamel, 2008). Les sols en ACS possèdent donc une stabilité des agrégats plus élevée dans l'horizon de surface (Arshad et al., 1999; Sasal et al., 2006), ce qui améliore la résistance du sol aux pressions extérieures (érosion hydrique et éolienne) et à la compaction (Sillon et al., 2003). Ainsi dans 60 % des cas, dans les conditions pédoclimatiques françaises une réduction d'un facteur supérieur à 5 de la quantité de sols érodés entre un système avec labour et un système sans travail du sol peut être observée (Labreuche et al., 2007).

La présence de résidus à la surface et/ou d'une couverture végétale vivante contribue aussi fortement à cette protection. Toutefois, son effet bénéfique peut cependant être remis en cause si le taux de couverture du sol est inférieure à 25 à 40 % de la surface du sol (Labreuche et al., 2007).

3-2 *… qui impacte d'autres aspects de l'environnement et la biodiversité ?*

3-2-1 Quels effets sur le stockage du carbone ou sur les émissions de gaz à effet de serre ?

Bien que l'adoption de l'ACS modifie la répartition de matière organique (et donc du carbone organique qu'elle contient) dans les différents horizons du sol, l'absence de travail du sol ne conduit pas à une augmentation du stockage du carbone lorsque la totalité du profil du sol est prise en compte (Huang et al., 2018; Pellerin et al., 2019). En revanche, l'utilisation de couvert végétaux durant l'interculture, en ACS comme en agriculture conventionnelle ou biologique (Autret et al., 2016) augmente les entrées de carbone dans le sol et donc son stockage (Pellerin et al., 2019).

D'un point de vue des émissions de GES, l'ACS se distingue majoritairement des autres formes d'agriculture par une plus faible utilisation d'énergie fossile lors de l'implantation des cultures ce qui se traduit par des émissions plus faibles de CO_2 dans l'atmosphère (Pellerin et al., 2019). En revanche, la pratique du semis direct émet davantage de N_2O dans l'atmosphère par rapport à un travail du sol, résultat d'une activité microbienne plus importante (Huang et al., 2018; Oorts et al., 2007; Pellerin et al., 2019).

3-2-2 Quels effets sur les propriétés hydriques des sols ?

La mise en place des principes de l'ACS améliore la distribution de la taille des pores (microporosité, mésoporosité, macroporosité) ainsi que la connectivité du réseau poral du sol (Arshad et al., 1999; Kargas et al., 2016; Schwen et al., 2011). Cette modification du réseau poral ne conduit pas systématiquement à une augmentation de la capacité de rétention en eau dans le sol. Elle améliore cependant nettement la capacité d'infiltration d'un sol et sa stabilité dans le temps (Miller, Larney and Lindwall, 1998; Gómez-Paccard *et al.*, 2015; Tuzzin de Moraes *et al.*, 2016). En favorisant la connectivité du réseau poral et les flux préférentiels, les fuites de produits phytosanitaires dans l'environnement par lixiviation pourraient, post application et en conditions de pluies ou d'irrigation importantes, être cependant plus importantes (Alletto et al., 2010).

3-2-3 Quels effets sur la biodiversité ?

L'adoption de l'ACS et les modifications que cette adoption entraine sur le sol impactent également les communautés animales et végétales qui s'y développent, directement ou indirectement, par le biais de différents processus écologiques.

Plus la taille d'un organisme est importante, plus cet organisme est sensible au travail du sol (Kladivko, 2001). Ce sont donc la macrofaune (vers de terre, larves d'insectes, limaces, myriapodes,

etc.) et la mégafaune (petits vertébrés) qui bénéficient le plus de l'adoption de l'ACS. En l'absence de travail du sol, et de par la présence d'une couverture végétale (protection physique, climatique et source de nourriture), la diversité et l'abondance de certaines espèces sont favorisées en ACS (Henneron et al., 2015; House and Parmelee, 1985; Kladivko, 2001; Kulagowski et al., 2016). Par exemple, dans le groupe des vers de terre, dont la réponse à l'ACS a été fortement étudiée en raison de leur rôle important dans la création de porosité dans le sol, les vers épigés et anéciques qui se trouvent à la surface du sol sont davantage favorisés en ACS que les vers endogés qui restent en profondeur (Kladivko, 2001; Pelosi et al., 2009).

Sur les communautés de petite taille comme les microorganismes (bactéries et champignons) et la microfaune qui les consomment (nématodes et protozoaires), l'ACS modifie davantage leur répartition dans les horizons du sol que leur diversité et leur abondance. Ces microorganismes (< 200 µm) utilisent le carbone, l'azote et les autres nutriments contenus dans la matière organique et sont donc fortement liés à sa position dans le sol. Ainsi en l'absence de travail du sol, la quantité de microorganismes est supérieure dans les horizons de surface mais inférieure en profondeur en comparaison avec un sol travaillé (Balota et al., 2004; Helgason et al., 2009; Kladivko, 2001). L'ACS modifie également la composition des communautés bactériennes (Henneron et al., 2015) et fongiques (Jansa et al., 2003) en modifiant la qualité et la composition de la matière organique (Arshad et al., 1990; Ball et al., 1996). Par exemple, sur les 10 premiers centimètres du sol, Henneron et al (2015) ont montré une présence supérieure de bactéries copiotrophes en ACS, des organismes à croissance rapide qui évoluent généralement dans un environnement riche en carbone. L'ACS influence également ces communautés de par la présence d'un couvert végétal à la surface du sol. En plus de fournir une protection contre les fluctuations de température et d'hygrométrie dans le sol (Kladivko, 2001), le choix des espèces présentes dans le couvert peut modifier la composition des communautés bactériennes qui s'y développent (DuPont et al., 2009).

Les effets de l'ACS sur la mésofaune, principalement composée de collemboles et d'acariens, sont plus difficilement interprétables car ils sont fortement dépendants des conditions locales et des espèces (van Capelle et al., 2012; Wardle, 1995). La compilation effectuée par van Capelle *et al.* (2012) met cependant en avant un effet plutôt négatif de l'absence de travail du sol sur l'abondance et la diversité des collemboles et des acariens qui se développent en profondeur.

Comme pour la mésofaune, l'effet de l'ACS sur les communautés adventices n'est pas clairement établi. Si des études montrent que l'arrêt du travail du sol permet une augmentation de la richesse, de la diversité ou de l'abondance des communautés végétales (Carter and Ivany, 2006; Dorado and López-Fando, 2006; Travlos et al., 2018), d'autres études n'ont pas observé de

changements (Bàrberi and Lo Cascio, 2001; Hernandez Plaza et al., 2011; Swanton et al., 1999) ou uniquement des changements dans la composition des communautés (Légère et al., 2005). Les résultats concernant l'effet des deux autres principes de l'ACS sur les communautés apparaissent plus clairement établis mais aussi antagonistes. La mise en place d'un couvert végétal entraine une diminution de l'abondance (Baraibar et al., 2018; Fisk et al., 2001), voire de la richesse des communautés végétales (Smith et al., 2015). La diversification d'une rotation entraine une réduction de l'abondance mais une augmentation de la diversité des communautés végétales (Mahaut et al., 2019; Weisberger et al., 2019).

Ben qu'il existe encore des lacunes dans littérature, de manière générale, la mise en place de l'ACS améliore la protection du sol sans pour autant avoir une balance négative sur l'environnement et sur la biodiversité. Au travers de ces bénéfices et d'un niveau de productivité important, l'ACS répond donc à de nombreux points attendus par un système agricole en Agroécologie et justifie la qualification de « forme d'agriculture durable » qui lui a été attribuée par la FAO (Hobbs et al., 2008). En protégeant le sol, l'ACS favorise certaines facettes de la biodiversité et augmente ainsi la fourniture de services écosystémiques rendus à l'agroécosystème. Par exemple, Petit *et al.*, (2017) ont montré que l'ACS augmente le service de prédation sur les plantes adventices fourni par certaines communautés animales comme les carabidés. Il a aussi été montré que la mise en place de couverts végétaux s'avère bénéfique dans la fourniture de ressources florales aux pollinisateurs (Ellis and Barbercheck, 2015; Mallinger et al., 2019). Si favoriser la biodiversité s'avère bénéfique, cela peut également mettre à mal le développement de l'ACS ou sa durabilité. En effet, le développement de certaines communautés dans les parcelles représente un frein important à l'adoption de systèmes agricoles sans travail du sol pour les agriculteurs (Bijttebier et al., 2018). C'est plus particulièrement le cas des communautés adventices, composées de toute espèce végétale retrouvée dans une parcelle agricole sans y avoir été semée (Godinho, 1984), dont la réponse à la mise en application de l'ACS n'est pas clairement établie dans la littérature.

Chapitre 2 : L'agriculture de conservation en France : son développement et les principaux freins rencontrés

Dans ce chapitre, un état des lieux des connaissances existantes est proposé. Cet état des lieux des connaissances décrit le développement de l'ACS dans le contexte français et les différentes contraintes auxquelles font face les agriculteurs. Il insiste tout particulièrement sur les modifications adoptées par les agriculteurs en ACS pour répondre à l'une des contraintes : la gestion des plantes adventices.

1 - Le développement de l'agriculture de conservation en France

Si le schéma de développement de l'ACS en France apparait similaire à celui retrouvé en Amérique latine (Goulet and Hernández, 2011), nous avons vu dans le chapitre 1 que les surfaces en ACS étaient bien moindres en France. Différentes raisons peuvent expliquer cette différence de développement. En Amérique latine le développement de l'ACS a pu être accentué suite à des dégâts environnementaux plus importants qu'en France. Les sols en Amérique latine étant souvent déficients en nutriments, avec un taux élevé de minéralisation de la matière organique, et soumis à des conditions climatiques tropicales, ils sont plus vulnérables aux phénomènes d'érosion (Scopel et al., 2013). Cette différence peut également résulter d'une différence de réglementation entre les pays. Le développement de l'ACS, et plus particulièrement la gestion des adventices dans les parcelles en Amérique latine, ont été facilités par l'utilisation de cultures OGM (Goulet and Hernández, 2011), dont l'utilisation est interdite en France.

1-1 *La part de la réglementation dans le développement de l'agriculture de conservation en France*

Malgré tout, la réglementation française a joué un rôle important dans la diffusion des trois principes de l'ACS en France. Elle a initié l'adoption de techniques de conservation du sol au travers de la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) de 1992. Cette réforme a plongé l'agriculture française dans le marché international, incitant ainsi les agriculteurs à diminuer leurs coûts de production. Nécessitant un effort (puissance et temps de travail) inférieur au labour, les techniques de conservations du sol ont peu à peu été adoptées. Initialement utilisées avec l'objectif de supprimer le labour, ces pratiques culturales ont d'abord été appelées « Techniques Culturales Sans Labour » (TCSL)

ou « Techniques Culturale Simplifiées » (TCS) avant de prendre la dénomination de « techniques de conservation du sol » (Labreuche et al., 2007).

Au travers de la réglementation européenne et française, deux autres réformes ont également pu participer indirectement au développement des principes de l'ACS (Figure 4). La Directive européenne n° 91/676/CEE du 12 décembre 1991 (dite « directive nitrates ») a rendu obligatoire la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) durant l'interculture dans des zones dites vulnérables. La réforme de la PAC de 2014, appelée le « verdissement de la PAC », a placé la diversification des rotations comme l'une des conditions à respecter pour obtenir une compensation financière (« paiement vert »).

Ce n'est que récemment que l'ACS a été promue par la réglementation en tant que système agricole (Figure 4). Parmi les « mesures agro-environnementales et climatiques » (MAEC), la MAEC SOL_01, proposée en 2017, a permis un accompagnement et une aide financière pour les agriculteurs souhaitant adopter l'ACS. La promotion de l'ACS en France s'est également inscrite dans le « Plan Biodiversité » dévoilé par le gouvernement en 2018.

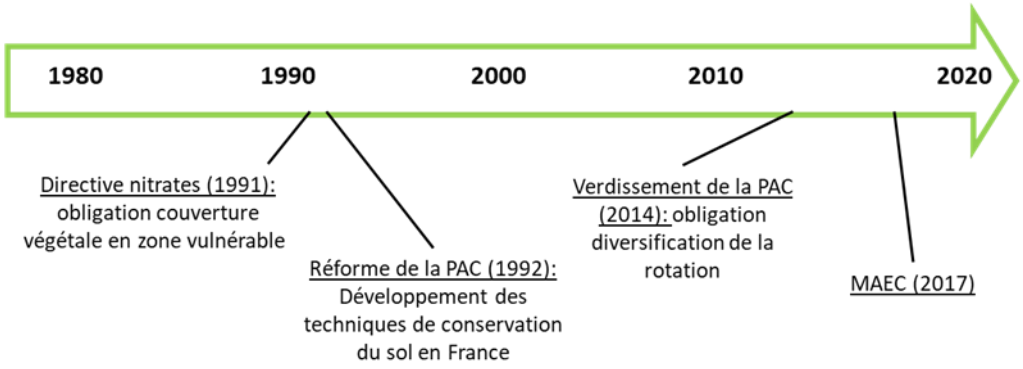


Figure 4 : Principales réformes de la politique agricole française en faveur de l'agriculture de conservation ou de ses principes

1-2 *Un développement porté par des groupes d'agriculteurs*

Si la réglementation française a incité les agriculteurs à adopter les principes de l'ACS, le développement en tant que système agricole en France a été réalisé majoritairement par les agriculteurs (Goulet and Hernández, 2011). Regroupés sous la forme d'associations ou de groupements (groupes d'études et de développement agricole, groupement d'intérêt économique et écologique), ils ont diffusé l'ACS sur le territoire français. Les associations « Association pour la Promotion d'une Agriculture Durable » (APAD) et « Biodiversité Agriculture Sol et Environnement » (BASE) ont été les premières associations créées en France, respectivement en 1998 et en 2000. Elles comptent

actuellement entre 1000 et 1200 agriculteurs et sont présentes sur l'ensemble du territoire. Des regroupements plus localisés ont ensuite été créés autour de conseillers techniques.

Les premières connaissances techniques sur l'ACS ont été fournies majoritairement par des chercheurs du Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) ayant de l'expérience dans l'application de l'ACS en zone tropicale (Goulet and Hernández, 2011). Rapidement, les groupes d'agriculteurs ont commencé à mettre en place leurs propres expérimentations et à produire des connaissances techniques locales ou nationales (Goulet and Chiffoleau, 2006). Ces connaissances ont été et sont encore aujourd'hui transmises entre agriculteurs (formations, visites d'exploitations, journées techniques) et au grand public (portes ouvertes, festival du non labour et du semis direct) (Landel, 2015). Plus récemment, en 2020, l'APAD a lancé un label "Au Cœur des Sols" à destination des agriculteurs en ACS (http://www.aucoeurdessols.fr/qui-sommes-nous).

Bien qu'il existe certaines différences d'opinions ou d'orientations entre les différents groupements d'agriculteurs, tous convergent vers l'objectif commun de diffuser l'ACS en France.

1-3 *Soutenu par les firmes privées*

Qu'il s'agisse de firmes d'agrofournitures (produits phytosanitaires ou machinisme) ou de coopératives plus locales, ces entreprises ont également joué un rôle important dans la diffusion des techniques de conservation du sol et de l'ACS en France (Goulet and Chiffoleau, 2006; Goulet and Hernández, 2011; Landel, 2015), comme dans d'autres pays (Goulet and Hernández, 2011). La participation de ces firmes s'observe à un niveau international et national. Les firmes phytosanitaires ont par exemple participé à la création de réseaux de large envergure avec la création de l'« European Conservation Agriculture Federation » (ECAF) en 1999 et à des antennes plus locales comme l'APAD. L'Institut de l'agriculture durable créé en 2008 est également un bon exemple de la contribution des firmes puisque cette structure privée regroupe des agriculteurs, des associations et des entreprises spécialisées dans les produits phytosanitaires, le matériel ou les semences.

La participation des différentes firmes, locales ou non, dans la production de connaissances, mais également dans l'accompagnement des agriculteurs a donc permis de lancer la diffusion de l'ACS en France. Bien que certaines associations d'agriculteurs se soient rapidement séparées des firmes phytosanitaires telles que Monsanto (Goulet, 2008), les entreprises spécialisées sur le machinisme restent encore des acteurs importants dans la production et la diffusion de connaissances (organisation de journées de présentation).

2 - Des freins importants à son adoption et à son développement

Si le développement des adventices en ACS représente un frein important à l'adoption (développé dans un prochain paragraphe), il ne constitue pas l'unique frein à l'adoption de l'ACS pour les agriculteurs. Les freins rencontrés peuvent avoir une origine sociale, économique mais également technique (Bijttebier et al., 2018).

2-1 *Un frein économique et social*

Comme il a été expliqué précédemment, les avantages économiques qui accompagnent l'adoption de l'ACS ont représenté pour beaucoup d'agriculteurs la raison d'adopter l'ACS. En supprimant le travail du sol, l'ACS permet de réduire le temps de travail et la consommation d'énergie fossile nécessaire pour l'implantation des cultures (Šarauskis et al., 2014). Au travers de l'utilisation de couverts végétaux, la mise en place de l'ACS permet également de réduire les apports d'intrants, notamment par l'implantation de couverts de légumineuses (Parr et al., 2011) et de CIPANs (Constantin et al., 2011). D'après Constantin et al., (2012), les bénéfices apportés par les CIPANs permettraient une réduction de la fertilisation azotée des cultures de l'ordre de 20 à 25 kg/ha/an, mais uniquement au bout d'une quinzaine d'années et sous réserve d'une application continue de CIPAN. La diversification de la rotation permet aussi une meilleure répartition du temps de travail à l'échelle de l'exploitation et une sécurisation de la production à l'échelle de la rotation face aux cours du marché et aux aléas climatiques.

Néanmoins pour des agriculteurs, l'aspect économique peut aussi représenter un frein à l'adoption. D'après Bijttebier *et al.*, (2018), c'est la perte globale de rendements induite par l'arrêt du travail du sol qui représente le frein économique le plus important. L'impossibilité pour les agriculteurs de valoriser correctement certaines cultures à cause d'un manque de débouchés (Meynard et al., 2013) peut aussi représenter une limite importante à la diversification des rotations, en ACS comme en agriculture conventionnelle ou biologique. A cela peut également s'ajouter le coût moyen d'implantation des couverts végétaux, estimé à environ 39 euros/ha/an (Pellerin et al., 2019) et l'acquisition d'un semoir, matériel onéreux.

D'un point de vue social, c'est majoritairement le regard des agriculteurs voisins qui semble poser le plus de problèmes aux agriculteurs (Bijttebier et al., 2018). En effet, les parcelles sans travail du sol peuvent paraitre moins « propres » visuellement, ce qui peut donner lieu à de nombreuses critiques. C'est d'ailleurs pour cette raison que de nombreux agriculteurs en ACS se sont regroupés dans les associations. Ces regroupements leurs apportent de la reconnaissance (Goulet and Chiffoleau, 2006) en plus d'un accès plus facilité aux connaissances techniques.

2-2 *Une technicité nécessaire plus importante*

En adoptant l'ACS, les agriculteurs se privent des pratiques culturales liées au travail du sol, dont ils compensent les conséquences négatives par les deux autres principes de l'ACS. De ce fait ils modifient de nombreux paramètres techniques qu'ils maitrisaient (préparation du lit de semence, enfouissement des résidus de cultures, enfouissement des effluents d'élevage, gestion des ravageurs) et doivent en conséquence adapter leur raisonnement. Cette adaptation nécessaire nécessite l'acquisition de technicité qui, pour certains agriculteurs, peut représenter un frein à l'adoption de l'ACS.

2-2-1 Une implantation des cultures plus difficile

Un sol en ACS est généralement plus froid et nécessite davantage de temps pour se réchauffer. D'après Munoz-Romero *et al.* (2015), la température d'un sol avec travail du sol est supérieure de 0,7 à 2,6°C en fonction de la période de l'année à la température d'un sol sans travail du sol (semis direct). Pour implanter une culture dans un sol qui n'est pas travaillé dans les conditions optimales (température du sol), un ajustement de la date de semis est parfois nécessaire. Ce décalage dans le temps du semis est surtout nécessaire pour l'implantation des cultures printanières (Labreuche, 2016; Labreuche et al., 2007; Soane et al., 2012).

De même, la présence de résidus à la surface du sol est également à prendre en compte lors de l'implantation des cultures. Dans un sol sec, l'utilisation d'un semoir à disques peut, en présence de beaucoup de résidus (de graminées principalement), pincer les résidus dans le sillon et empêcher un bon contact entre le sol et la semence (Labreuche et al., 2014). En conditions plus humides, les risques de phytotoxicité sont plus importants. Des toxines solubles dans l'eau et produites en conditions anaérobiques suite à la décomposition des résidus à la surface du sol peuvent venir affecter la germination et le développement de la culture (réduction du tallage, tiges fragiles, feuilles jaunissantes) (Morris et al., 2010).

En ACS, l'échec de certaines implantations peut également être provoqué par certaines communautés animales et notamment par les limaces. Elles trouvent en ACS des conditions et des ressources favorables à leur développement et à leur maintien (Henneron et al., 2015) et peuvent donc provoquer des dégâts sur la germination des cultures. Dans les systèmes sans travail du sol, cela peut conduire à une augmentation du recours aux anti-limaces (Labreuche et al., 2007).

Lorsque l'implantation des cultures est réussie, un désavantage dans le développement peut également s'observer entre les parcelles en ACS et en sol travaillé. C'est par exemple le cas sur le blé tendre à la sortie de l'automne. Cet aspect est indépendant des agriculteurs et résulte d'un manque

de sélection végétale et de recherche sur les variétés adaptées au non travail du sol (notamment de variétés plus vigoureuses en début de cycle).

2-2-2 Optimiser les services rendus par un couvert sans défavoriser la culture suivante

Pour arriver à répondre aux objectifs souhaités (protection du sol, concurrence des adventices, piégeage d'azote, etc.) sans pour autant impacter la culture suivante, la mise en place d'un couvert végétal nécessite une technicité importante. Cette technicité s'étend de l'implantation (date de semis, densité de semis, espèces choisies) à la destruction du couvert (date de destruction, méthode de destruction).

Bien que les services rendus puissent être dépendants de la composition du couvert, (Baraibar et al., 2018; Couëdel et al., 2018; Finney et al., 2016), ils sont dépendants de la biomasse produite et donc de la réussite de l'implantation et du développement des couverts. Pour être optimal, le couvert végétal ne doit pas entrer en concurrence pour les ressources de manière trop importante avec la culture suivante (Davis, 2010; Yenish et al., 1996). Par exemple, une destruction trop tardive du couvert peut, en fonction de la pluviométrie, avoir un effet négatif sur la disponibilité en eau dans le sol pour la culture suivante (Meyer et al., 2020).

Les couverts végétaux permanents nécessitent des connaissances encore plus poussées puisque le couvert végétal est présent durant tout le cycle de la culture. Son utilisation se base également sur une prise en compte des conditions pédoclimatiques et des caractéristiques biologiques de chaque espèce composant le couvert. En sol drainé, une luzerne est par exemple déconseillée car elle peut boucher les drains. En comparaison d'une luzerne, le trèfle a un système racinaire moins profond. Utilisé en couvert, il peut cependant s'avérer très compétitif vis-à-vis d'une céréale pour l'eau.

Généralement, une période d'environ 3 à 4 ans (Christian and Ball, 1994; Soane et al., 2012) est nécessaire avant d'obtenir une production stable dans un système sans travail du sol. Différentes raisons sont avancées pour expliquer cette baisse de productivité durant les premières années, dont l'effet humain (manque de connaissance et de technicité) et un délai d'amélioration de la structure du sol post arrêt du travail du sol.

3 - Une gestion de la flore adventice à adapter ?

Comme pour les aspects techniques plus globaux, l'adoption de l'ACS modifient les pratiques culturales utilisées pour gérer la flore adventice (appelées dans le reste du document « levier de gestion de la flore adventice »). Cette modification se traduit par la perte ou la réduction de l'efficacité de certains leviers de gestion, par rapport à l'agriculture conventionnelle.

3-1 *Perte et réduction de l'efficacité de nombreux leviers de gestions efficaces de la flore adventice…*

3-1-1 Perte des leviers de gestion liés au travail du sol

Par principe, à l'adoption de l'ACS, les agriculteurs renoncent à tout levier de gestion nécessitant un travail du sol (Chauvel et al., 2018). Ils se privent donc de nombreux leviers de gestion qui s'avèrent efficaces dans le contrôle de la flore adventice (Swanton et al., 2008). En effet, le travail du sol permet tout d'abord une gestion préventive de la flore adventice, par le biais d'une diminution du stock de semences viables dans le sol (faux semis) mais surtout par l'enfouissement des semences dans le sol (labour, travail superficiel). Cet enfouissement positionne les semences dans des conditions inadéquates à leur germination (Swanton et al., 2000). Le travail du sol permet aussi une gestion curative. C'est par exemple le cas du désherbage mécanique qui, appliqué durant le cycle de la culture, permet de détruire les adventices levées afin de limiter toute compétition avec la culture mais également d'éviter une production de semences (Rodriguez, 2018).

3-1-2 Diminution de l'efficacité des herbicides

L'absence de travail du sol réduit aussi l'efficacité d'application des herbicides. Cette diminution résulte principalement de la présence de résidus organiques à la surface (mulch) et d'une quantité plus importante de matière organique en surface. Le mulch peut tout d'abord former une barrière physique et intercepter les herbicides. Il peut également, comme la matière organique, retenir par sorption les molécules herbicides, leur ôtant ainsi leur activé. Ce phénomène reste cependant fortement dépendant de la quantité de mulch et de matière organique, mais aussi de la composition chimique des molécules herbicides et de leur polarité. Si la présence de mulch à la surface du sol présente majoritairement des inconvénients, elle pourrait également permettre une réduction de la volatilisation des molécules, au travers l'humidité plus importante des sols (Alletto et al., 2010).

La baisse d'efficacité du désherbage chimique apparait majoritairement lorsque le mulch est présent en quantité importante (en période d'intervention de pré-levée ou de post-levée précoce) et concerne majoritairement les herbicides à absorption racinaire ou de contact (Labreuche et al., 2007).

3-2 *… Compensées par l'utilisation d'autres leviers de gestion ?*

Si l'adoption de l'ACS se traduit pour les agriculteurs par une perte de leviers efficaces pour la gestion de la flore adventice, on peut donc se demander vers quels leviers de gestion les agriculteurs s'orientent pour combler cette perte.

3-2-1 Un ajustement du désherbage chimique ?

Dans la littérature, il a été mis en avant que les agriculteurs peuvent ajuster leur désherbage chimique en adoptant l'ACS. Ainsi, en réponse à la baisse d'efficacité de certains herbicides, Locke *et al.,* (2002) ont observé que les agriculteurs en ACS privilégiaient l'utilisation d'herbicides appliqués en post-émergence plutôt qu'en pré-émergence.

Nous avons également vu, dans le chapitre 1, que l'apparition de substances actives non sélectives (paraquat, aminotriazole, glufosinate et glyphosate) a fortement contribué au développement des techniques de conservation du sol (semis direct et travail réduit) en fournissant un degré de maîtrise satisfaisant des adventices par rapport à celui d'un labour (Evans, 1972; Tiedau et al., 1974). La réduction du travail du sol conduit donc généralement à une augmentation de l'utilisation d'herbicides à large spectre (Labreuche et al., 2014, 2007). Bien que l'utilisation des herbicides à large spectre soit le plus souvent associée à la réduction du travail du sol, son utilisation reste possible dans les systèmes agricoles mobilisant un labour.

3-2-2 Une utilisation plus importante des couverts pour gérer la flore adventice ?

Augmenter la compétition en optimisant la couverture végétale du sol peut également constituer un levier de gestion efficace de la flore adventice vers lequel peuvent s'orienter les agriculteurs en ACS.

La présence d'une couverture végétale vivante à la surface du sol augmente la compétition subie par les adventices pour la lumière comme pour les nutriments. Bien que la réponse soit variable en fonction de chaque espèce (Cordeau et al., 2015), il a été montré que la mise en place d'un couvert végétal temporaire permet généralement une réduction de l'émergence et du développement des adventices à cycle annuel (Baraibar et al., 2018; Buchanan et al., 2016; Cordeau et al., 2015; Schappert et al., 2019). La compétition avec les adventices pour la lumière peut se poursuivre après la destruction du couvert, à court terme, par un effet barrière du mulch (Teasdale, 1996; Teasdale et al., 1991).

L'effet bénéfique d'un couvert végétal est cependant fortement influencé par sa composition et sa biomasse. La majorité des études concluent que plus la biomasse produite par le couvert est importante plus le contrôle fourni par le couvert sur les adventices est important (Barberi and

Mazzoncini, 2001; Dorn et al., 2015; Schappert et al., 2019). Les couverts plurispécifiques, moins développés, s'avèrent donc généralement moins efficaces pour gérer la flore que des couverts mono-spécifiques (Finney et al., 2016; Schappert et al., 2019). Baraibar *et al.*, (2018), ont quant à eux souligné l'importance des caractéristiques de chaque espèce utilisée dans un couvert et notamment leur vitesse de développement. Un mélange d'espèces, s'il est composé, entre autres, d'une graminée avec un développement rapide, peut s'avérer aussi efficace qu'un couvert mono-spécifique pour contrôler la flore adventice. Les recherches sur le sujet sont loin d'être abouties. En Suisse, par exemple, des essais analysent l'effet de couverts relais visant à optimiser la couverture dans le temps des différentes espèces présentes dans un couvert végétal (https://agriculture-de-conservation.com/-Nicolas-Courtois-150-.html).

Si l'effet bénéfique majoritaire d'une couverture végétale sur la gestion des adventices passe par la compétition, il peut masquer un autre phénomène qui est l'allélopathie (Raissac et al., 1998). L'allélopathie est un phénomène biologique par lequel certaines espèces produisent un ou plusieurs produits biochimiques ayant un action « herbicide » à un degré plus ou moins important. Les molécules spécifiques produites par certaines espèces de brassicacées (*Sinapis alba*, *Raphanus sativus*) ou de légumineuses (*Vicia sativa*) inhibent la croissance et le développement des adventices (Kunz et al., 2016). Ce phénomène reste cependant fortement dépendant des espèces présentes en couvert comme des espèces adventices (Gfeller et al., 2018). En situation de plein champ, aucune étude n'a encore pu différencier l'allélopathie d'autres processus.

3-2-3 Une optimisation de la rotation et des successions ?

En adoptant l'ACS, les agriculteurs devraient normalement avoir un système agricole basé sur une rotation diversifiée.

Le principe d'une rotation diversifiée n'est pas fondamentalement différent de son utilisation dans un système avec travail du sol. C'est essentiellement la diversité des cultures et de leur mode de gestion (mode d'action et association d'herbicides, fertilisation) ainsi que la régulation biologique fournie par la culture (compétition pour la lumière et les nutriments, substances allélopathiques) qui sont utilisés. Diversifier la rotation permet ainsi de rompre le cycle des adventices en fournissant aux adventices des conditions inadéquates à leur germination, leur développement ou leur production de semences (Anderson, 2005; Nichols et al., 2015).

La diversification d'une rotation agit majoritairement sur l'abondance des espèces et permet de réduire le nombre d'individus par rapport à des rotations plus simplifiées (Weisberger et al., 2019). En l'absence de travail du sol, diversifier une rotation peut fournir une meilleure gestion des adventices

que dans un système avec travail du sol (Chauhan et al., 2012; Nichols et al., 2015; Weisberger et al., 2019). Cet avantage pourrait résulter d'une concentration du stock semencier dans les horizons superficiels du sol et donc d'une action orientée vers des espèces à faible persistance dans le sol, même si cela n'a jamais été clairement démontré. Weisberger et *al.,* (2019) estiment qu'augmenter la diversité d'une rotation en absence de travail du sol permettrait de réduire la densité des adventices présentes de 65 % contre 41 % en système avec travail du sol.

Le choix de la succession des cultures et notamment l'alternance des dates de semis des cultures importe beaucoup sur les effets attendus d'une diversification de la rotation. D'après Anderson (2008), une rotation basée sur une succession de deux cultures estivales et deux cultures hivernales permet une meilleure gestion des adventices par rapport à une alternance de type été-hiver-été-hiver. Laisser un délai plus important entre deux cultures à périodes d'implantations similaires permet une réduction plus importante du nombre de semences d'adventices viables dans le stock semencier.

Chapitre 3 : Les modifications possibles de l'adoption de l'agriculture de conservation sur l'assemblage des communautés adventices

Comme il a été fait pour le chapitre précédent, un second état des lieux des connaissances existantes est proposé dans ce chapitre. Cet état des lieux décrit plus particulièrement, par rapport à un système en agriculture conventionnelle, en quoi les modifications de pratiques culturales induites par l'adoption de l'ACS peuvent modifier les processus d'assemblage des communautés et induire une réponse des communautés adventice différente.

Dans ce document, la définition d'une communauté adventice se base sur la définition donnée à une communauté par Drake (1991). Elle représente l'ensemble des espèces végétales herbacées ou ligneuses trouvées dans une parcelle agricole (en excluant les milieux adjacents comme les haies et les bordures) sans y avoir été intentionnellement semées et durant une portion de temps définie (saison culturale et interculture). Bien que cette définition exclut *a priori* les espèces utilisées pour les cultures et pour les couverts ainsi que leurs repousses, certaines repousses semées antérieurement pourront être incluses dans la définition des communautés adventices.

1 - L'application de l'écologie des communautés aux agroécosystèmes annuels

D'un point de vue écologique, une communauté adventice résulte de l'association d'espèces végétales qui se sont adaptées à plusieurs niveaux de contraintes. Dans une parcelle agricole, les espèces adventices que l'on peut trouver sont celles qui ont été capables de la coloniser (contrainte de dispersion) puis de s'y établir et de s'y développer (contrainte environnementale). Ces adventices forment un pool local qui peut être défini d'après la niche écologique fondamentale des espèces qui le composent, soit la gamme des conditions abiotiques au sein de laquelle un individu peut survivre et se reproduire (Hutchinson, 1957). Du fait de l'existence de certains processus de coexistence entre les espèces (ex. compétition, facilitation, inhibition), seulement une partie de ce pool local formera la communauté adventice. Les contraintes, qui empêchent l'établissement ou la persistance d'une espèce dans un habitat sont plus communément appelés des « filtres » (Fried, 2007).

Dans un agroécosystème avec un fonctionnement annuel lié au cycle des cultures, les processus d'assemblage des communautés adventices sont fortement impactés par les pratiques agricoles qui constituent à ce titre des filtres majeurs (Booth and Swanton, 2002).

1-1 *Objectif : comprendre la réponse des communautés adventices à une modification majeure de pratiques culturales*

L'identification de la réponse des communautés adventices à un changement de pratiques culturales ou d'itinéraire techniques peut se faire à une échelle taxonomique (Derksen et al., 1994; Légère et al., 2011, 2005). Néanmoins, la description limitée à la taxonomie devient propre à chaque site et rend difficile toute comparaison avec d'autres sites, voire toute généralisation à l'échelle d'un territoire. Pour surmonter en partie ce problème, plusieurs approches basées sur l'utilisation de traits des espèces ont été développées (Gunton et al., 2011; Lavorel and Garnier, 2002). Initialement proposée pour les communautés naturelles, elles ont été adaptées aux communautés adventices (Damour et al., 2018; Fried et al., 2020; Martin and Isaac, 2018). Un trait est défini comme « une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'une espèce mesurable à l'échelle d'un individu sans références faites à l'environnement ou à un autre niveau d'organisation » (Violle et al., 2007)

L'utilisation des traits en écologie des communautés permet d'identifier les processus communs à l'assemblage des communautés, indépendamment des espèces qui les composent. Dans cette approche, les différentes contraintes ou filtres sélectionnent des traits pouvant être portés par différentes espèces. Les espèces présentes dans une communauté le sont grâce à une combinaison de traits qui leur permet de se maintenir dans le milieu (Figure 5).

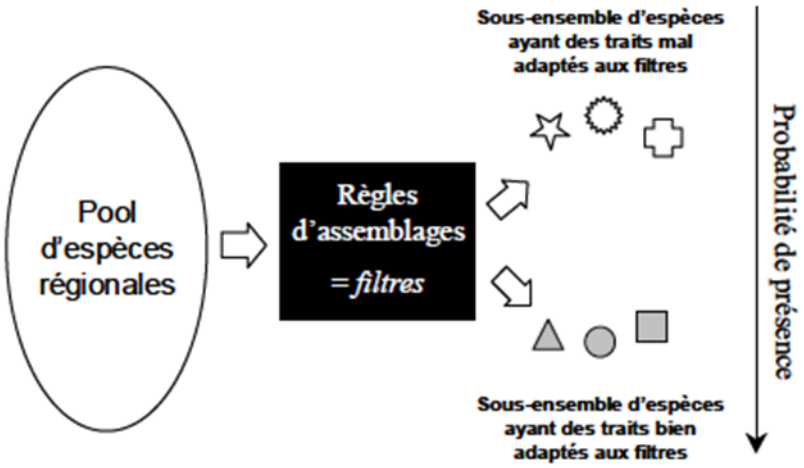


Figure 5 : Modèle d'assemblage des communautés basé sur une approche avec les traits (redessiné par Fried (2007), tiré de Weiher and Keddy (1999))

1-2 *Les facteurs majeurs de l'assemblage des communautés dans un agroécosystème annuel en agriculture conventionnelle*

Comme toutes les communautés végétales, les communautés adventices sont liées à un habitat particulier fortement modifié par l'agriculteur. Trois groupes de facteurs principaux impactent l'assemblage des communautés adventices : les conditions pédoclimatiques, la disponibilité en ressources et le niveau de perturbations (Gaba et al., 2014)

1-2-1 Les conditions pédoclimatiques locales

Les conditions pédoclimatiques locales peuvent avoir un poids non négligeable sur l'assemblage des communautés adventices. A grand échelle, il a par exemple été mis en évidence un effet important du sol (pH et texture) et du climat sur l'assemblage des communautés adventices (Cirujeda et al., 2011; Fried et al., 2008). Mais localement, l'effet de ces facteurs reste cependant inférieur à ceux liés aux pratiques culturales (Fried et al., 2008; Pyšek et al., 2005).

1-2-2 La disponibilité des ressources

La quantité de ressources (lumière, nutriments, eau) accessible pour les adventices joue également un rôle important sur l'assemblage des communautés (Gaba et al., 2014). Indispensable à la croissance et au développement des adventices, ces ressources peuvent, en conditions limitantes, représenter une contrainte (stress) pour les adventices et limiter leur production de biomasse (Grime, 1977).

A l'heure actuelle, la lumière constitue le facteur le plus limitant pour les adventices. En effet, dans une parcelle, les cultures représentent l'espèce dominante et exercent une forte contrainte compétitive pour cette ressource (Holt, 1995; Kruk et al., 2006). Les plantes cultivées sont semées de telle sorte que l'espace et l'accès à la lumière de chaque plante soient optimisés pour sa croissance (ressource unidirectionnelle). Elles bénéficient également d'un accès avantagé à la lumière en germant généralement avant les adventices (Weiner et al., 2010). L'effet compétitif de la culture en place pour la lumière reste cependant très dépendant des caractéristiques de la culture, mais aussi de ses conditions d'implantation (densité de semis, espacement entre les rangs) et de son stade de développement. En début de cycle ou en fin de saison culturale (interculture), les adventices peuvent bénéficier de plus de lumière.

De manière générale, les ressources nutritives ne sont généralement pas un facteur limitant pour les adventices. Pour être au plus proche des exigences des cultures et de leur potentiel de production, la quantité d'éléments nutritifs présents dans les parcelles agricoles (azote, phosphore, potassium) est ajustée au travers de la fertilisation (minérale ou organique). Les parcelles agricoles, malgré les exportations de biomasse, constituent donc un habitat riche en nutriments qui peut, dans le cas d'application répétée d'une fertilisation azotée entrainer une régression des espèces adventices oligotrophes au profit d'espèces plus nitrophiles au sein des communautés (Fried, 2007; Fried et al., 2009a; Storkey et al., 2010). Il peut cependant exister à certains moments une compétition entre la culture et les adventices pour cette ressource.

Dans certaines situations, l'eau, comme la lumière, peuvent représenter un facteur limitant pour la croissance des adventices et induire une forte contrainte compétitive avec les cultures. En situation d'irrigation son effet limitant est réduit et peut conduire à une « sur-croissance » de l'adventice avec par exemple des productions de semences élevées

1-2-3 Le niveau de perturbations

Dans ce document, nous utiliserons la définition donnée par Grime (1977) qui définit une perturbation comme une destruction partielle ou totale de la biomasse végétale.

Le type et le régime de perturbations

Dans un agroécosystème en agriculture conventionnelle, on observe deux types de perturbations majeures : les perturbations physiques et les perturbations chimiques (Gaba et al., 2014). Les perturbations physiques regroupent toutes les pratiques culturales qui impactent la biomasse d'une plante par une destruction mécanique. Elles sont majoritairement représentées par les opérations de travail du sol (Armengot et al., 2016; Gaba et al., 2017) et par la récolte de la culture,

qui par le passage d'un outil de récolte, détruit la partie aérienne des adventices. Les perturbations chimiques reposent sur l'utilisation d'herbicides de synthèse. A la différence de la plupart des perturbations liées au travail du sol, l'utilisation d'herbicides peut avoir un effet sélectif et ne cibler qu'un nombre limité d'espèces (Hathway, 1986). Les herbicides peuvent également avoir un spectre d'action plus large (par exemple le glyphosate). Il est aussi possible pour l'agriculteur de spatialiser ces perturbations avec par exemple l'utilisation de désherbineuse qui désherbe chimiquement sur le rang et désherbe mécaniquement entre les rangs.

Les effets des perturbations sur les adventices dépendent de la nature des perturbations mais également de leur intensité d'utilisation. Les effets sur les adventices causés par les herbicides sont dépendants du mode d'action (Hyvönen and Salonen, 2002), de la dose utilisée (Fried et al., 2015) ainsi que de la période d'application. En ce qui concerne le travail du sol, la profondeur et le retournement de l'horizon de surface (labour) représentent les perturbations les plus importantes pour la flore adventice (Labreuche et al., 2014). L'intensité de ces perturbations est également fortement influencée par les contraintes techniques comme les conditions d'application ou le stade de développement des adventices présentes (Swanton et al., 2008).

Pour interpréter efficacement l'effet des perturbations sur l'assemblage des communautés il est également nécessaire de prendre en compte une dimension temporelle (Gaba et al., 2014). Ainsi, la période d'occurrence des perturbations est fortement dépendante de la période d'implantation de la culture (Fried et al., 2008; Gunton et al., 2011; Smith, 2006). En agriculture conventionnelle, la période d'occurrence des perturbations débute et se termine par des opérations de travail du sol : préparation du semis puis destruction des chaumes post-récolte. Les agroécosystèmes annuels étant composés de cultures avec des dates d'implantation et de récolte différentes, il a été proposé dans la littérature de les regrouper en fonction de leur date d'implantation : hiver, printemps, été (Fried et al., 2008).

La fréquence des perturbations, c'est-à-dire, le nombre de perturbations par unité de temps, est également importante pour comprendre leurs effets sur l'assemblage des communautés. En agriculture conventionnelle, l'intensité et la fréquence des perturbations sont relativement importantes. Les communautés adventices sont donc majoritairement représentées par des espèces à cycle de vie annuel (Jauzein, 1995), capables de produire des semences entre deux cycles de perturbations.

Effet cumulatif des perturbations passées

Un agroécosystème est généralement constitué de cultures annuelles qui se succèdent dans le temps. La communauté adventice qui s'exprime dans une parcelle à un moment donné résulte en partie des communautés qui l'ont précédées (via le stock semencier) et des régimes de perturbations antérieurs (Gaba et al., 2014).

Plus précisément, ce sont les opérations de travail du sol qui, en redistribuant les semences présentes sur ou dans le sol (stock semencier), vont moduler la composition des communautés d'adventices. En remontant en surface des semences produites lors des cultures précédentes ou en enfouissant les semences produites au cours de la saison culturale, le travail du sol permet à certaines espèces de germer ou au contraire de se protéger de conditions climatiques défavorables ou de la prédation.

La stabilité du régime de perturbation, associée aux différentes cultures, peut aussi influencer la composition de la communauté observée. Les pratiques culturales (date de semis, préparation du sol, date de récolte, molécules herbicides utilisées) et le régime de perturbations qui en découle sont dépendantes de chaque culture (Gunton et al., 2011; Smith, 2006). Dans le cas d'une monoculture ou d'une rotation courte (deux années), le régime de perturbations reste constant d'une année à l'autre, favorisant ainsi le développement des espèces adaptées à ces perturbations. Dans le cas d'une rotation plus diversifiée, les perturbations ou leurs associations varient d'une année sur l'autre (Cardina et al., 2002).

2 - Le cas particulier de l'agriculture de conservation

L'adoption de l'ACS nécessite une modification importante des pratiques culturales, due à l'abandon du travail du sol. Elle peut donc, par rapport à un système en agriculture conventionnelle, entrainer des changements importants sur les processus d'assemblage des communautés adventices. Quels résultats peut-on prédire en termes de structure et de composition des communautés adventices à partir des connaissances acquises sur les systèmes en agriculture conventionnelle pour chacun des principes mis en place par ACS ? Ces prédictions ont-elles été validées par les études en ACS disponibles ?

2-1 *Réduction totale des perturbations mécaniques ?*

En supprimant le travail du sol, les agriculteurs en ACS retirent une perturbation majeure de l'assemblage des communautés adventices (Armengot et al., 2016; Gaba et al., 2017, 2014). Comme pour l'arrêt de l'utilisation d'herbicides de synthèse en agriculture biologique (Campiglia et al., 2018; Jonason et al., 2011), on peut s'attendre à ce que l'arrêt du travail du sol se traduise par une diminution des filtres qui empêchent l'établissement ou la persistance de certaines espèces dans les parcelles. Cette réduction devrait conduire à la présence de communautés globalement plus diversifiées, plus abondantes, enrichies en espèces à cycle de vie pluriannuel capables d'investir davantage d'énergie dans leur système racinaire. L'installation des espèces à dispersion large devrait aussi être augmentée.

Néanmoins, le remplacement des pratiques mécaniques de gestion des adventices par des pratiques chimiques, pourrait atténuer ces modifications de communautés. L'adoption de l'ACS entraine une utilisation plus importante d'herbicides à large spectre comme le glyphosate (chapitre 7; Labreuche et al., 2007), des herbicides capables, à dose recommandée, d'impacter un grand nombre d'espèces. Il a toutefois été observé que l'application d'herbicides à large spectre durant l'interculture est réalisée à dose réduite (chapitre 6 et 8) et que l'efficacité de certains herbicides peut être réduite en présence de résidus à la surface du sol (Alletto et al., 2010).

Sur les parcelles en ACS, les apports de semences provenant du stock semencier présent en profondeur sont réduits. Seules les semences présentes à la surface du sol peuvent rencontrer les stimuli nécessaires à leur germination (Baskin and Baskin, 1985; Benech-Arnold et al., 2000). Pour une grande partie, ces semences ont été produites lors de la culture précédente ou sont issues des parcelles voisines (espèces à dispersion large). On devrait donc observer une homogénéisation des communautés au cours du temps plus rapide que pour celle observée en agriculture conventionnelle (Fried et al., 2016). Néanmoins, l'ACS favorisant la mésofaune, les vers de terre peuvent ramener à la surface du sol une quantité non négligeable de semences enfouies (Forey et al., 2011; Smith et al., 2005). En ACS, l'augmentation de l'activité biologique (Henneron et al., 2015) pourrait donc rendre possible la germination de semences positionnées en profondeur.

On peut aussi s'attendre à ce que plusieurs espèces soient défavorisées, comme les espèces nécessitant une période de dormance élevée (Zanin et al., 1997). En effet, positionnées à la surface du sol, les semences des adventices sont davantage soumises aux conditions climatiques (Froud-Williams et al., 1984) et à la prédation par des communautés animales (Petit et al., 2017; Trichard et al., 2014) et donc, plus susceptibles de perdre leur viabilité. Au contraire, les espèces avec une faible période de germination et une bonne capacité de germination à la surface du sol devraient voir leur abondance augmenter en ACS.

2-1-1 Effets identifiés de la réduction du travail du sol sur la structure des communautés adventices

Les résultats concernant l'effet de l'arrêt du travail du sol sur la structure et la composition des communautés adventices sont fortement contradictoires d'une étude à l'autre. Plusieurs études (Carter and Ivany, 2006; Dorado and López-Fando, 2006; Feldman et al., 1997; Murphy et al., 2006; Santín-Montanyá et al., 2013; Teresa Mas and Verdú, 2003) et une revue de la littérature récente sur le sujet (Travlos et al., 2018) ont mis en évidence que l'arrêt du travail du sol entraine, de manière générale, la formation de communautés adventices plus diversifiées et/ou plus abondantes. D'autres études, au contraire, n'ont identifié aucune ou peu de différences dans la structure de la communauté par rapport à un système en agriculture conventionnelle (Alarcón et al., 2018; Hernandez Plaza et al., 2011; Légère et al., 2005; Streit et al., 2003; Swanton et al., 1999), bien qu'un changement dans la composition ait été observé (Alarcón et al., 2018; Légère et al., 2005).

Un effet supérieur du précédent cultural (Streit et al., 2003) et une variabilité interannuelle importante ont été avancés pour expliquer une absence d'effet du travail du sol sur la structure des communautés par certains auteurs. Derksen et al., (1995) ont mis en évidence que l'application d'herbicides peut aussi potentiellement inhiber ou masquer un changement dans la structure de la communauté adventice induit par la réduction du travail du sol.

2-1-2 Effets identifiés de la réduction du travail du sol sur la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés adventices

L'arrêt ou la réduction du travail est décrit dans la littérature comme favorable à l'établissement de certaines espèces à cycle pluriannuel (Légère and Samson, 1999; Murphy et al., 2006; Streit et al., 2002; Trichard et al., 2013; Young and Thorne, 2004; Zanin et al., 1997). Parmi les espèces à cycle pluriannuel, les espèces hémicryptophytes (Raunkiær et al., 1934) semblent les plus favorisées (Streit et al., 2003, 2002; Zanin et al., 1997). Des espèces bisannuelles (*Daucus carota*) ou vivaces telles que *Epilobium* sp. et *Sonchus arvensis* (Streit et al., 2003, 2002), *Calystegia sepium*, et *Sorghum halepense* (Zanin et al., 1997) sont mentionnées dans de nombreuses études. De même, certaines espèces géophytes (ex. *Cirsium arvense*) ou phanérophytes sont aussi favorisées (Trichard et al., 2013; Zanin et al., 1997). Une sélection vers des graminées semble également s'opérer avec la réduction du travail du sol (Debaeke and Orlando, 1991; Murphy et al., 2006; Trichard et al., 2013). Le développement d'espèces avec une dispersion par le vent (anémochorie) a également été souligné par certains auteurs (Fried et al., 2012; Young and Thorne, 2004). Cette caractéristique se retrouve par exemple chez les Astéracées (Ex. *Erigerons* sp., *Lactuca* sp., *Taraxacum officinale*).

La réponse des communautés à l'absence d'enfouissement varie fortement en fonction des espèces (Cordeau et al., 2018, 2015; Gardarin et al., 2010). Par exemple, en situation contrôlée, il a été démontré que certaines espèces annuelles comme *Ambrosia artemisiifolia, Lysimachia arvensis, Anisantha sterilis, Cyanus segetum, Euphorbia helioscopia* étaient affectées par l'absence d'enfouissement, alors que d'autres ne l'étaient pas (*Geranium dissectum, Lamium purpureum, Poa annua, Viola arvensis*) (Cordeau et al., 2015). A l'échelle de la communauté, l'absence d'enfouissement mécanique pourrait favoriser les adventices annuelles avec des petites semences (Armengot et al., 2016; Hernández Plaza et al., 2015) qui potentiellement peuvent avoir un meilleur contact sol-graine (Benvenuti, 2007a).

2-2 *Augmentation de la compétition pour les ressources ?*

L'adoption de l'ACS, introduit entre la récolte d'une culture et la suivante, une période d'interculture relativement peu perturbée ; l'unique perturbation est une perturbation chimique (glyphosate et les quelques substances actives homologuées) qui intervient majoritairement avant le semis de la culture suivante (chapitre 8). L'interculture constitue donc un nouvel habitat, qui sans la culture, est propice à l'établissement ou au développement d'espèces supplémentaires. Pour éviter le développement des adventices, les agriculteurs mobilisent des couverts végétaux. L'optimisation de la couverture végétale du sol pour concurrencer la flore adventice est un levier étudié depuis longtemps pour gérer la flore adventice (Chauhan et al., 2012; Kruidhof et al., 2008; Yenish et al., 1996). La mise en place de ces couverts végétaux vivants (repousses, couverts temporaires, couverts permanents) représente donc une contrainte compétitive pour les adventices (Lawley et al., 2012). La mise en place d'un couvert végétal pourrait donc limiter le développement d'adventices.

La présence d'un mulch (débris de végétaux de la culture précédente ou des plantes de couvert) peut également affecter la germination des espèces adventices. Le mulch forme une barrière physique à la lumière et induit une modification des fluctuations de températures et de l'hygrométrie à la surface du sol (Buhler et al., 1996; Teasdale and Mohler, 1993). La modification des stimuli de germination causée par ce mulch peut donc décaler dans le temps la période de germination des adventices dans les parcelles. Cet effet est également valable pour certaines cultures (Labreuche, 2016).

Appliquée de manière continue et sur le long terme, la mise en place de couverts végétaux pourrait modifier, chez les plantes, les mécanismes internes relatifs à l'acquisition et à la conservation des ressources. Ces modifications pourraient conduire, comme il a été observé avec la mise en place de couverts végétaux dans des cultures pérennes (Kazakou et al., 2016), à une sélection de plantes

plus compétitives avec un plus faible potentiel d'acquisition des ressources au profit d'un investissement dans le maintien des organes supérieur.

2-2-1 Effets identifiés de la mise en place d'un couvert végétal sur la structure des communautés adventices

Les connaissances relatives à l'influence des couverts végétaux sur la structure des communautés adventices se limitent majoritairement à la période d'interculture. Elles convergent cependant dans une même direction : la mise en place d'un couvert végétal, quel que soit le travail du sol, diminue l'abondance des espèces adventices (Baraibar et al., 2018; Fisk et al., 2001; MacLaren et al., 2019). Si la composition du couvert et sa gestion peuvent jouer un rôle sur l'effet compétitif du couvert (Osipitan et al., 2019; Schappert et al., 2019), c'est majoritairement la biomasse du couvert qui impacte les communautés adventices (MacLaren et al., 2019). C'est également uniquement en présence d'un couvert avec une biomasse importante qu'une diminution de la richesse spécifique (Smith et al., 2015) ou de la diversité spécifique a été observée (Buchanan et al., 2016). D'après Halde *et al.*, (2017), pour obtenir un contrôle efficace du couvert sur la gestion des adventices, la biomasse de celui-ci doit être supérieure à 6 tonnes /ha.

En modifiant les stimuli nécessaires à la germination des adventices, la présence de résidus à la surface du sol entraine un décalage dans le temps de la période d'émergence de certaines des adventices (Alarcón Víllora et al., 2019; Scherner et al., 2017). Alors qu'Alarcón Víllora *et al.* (2019) ont constaté une émergence plus précoce des adventices, Scherner *et al.* (2017) ont quant à eux constaté au contraire un décalage contraire dans le temps, avec une réponse variable en fonction des espèces.

2-2-2 Effets identifiés de la mise en place d'un couvert sur la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés adventices

La contrainte que représente le couvert végétal peut en effet modifier la composition des communautés adventices. Bien que les effets décrits puissent différer entre les études (Shrestha et al., 2002; Swanton et al., 1999), la présence d'un couvert avec une biomasse importante peut empêcher les espèces les plus rares de s'exprimer (Smith et al., 2015). La réponse des adventices reste cependant fortement dépendante des espèces. En conditions contrôlées, Cordeau et al. (2015) ont montré que l'émergence de certaines espèces annuelles comme *Alopecurus myosuroides*, *Capsella bursa-pastoris*, *Vulpia myuros*, et *Veronica persica* était affectée par la présence d'un couvert.

2-3 *Augmentation de la diversité des régimes de perturbations ?*

Augmenter la diversité des cultures présentes dans une rotation revient en ACS, comme en agriculture conventionnelle, à augmenter le délai de retour des conditions optimales au développement des adventices (Cardina et al., 2002). En ACS, étant donné que les semences se trouvent majoritairement à la surface du sol et donc soumis à davantage à la prédation et aux conditions climatiques, on peut s'attendre à une diminution plus importante de la quantité de semences viables.

Les résultats concernant les effets de la diversification de la rotation sur la structure des communautés adventices convergent également entre les études. La diversification d'une rotation entraine généralement une réduction de l'abondance des adventices (Mahaut et al., 2019; Weisberger et al., 2019) et une augmentation de la diversité spécifique (Mahaut et al., 2019; Satorre et al., 2020). Cet effet est plus prononcé en l'absence de travail du sol (Weisberger et al., 2019). Plusieurs études soulignent un effet différent de la diversification des rotations sur la structure des communautés adventices en fonction de la culture (Doucet et al., 1999; Smith and Gross, 2007), pouvant être lié à une différence de la gestion chimique (Doucet et al., 1999).

Objectifs de la thèse

Dans ce manuscrit, afin d'apporter des éléments de compréhension sur les lacunes existantes présentées dans les chapitres 2 et 3, nous allons nous intéresser :

1. **À la manière dont les agriculteurs en ACS adaptent leurs pratiques à la gestion de la flore adventice**
2. **Et comment les communautés adventices répondent dans le temps, aux modifications des pratiques culturales induites par l'application de l'ACS.**

Ces deux points seront abordés successivement dans la partie 1 et 2 du document de thèse

Objectifs de la partie 1

Le chapitre 2 a mis en évidence que l'adoption de l'ACS pouvait, pour certains agriculteurs, représenter une contrainte importante. Au travers de la mise en application simultanée de ses trois principes, l'ACS modifie de nombreux paramètres et nécessite de la part des agriculteurs une technicité et des connaissances supplémentaires. Si l'ACS représente un système agricole à part entière et est diffusée de cette sorte par les groupes d'agriculteurs, il n'en reste pas moins que ses trois principes peuvent être applicables indépendamment de l'ACS (appliqués seuls ou de manière discontinue). C'est d'ailleurs principalement sous cette forme qu'ils ont été promus par la réglementation française et européenne. Dans le chapitre 6, nous allons donc identifier ce que représente l'adoption de l'ACS pour les agriculteurs. Plus précisément, nous allons regarder si les agriculteurs adoptent les trois principes de l'ACS simultanément, auquel cas cette adoption représenterait une modification importante de pratiques culturales ou bien si les principes de l'ACS sont mis en place de manière progressive.

⇨ **Chapitre 6 : La transition vers l'agriculture de conservation pour les agriculteurs**

Nous nous focaliserons ensuite, dans le chapitre 7, sur les adventices et leur gestion en ACS qui peut représenter un frein considérable à l'adoption de l'ACS pour certains agriculteurs (Bijttebier et al., 2018). Nous avons vu dans le chapitre 2 qu'en adoptant l'ACS les agriculteurs se privent volontairement de certains leviers de gestion efficaces pour contrôler la flore adventice. Si dans la littérature certaines études ont montré que les agriculteurs ajustaient leur utilisation du désherbage et pouvaient potentiellement solliciter d'autre leviers de gestions (couvert végétal, succession des cultures), peu d'études ont montré dans quelles mesures les agriculteurs en ACS utilisaient ces leviers pour gérer la flore adventice. Également, aucune étude n'a démontré si l'utilisation d'autres leviers (densité de semis, choix de la variété, désherbage localisé, etc.) était modifiée avec l'adoption de l'ACS.

Nous allons donc, en nous basant sur l'expérience d'agriculteurs en ACS, identifier les leviers de gestions qui sont utilisés par les agriculteurs et comment leur utilisation varie avec l'adoption de l'ACS.

⇨ **Chapitre 7 : Adaptation de la gestion des adventices avec l'adoption de l'agriculture de conservation**

Dans le chapitre 8, nous allons décrire de manière précise comment varient les modalités d'utilisation des leviers de gestion des agriculteurs en fonction de l'ancienneté en ACS sur les parcelles.

⇨ **Chapitre 8 : Variations des modalités d'utilisation des leviers de gestion des adventices avec l'ancienneté en agriculture de conservation ?**

Enfin nous terminerons cette partie en identifiant les changements de flore adventice qui résultent de l'adoption de l'ACS, tels que perçus par les agriculteurs.

Chapitre 9 : Les changements de flore perçus par les agriculteurs

Objectifs de la partie 2

La mise en place de l'ACS sur une parcelle entraine un changement important des pratiques culturales. En conséquence, par rapport à un système en agriculture conventionnelle, elle peut impacter l'assemblage des communautés adventices au travers de différents processus, qui peuvent potentiellement avoir un effet antagoniste. La revue de la littérature (chapitre 3) a mis en avant que, à ce jour, la plupart des études décrivant la réponse des communautés adventices à l'ACS reposent essentiellement sur la réponse des espèces à un ou deux des principes de l'ACS. Nous proposons donc, dans cette partie, de décrire les réponses des communautés adventices à l'adoption de l'ACS dans son ensemble, c'est-à-dire en considérant l'application simultanée de ces trois principes.

Nous allons dans un premier temps identifier les changements qu'induisent l'application de l'ACS sur la structure des communautés adventices du blé tendre d'hiver au travers d'indices globaux (richesse spécifique, diversité spécifique, abondance) (Figure 6). Pour cela, nous utiliserons dispositif synchronique couvrant un gradient d'application continue de l'ACS sur 20 années.

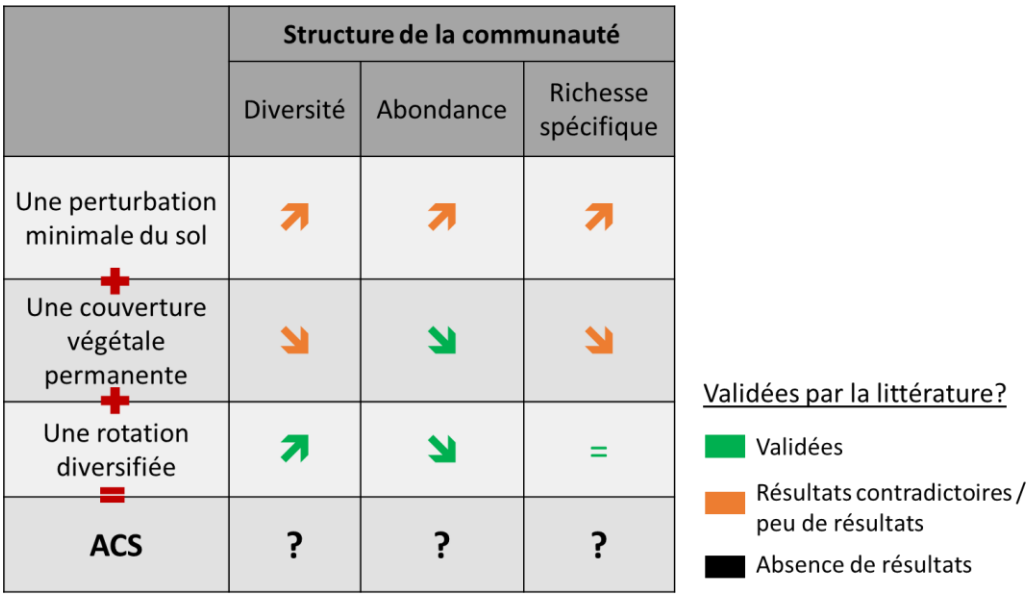


Figure 6 : Résumé de l'état des lieux des connaissances sur l'effet de l'ACS et de ses trois principes sur la structure des communautés adventices

⇨ **Chapitre 10 :** Diversité des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation

Basé sur le même dispositif synchronique, nous identifierons ensuite les changements induits par l'application continue de l'ACS sur la composition fonctionnelle des communautés adventices (Figure 7) du blé tendre d'hiver en utilisant dix traits fonctionnels et des indicateurs globaux (moyenne pondérée de la communauté, pourcentage des attributs).

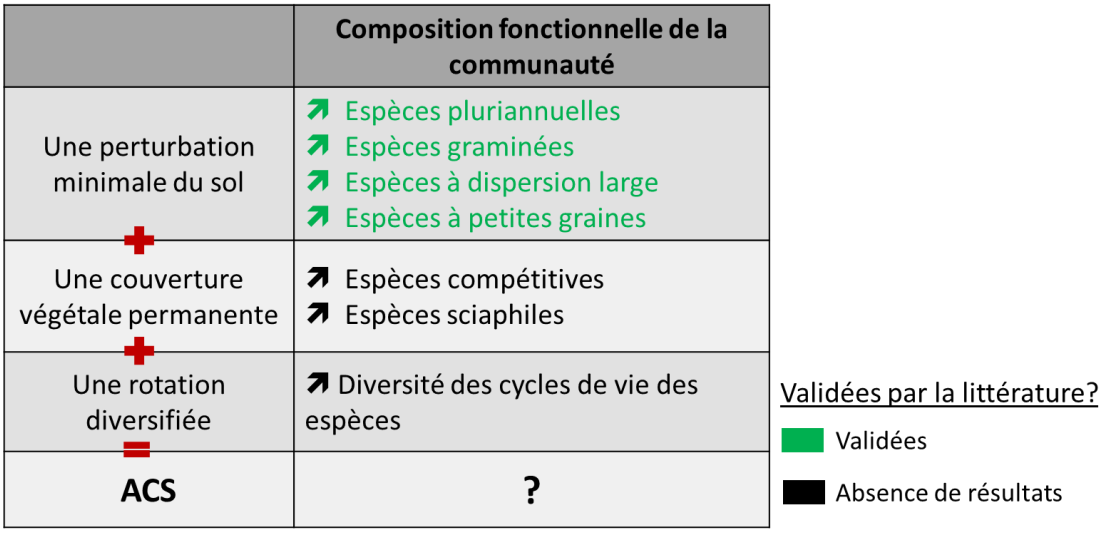


Figure 7 : Résumé de l'état des lieux des connaissances sur l'effet de l'ACS et de ses trois principes sur la composition fonctionnelle des communautés adventices

⇨ **Chapitre 11 :** Changements dans la composition fonctionnelle des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation

Les deux chapitres précédents analysent la réponse des communautés adventices sur une culture majeure : le blé tendre d'hiver. De nombreuses études, en agriculture conventionnelle, ont montré que la culture via la date d'implantation est un facteur important dans l'assemblage des communautés adventices (chapitre 3). Dans le chapitre 12, nous allons vérifier la stabilité/concordance des résultats obtenus sur le blé tendre d'hiver, sur une autre culture : le soja (culture estivale).

⇨ **Chapitre 12 :** Une modification des processus d'assemblage similaire d'une culture à l'autre ?

Enfin, dans le chapitre 13, nous chercherons les espèces indicatrices des différentes phases (classes d'âges) pour les deux cultures étudiées. Ces espèces seront ensuite comparées à celles perçues comme les plus problématiques par les agriculteurs dans l'enquête nationale (Chapitre 9).

⇨ **Chapitre 13** : Des adventices particulières en fonction de l'ancienneté en agriculture de conservation ?

Matériels et méthode

Chapitre 4 : Acquisition de données et méthodes d'analyses

1 - Les dispositifs mis en place

Pour répondre à ces objectifs, deux dispositifs ont été mis en place dans le cadre de cette thèse : une enquête en ligne nationale et un réseau d'agriculteurs en ACS en Bourgogne-Franche-Comté. La partie 1 se basera sur des données issues de l'enquête en ligne nationale et sur des données issues du réseau de parcelles d'agriculteurs en ACS en Bourgogne-Franche-Comté. La partie 2 se basera uniquement sur des données issues des parcelles d'agriculteurs en ACS en Bourgogne-Franche-Comté.

1-1 *Enquête en ligne nationale*

Une enquête en ligne par questionnaire a été utilisée pour obtenir une description globale des modifications de pratiques induites par l'adoption de l'ACS chez les agriculteurs français. En axant l'enquête sur le territoire français, l'enquête couvre ainsi différentes conditions pédoclimatiques et socio-économiques. L'enquête par questionnaire (en ligne ou non) s'avère être une méthode permettant, à faible coût, de fournir une couverture temporelle et spatiale importante. Elle est donc communément utilisée pour capter la mise en place ou l'utilisation de certaines pratiques par les agriculteurs (Osten et al., 2007; Peigné et al., 2016; Storr et al., 2019). Elle présente cependant certains inconvénients, comme par exemple l'impossibilité de vérifier la validité des informations récupérées ou la localisation exacte des répondants.

1-1-1 Création et diffusion du questionnaire

Le questionnaire était centré sur une caractérisation agronomique et malherbologique de la transition à l'ACS, excluant de ce fait tout aspect social ou économique relatif à cette transition. Le questionnaire a été conçu à destination des agriculteurs/trices français/es en ACS (le terme « agriculteur » sera utilisé dans le reste du document). Il leur était demandé de répondre de manière représentative pour l'ensemble de leurs parcelles en ACS. Le questionnaire vise à répondre à trois objectifs principaux :

- Identifier les choix agronomiques réalisés par les agriculteurs pour adopter l'ACS.
- Identifier les modifications qu'apportent les agriculteurs à leur gestion des adventices en adoptant l'ACS
- Identifier les problèmes malherbologiques rencontrés en adoptant l'ACS.

Dans le questionnaire, intitulé « Adoption du semis direct sous couvert : quelles stratégies choisies par les agriculteurs pour la gestion des mauvaises herbes ? », le terme « semis direct sous couvert (SDSC) » a été utilisé plutôt que le terme « agriculture de conservation ». Dans cette enquête, le SDSC était défini comme étant « un système agricole avec une réduction quasi-totale du travail du sol et l'utilisation la plus large possible d'une couverture du sol vivante ou morte, temporaire ou permanente (couvert temporaire, couvert permanent, mulch) ».

L'outil Lime Survey (https://www.limesurvey.org/fr/) a été utilisé pour construire et diffuser le questionnaire. Au total, le questionnaire était composé de 69 questions dont la majorité étaient des questions fermées (choix unique, choix multiples). Il a été construit en trois parties principales qui correspondent à trois périodes différentes : la période précédant l'adoption de l'ACS **(Avant ACS)**, la ou les premières années en ACS **(Début ACS)** et le moment où l'agriculteur estime avoir atteint une gestion « maîtrisée » de la flore adventice dans son système **(ACS maîtrisée)**.

Le questionnaire complet était construit sous la forme suivante (Figure 8) :

- Dans une première partie (**Informations générales**) les agriculteurs devaient décrire de manière générale leur exploitation et leur transition vers l'ACS.
- Dans une seconde (**Avant ACS)** et une troisième partie **(Début ACS)**, il était demandé aux agriculteurs de décrire leur système agricole d'un point de vue agronomique et malherbologique. Le questionnaire ne faisait aucune distinction entre une transition récente ou plus ancienne de l'ACS. Par exemple, un agriculteur ayant adopté l'ACS dix ans auparavant devait décrire sa transition telle qu'il l'avait réalisée dix ans auparavant.
- L'accès à la partie **ACS maîtrisée** était contrôlé par une question (« Pensez-vous avoir déjà atteint une maîtrise durable de la gestion des adventices dans votre système ou votre système nécessite-t-il encore des améliorations ? »). Ainsi, une description agronomique et malherbologique supplémentaire du système agricole était demandée uniquement aux agriculteurs estimant avoir atteint une gestion maîtrisée de la flore adventice dans leur système.

- Enfin, dans une dernière partie (Point glyphosate), il était demandé aux agriculteurs de décrire leur utilisation actuelle (2018/2019) du glyphosate dans leur système.

Si une partie des informations agronomiques et malherbologiques demandées dans les parties **Avant ACS**, **Début ACS** et **ACS maîtrisée** était assez similaire (leviers utilisés pour gérer la flore adventice, espèces adventices problématiques), certaines questions étaient propres à chaque partie. Les questions et les réponses utilisées dans le document de thèse seront décrites plus précisément dans le chapitre 5.

Il était également donné l'opportunité aux agriculteurs ayant adopté puis abandonné l'ACS de s'exprimer. Cependant peu d'agriculteurs dans cette situation ont répondu à l'enquête.

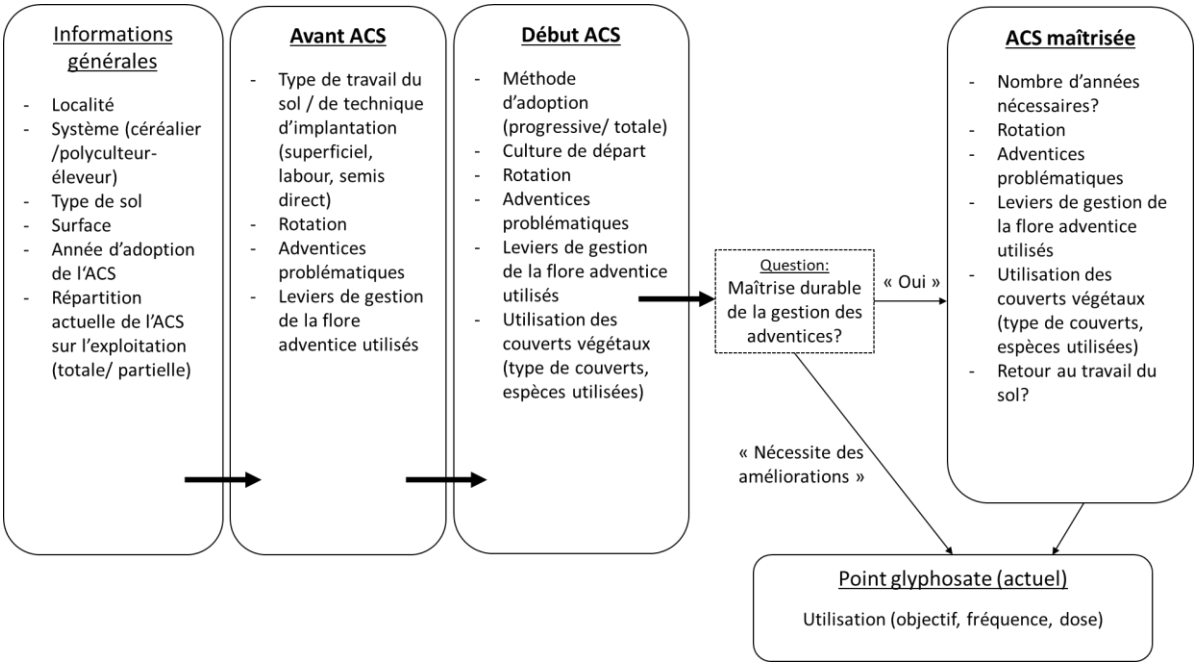


Figure 8 : Structure du questionnaire utilisé pour l'enquête nationale

Aucune information personnelle (adresse, nom, prénom, *etc*.) n'était demandée. Toutes les questions étaient facultatives, notamment celles de la partie « Point glyphosate **»**. Le temps nécessaire pour répondre au questionnaire était d'environ 15 à 20 minutes. Avant diffusion, le questionnaire a été validé par des conseillers techniques et des agriculteurs en ACS.

L'annonce du questionnaire a été effectuée au travers des responsables de réseaux d'agriculteurs en ACS (APAD, BASE, GIEE Du Sol Eau soleil, AOC Sols, Club AgroEcos, GIEE Magellan) ainsi que par les chambres d'agriculture et les partenaires du projet (Terres Inovia, Arvalis). Il a

également été diffusé *via* le réseau social Facebook. L'accès au questionnaire est resté actif pendant environ quatre mois du 9 novembre 2018 au 4 mars 2019.

1-1-2 Description générale des réponses obtenues de l'enquête nationale

Sur un total de 1167 connexions, 425 questionnaires complets ont été enregistrés et retenus pour les analyses. Parmi les agriculteurs ayant répondus (répondants), seuls 143 agriculteurs estimaient avoir atteint une maîtrise de la gestion de la flore adventice dans leur système et ont donc répondu à la dernière partie **ACS maîtrisée**. Les questionnaires retenus couvraient environ 49 500 hectares mais n'étaient pas uniformément réparties sur le territoire français (Figure 9). En effet, certains départements français n'étaient pas représentés et d'autre étaient surreprésentés, notamment la Côte d'Or et l'Aveyron. Différentes raisons peuvent expliquer cette répartition, comme une différence de participation à la diffusion du questionnaire entre les différents réseaux d'agriculteurs et/ou le fait que l'ACS soit aussi inégalement répartie sur le territoire français (Schaller, 2013).

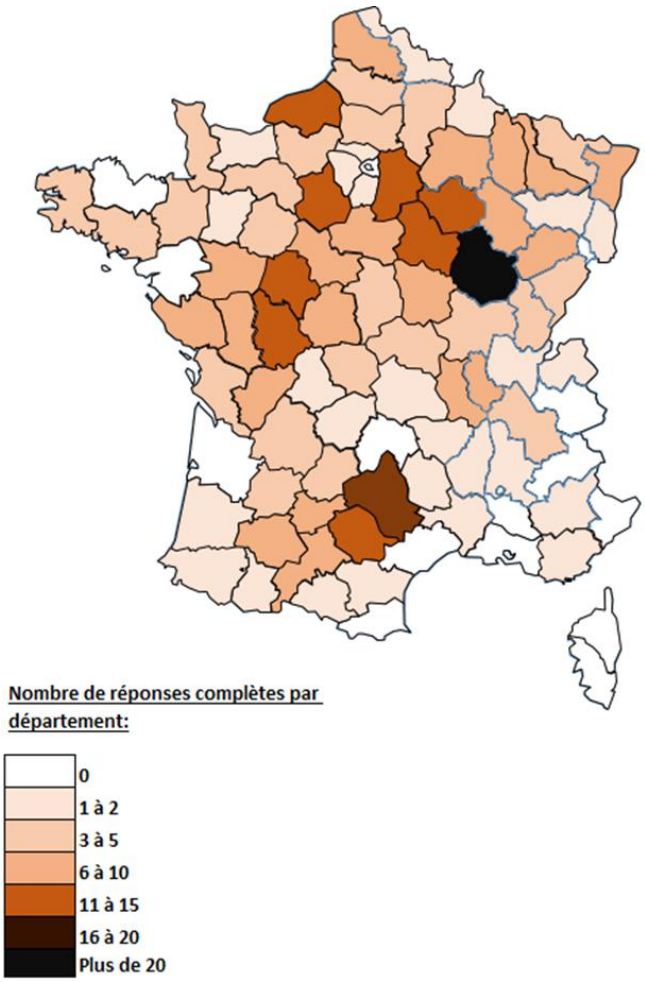


Figure 9: Nombre de questionnaires complets pour les différents départements de France métropolitaine

Cinquante-cinq pourcent des répondants sont des céréaliers et 45 % des polyculteurs-éleveurs. Si de nombreux types de sols étaient représentés, la majorité des exploitations se situaient sur des sols argilo-limoneux (94 exploitations), argileux (89) ou limoneux argileux (62). La première adoption a débuté en 1992, mais la moitié des transitions à l'ACS ont été réalisées par les agriculteurs après 2015 (Figure 10).

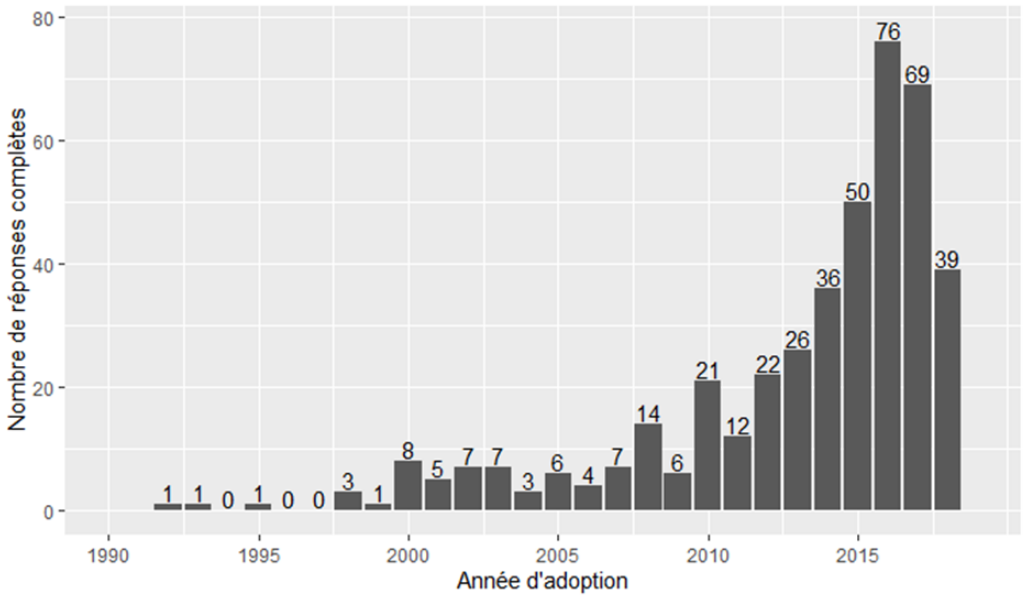


Figure 10 : Répartition des questionnaires complets en fonction de l'année d'adoption de l'agriculture de conservation

1-2 *Le réseau d'agriculteurs en Bourgogne-Franche-Comté*

Pour étudier les modifications qu'induit une application continue de l'ACS sur la flore adventice et sa gestion, il a également été décidé de se positionner à une échelle plus locale et d'utiliser des parcelles d'agriculteurs afin d'être aux plus proche des conditions réelles d'application de l'ACS. Le réseau de parcelles d'agriculteurs en ACS a été créé sous la forme d'un dispositif d'étude synchronique basé sur l'utilisation du nombre d'années en ACS durant lesquelles les agriculteurs ont appliqué simultanément les trois principes de l'ACS comme proxy de la durée d'application de l'ACS.

1-2-1 Création d'un réseau d'agriculteurs en agriculture de conservation

Pour cela, un réseau de 62 agriculteurs en ACS de la région Bourgogne-Franche-Comté (et du département de la Haute Marne) a été créé (Figure 11). Ces 62 agriculteurs ont été sélectionnés sur la base de leur adhésion stricte aux principes de l'ACS sur une centaine d'agriculteurs contactés Indépendamment de leur appartenance à un groupe ou une association d'agriculteurs et du type d'exploitation. Les agriculteurs retenus appartiennent à différents groupes ou associations

d'agriculteurs qui sont l'APAD Centre Est, le GIEE du Sol Eau Soleil, le GIEE Magellan, le club Agro Ecos et les chambres d'agriculture de la Haute Marne et de la Haute Saône. Sur les 62 agriculteurs, 27 possèdent un élevage sur leur exploitation.

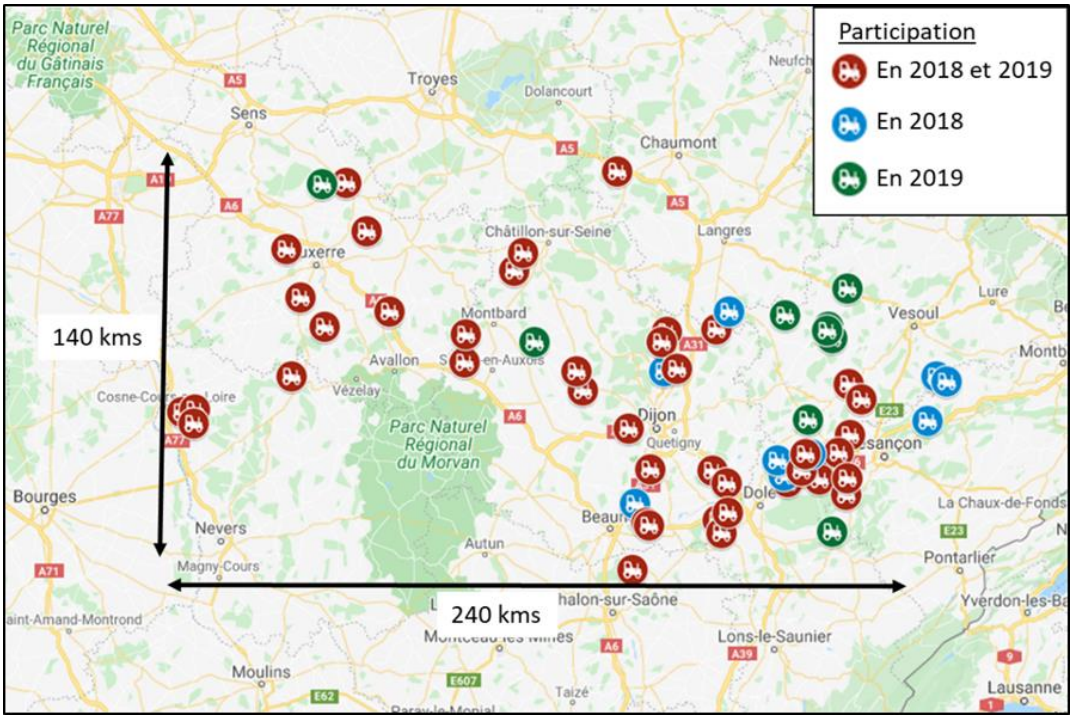


Figure 11 : Réseau d'agriculteurs en agriculture de conservation retenus pour les analyses

A partir de ce réseau d'agriculteurs, 176 parcelles en ACS ont été suivies, soit en 2018 (90 parcelles), soit en 2019 (86 parcelles) (Tableau 3). L'utilisation de deux années de prospection a été décidée dans une optique d'être le plus représentatif possible des conditions météorologiques présentes en Bourgogne-Franche-Comté. Bien que les années 2018 et 2019 se sont avérées être des années plus chaudes et sèches que les années précédentes, elles restent représentatives de la tendance au changement climatique observée sur le territoire français et sur la région Bourgogne-Franche-Comté.

Les parcelles suivies étaient soit cultivées en blé tendre (culture d'hiver) soit en soja (culture d'été). Le blé tendre a été choisi pour représenter les cultures d'hiver car c'est une culture très commune sur les exploitations qui se retrouve dans de nombreuses études. Ce sont 68 (2018) et 66 (2019) parcelles de blé tendre qui ont été suivies (Tableau 3). Le soja a été choisi pour représenter les cultures d'été même si ce n'est pas la culture d'été la plus utilisée dans la région. Elle a cependant été préférée au maïs qui aurait pu potentiellement avoir un effet différent sur les communautés

adventices en fonction de son objectif de production (grain ou ensilage). Vingt-deux parcelles de soja ont été suivies en 2018 et vingt en 2019 (Tableau 3).

Tableau 3 : Nombre de parcelles suivies au cours des deux années et pour les deux cultures.

Année de suivi	Blé tendre d'hiver	Soja	**Total**
2018	68	22	**90**
2019	66	20	**86**
Total	**134**	**42**	**176**

Le nombre d'années en ACS a constitué un critère de sélection important des parcelles pour créer le dispositif synchronique. Ainsi les 134 parcelles de blé tendre ont été sélectionnées pour couvrir au mieux l'ancienneté en ACS des agriculteurs présents dans le réseau (de 1 à 21 ans) (Tableau 4). La distribution des parcelles n'est pas uniformément répartie en fonction de la durée en ACS mais résulte d'une diffusion progressive de l'ACS en France, les agriculteurs avec le plus d'ancienneté en ACS étant les moins nombreux. Les 42 parcelles de soja ont initialement été sélectionnées pour représenter les systèmes en ACS depuis plusieurs années (6 ans minimum). Il s'est avéré par la suite, que la culture du soja n'était que faiblement utilisée dans les premières années en ACS.

Ce dispositif synchronique a l'avantage de permettre d'étudier, à un instant donné (donc dans des conditions climatiques identiques), l'effet cumulé dans le temps de l'adoption de l'ACS. Il peut cependant potentiellement masquer des différences de trajectoires en fonction des agriculteurs, qui pourraient par exemple être induites par une transmission de connaissances des agriculteurs les plus expérimentés aux agriculteurs ayant récemment adopté l'ACS. Nous avons, lors de la sélection des parcelles fortement insisté sur le caractère continue de l'ACS. Cependant, post prospection, il s'est avéré que 8 parcelles de blé tendre (6 %) et 3 parcelles de soja (7 %) avaient été retravaillées superficiellement une fois depuis l'adoption de l'ACS (2 parcelles avec strip-till, 9 parcelles avec un passage superficiel d'un déchaumeur).

Tableau 4: Répartition des parcelles en fonction de l'ancienneté en agriculture de conservation

	Nombre d'années en agriculture de conservation																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Blé tendre	17	18	18	12	13	9	6	6	6	11	4	3	2	3	1	2	0	1	0	1	1
Soja						3	2	3	6	8	3	4	3	1	2	2	1	0	0	2	2

Enfin, la sélection des parcelles a également tenu compte du nombre de parcelles par agriculteurs et du type de sol. Pour éviter un effet « agriculteur » le nombre de parcelles sélectionnées par agriculteur a été fixé à un maximum de 2 parcelles par culture et par an. La sélection appliquée sur

les sols a seulement été utilisée pour exclure les sols peu représentatifs de la région comme par exemple les sols sableux.

1-2-2 Protocole de relevé de flore

Sur les parcelles sélectionnées, des relevés de la flore adventice levée ont été effectués. Un protocole basé sur un parcours avec une estimation visuelle a été privilégié plutôt qu'une utilisation de comptage sur des quadrats. Des résultats préliminaires au projet de thèse ont démontré que cette méthode s'avérait être un bon compromis en termes de rapport informations recueillies/contraintes techniques/temps et être plus adaptée au suivi d'un grand nombre de parcelles et à l'estimation de la diversité totale d'adventices présentes sur une parcelle.

Les relevés de flore ont été effectués sur chaque parcelle dans une zone de 40 x 50 m décrite comme représentative de la flore adventice par chaque agriculteur. Une distance minimale de 20 m avec la bordure des parcelles a été conservée afin d'atténuer tout effet potentiel de la bordure. Chaque relevé de flore sur la zone de 2000 m^2 a été effectué simultanément par deux personnes sur une durée de 30 à 40 minutes par parcelle. Le parcours suivi dans chaque zone correspondait à un parcours en W.

Chaque plante vue sur le parcours a été identifiée à l'échelle de l'espèce à l'aide de la flore de Jauzein (1995) et nommée en utilisant le référentiel taxonomique TAXREF version v13 (Gargominy et al., 2019). Pour certaines plantes, observées à un stade trop précoce pour être identifiées ou ne présentant pas de critère distinctif, une identification au niveau du genre a été utilisée. L'abondance des espèces a été estimée selon une note d'abondance proposée par Barralis (1976) légèrement modifiée. Les notes suivantes ont été attribuées : la note [1] pour les espèces vues moins d'une fois par m^2 sur le parcours, la note [2] pour les espèces avec des densités de 1 à 2 plantes/m^2, la note [3] pour celles ayant des densités de 3 à 10 plantes/m^2, la note [3,5] de 10 à 20 plantes/m^2, la note [4] de 21 à 50 plantes/m^2, et la note [5] de 51 à 60 plantes/m^2. La note finale est validée après concertation des deux observateurs. Une note [+] était attribuée à toute plante trouvée une seule fois sur la zone de 2000 m^2.

Aucune espèce dépassant 60 plantes par m^2 n'a été observée sur les parcelles et la majorité des espèces étaient représentées par des notes d'abondance faibles (Figure 12).

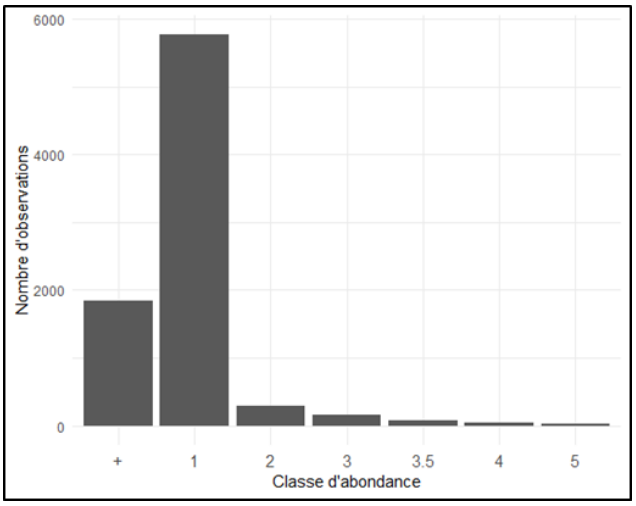


Figure 12: Nombre de valeurs par note d'abondance sur l'ensemble des relevés de flore

Pour chaque espèce, nous avons également estimé le pourcentage d'individus ayant atteint l'un des 4 stades de développement suivant : germination, stade végétatif, floraison, fructification.

Afin d'obtenir une vision globale de la flore levée présente dans les parcelles en ACS, plusieurs relevés ont été effectués au cours du cycle de la culture (Figure 13). Pour les parcelles en blé tendre, les relevés de flore ont été réalisés en mars (reprise de végétation du blé tendre, avant les derniers traitements herbicides), en juin (avant récolte) et en septembre (interculture). Le troisième relevé de flore (interculture) n'a été réalisé que sur les parcelles où l'interculture était assez longue (avant semis de céréales ou de cultures de printemps), soit sur 100 des 134 parcelles de blé tendre. Sur les parcelles de soja, la période d'interculture post-récolte du soja étant trop courte (suivie par le semis d'un blé tendre), seules deux relevés de flore ont été effectués : en mai (stade végétatif du soja, post semis pour quelques parcelles) et en août (avant récolte). Chaque campagne de relevés de flore (mars, mai, juin, août, septembre) a été effectuée en moins de dix jours afin de limiter une potentielle évolution de flore entre le premier et le dernier relevé.

Sur chaque relevé, une estimation du pourcentage de la couverture végétale (culture, couverts, résidus) à la surface du sol a été estimée. Cette estimation est réalisée par la même personne sur l'ensemble des relevés afin d'éviter un potentiel biais dans l'estimation.

Pour certaines espèces, l'identification a été précisée en fin de campagne, notamment pour les espèces pluriannuelles moins communes sur les parcelles agricoles. Ainsi, une espèce identifiée au genre lors d'un premier relevé par manque de critère distinctifs (ex. *Malva sp.*) pouvait, lors d'un relevé ultérieur sur la même zone, être identifiée à l'espèce (ex. *Malva alcea*, *Malva moschata*, *Malva sylvestris*).

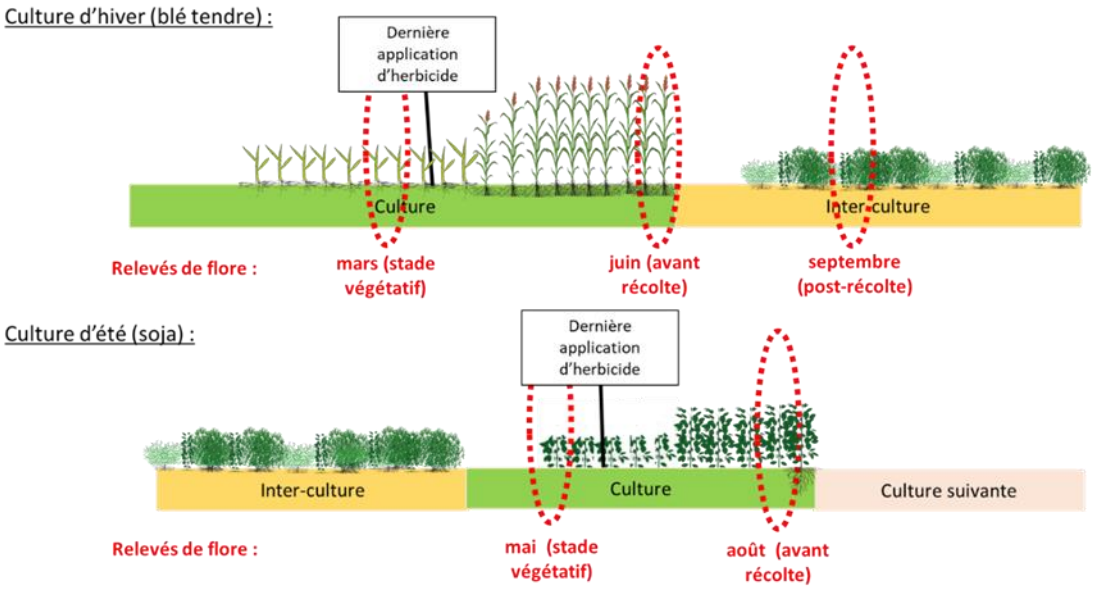


Figure 13 : Périodes de relevés de flore en fonction des cultures

1-2-3 Récupération des itinéraires techniques

Pour chaque parcelle, l'itinéraire technique effectué sur la zone de 2000 m^2 a été obtenu auprès des agriculteurs *via* une enquête en ligne. Les questions utilisées concernaient :

- Des informations générales sur la parcelle : année d'adoption de l'ACS, dernier travail du sol, influence d'une activité d'élevage sur la parcelle, profondeur de sol, type de semoir utilisé majoritairement.

- Des informations sur les années précédant la culture prospectée : nombre de grandes familles de cultures dans la rotation, nombre de cultures estivales sur les cinq dernières années, précédent cultural, type de couvert utilisé en interculture, détails des opérations de désherbage (date, doses, produits) dans l'interculture précédant le semis de la culture.

- Des informations plus précises sur la culture prospectée : date de semis, densité de semis, variété utilisée, fertilisation, détails des opérations de désherbage (date, doses, produits).

- Des informations sur l'interculture suivant la culture prospectée (si présente) : type de couvert, détails des opérations de désherbage (date, doses, produits)

Les itinéraires techniques ont pu être récupérés sur 172 des 176 parcelles.

1-2-4 Analyses de sols

Enfin, sur chaque parcelle, l'horizon de surface du sol (0-10 cm) a été analysé. Les prélèvements ont été effectués aléatoirement sur les 2000 m^2 soit en décembre, soit en mars à l'aide d'une tarière de 3 cm de diamètre. Sur chaque parcelle, 14 prélèvements par carottage couvrants la zone échantillonnée pour la flore ont été prélevés, séchés (4 à 5 jours à une température < 40°C), mélangés puis envoyés au laboratoire d'analyses des sols d'Arras (LAS : https://www6.hautsdefrance.inrae.fr/las). Les mesures réalisées concernent la granulométrie, le carbone organique (g/kg), l'azote total (g/kg), le calcaire total (g/kg), la matière organique (g/kg) et le pH (pH eau et pH KCl). Toutes les analyses ont été réalisées selon des protocoles standards disponibles sur le site du LAS (https://www6.hautsdefrance.inrae.fr/las/Methodes-d-analyse).

2 - Analyses des données : Liste des méthodes utilisées dans la thèse

Les méthodes utilisées pour analyser les données sont présentées dans les différents articles ou chapitres. Cette section résume les choix effectués et les approches développées pour répondre aux différentes questions abordées dans ce mémoire.

2-1 *Indicateurs écologiques et tests univariés*

2-1-1 Les indicateurs écologiques

La description des communautés est basée sur des indicateurs régulièrement utilisés :

- Richesse spécifique (S) : le nombre de taxons/espèces observées à l'échelle de la parcelle, d'une culture ou d'un réseau de parcelles ;
- Diversité de Shannon (H') : elle est définie à partir de la formule $-H' = -\sum_i^S p_i \log(p_i)$, avec p_i, l'abondance relative de l'espèce i ($p_i = \frac{n_i}{N}$)
- La diversité de Simpson (D) : elle est définie par la formule $D = \sum_i^S p_i^2$
- L'équitabilité (J) comme le rapport de la diversité de Shannon à la diversité maximale obtenue par $\log(S)$: $J = \frac{H\prime}{\log(S)}$

L'abondance est obtenue à partir de la transformation des notes d'abondance. Pour chaque note d'abondance, la valeur de densité retenue est le centre de classe (Tableau 5).

Tableau 5 :Transformation des classes d'abondance en densité (sur 2000 m^2)

Note	**Plage**	**Densité sur 2000 m^2**
[1]	< 1 plante/m^2	1000
[2]	1 à 2 plantes/m^2	3000
[3]	3 à 10 plantes/m^2	13 000
[3,5]	11 à 20 plantes/m^2	31 000
[4]	21 à 50 plantes/m^2	71 000
[5]	50 à 60 plantes/m^2	11 0000
[+]	1 plante sur 2000 m^2	1

2-1-2 L'indicateur IndVal

La recherche d'espèces indicatrices utilise la méthode IndVal (Dufrêne and Legendre, 1997). Cette méthode utilise l'information contenue dans un tableau de données du type Sites x Espèces et une variable de classification permettant de grouper les sites en g groupes. Chaque site n'appartient qu'à un seul groupe h.

Pour chaque espèce i, elle calcule deux quantités :

- la première, $A_{i,h}$, appelé spécificité (*specificity*) est définie comme le rapport de l'abondance moyenne de l'espèce i dans le groupe h et de la somme des abondances moyennes de la même espèce i sur l'ensemble des groupes

- la seconde, $B_{i,h}$, appelée fidélité (*fidelity*), rend compte de la fréquence d'occurrence de l'espèce i dans le groupe h. Le minimum, 0, est obtenu lorsque l'espèce i est absente du groupe h et la valeur maximale, 1, est obtenue lorsque l'espèce est présente sur chacun des sites du groupe h.

La valeur de l'indice est le produit des 2 quantités : $IndVal_{i,h} = A_{i,h} \times B_{i,h}$. La valeur indicatrice de l'espèce i sur une classification donnée et définie comme la plus grande valeur $IndVal_{i,h}$ sur l'ensemble des groupes h.

2-1-3 La transformation clr : centered log-ratio

Cette transformation porte sur les données compositionnelles, c'est-à-dire les données sujettes à une contrainte sur la somme, comme par exemple, les pourcentages ou les proportions. Pour ce type de données, les méthodes classiques ne sont pas adaptées et on doit les transformer. La transformation clr, permet ensuite l'utilisation des méthodes standards.

La transformation consiste à remplacer les proportions comme le logarithme du rapport d'une proportion x_i à la moyenne géométrique des proportions $g(x)$:

$$clr(x_1) = \log\frac{x_1}{g(x)}, clr(x_2) = \log\frac{x_2}{g(x)}, \quad clr(x_i) = \log\frac{x_i}{g(x)}$$

2-1-4 Les tests

La description d'une variable qualitative par une autre variable qualitative peut de faire à partir d'un test du χ^2. Dans ce test, on rejette l'hypothèse d'association pour des probabilités critiques supérieures à 0,05.

Pour décrire une variable qualitative à partir d'une variable quantitative, on a utilisé une statistique (vtest) basée l'écart entre la moyenne des individus appartenant à une modalité particulière de la variable qualitative ($\overline{x_q}$) et la moyenne sur tous les individus ($\bar{x}$) pondéré par une quantité dépendante des effectifs globaux et de la modalité. On peut associer une probabilité à cette valeur-test et rejeter l'hypothèse nulle d'égalité de la moyenne de la modalité et de la moyenne globale lorsque cette probabilité est supérieure à 0,05.

La relation entre 2 variables quantitatives, utilisent soit le coefficient de corrélation sois la régression dite « robuste » moins sensible aux valeurs extrêmes.

2-1-5 Les Community Weighted Mean (CWM)

L'analyse des traits au niveau de la communauté a été fait à partir soit des moyennes pondérées lorsque le trait est quantitatif, soit sous la forme de distribution de valeurs de type proportion. Ainsi, pour une communauté donnée, la moyenne pondérée est obtenue en sommant le produit de la valeur du trait pour les différentes espèces présentes par leur abondance et en divisant ce produit par l'abondance totale.

Pour les traits qualitatifs, la distribution des traits entre les différentes modalités est obtenue comme le rapport de l'abondance des espèces présentant la modalité sur l'abondance totale. Pour un trait particulier, la somme des proportions sur l'ensemble des modalités est égale à 1 (ou 100 si pourcentage). Ces données correspondent à des données compositionnelles (Coda).

2-2 *Analyses multivariées*

Les différences entre les parcelles sur la base de la composition taxonomique ou entre les espèces sur la base des traits peuvent être étudiées et mesurées par des indices de distance ou de dissimilarité. A partir des matrices de distances/dissimilarité obtenues ont réalisé plusieurs types d'analyses dont les principales sont : la classification ou l'ordination.

2-2-1 Les méthodes d'ordinations

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons utilisé les méthodes d'ordination suivantes :

- Analyse des correspondances multiples (ACM, *MCA*) : tableau de variables qualitatives
- Analyse Factorielle Mixte des Données (AFDM, FAMD) : tableau de variables qualitatives et quantitatives
- Analyse de Composantes Principales (ACP, *PCA*) : tableau de variables quantitatives
- Analyse en Coordonnées Principales (ACoP, *PCO*) : matrice de distances obtenues à partir de différents indices.

2-2-2 La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La classification des parcelles ou des espèces nécessite le calcul d'une matrice de distance/dissimilarité suivie d'un algorithme permettant la construction d'un arbre ou dendrogramme. Plusieurs distances ou indices de dissimilarité ont été utilisées en fonction de la nature des variables disponibles.

- L'indice de Jaccard a été utilisé pour les variables binaire (présence/absence)
- L'indice de Bray & Curtis a été utilisé pour les variables d'abondance
- La distance euclidienne a été utilisée pour les variables continues

Les arbres ont ensuite été construits avec l'algorithme de Ward (et consolidés avec l'algorithme des k-means). La Figure 14 résume les étapes réalisées pour faire ces analyses.

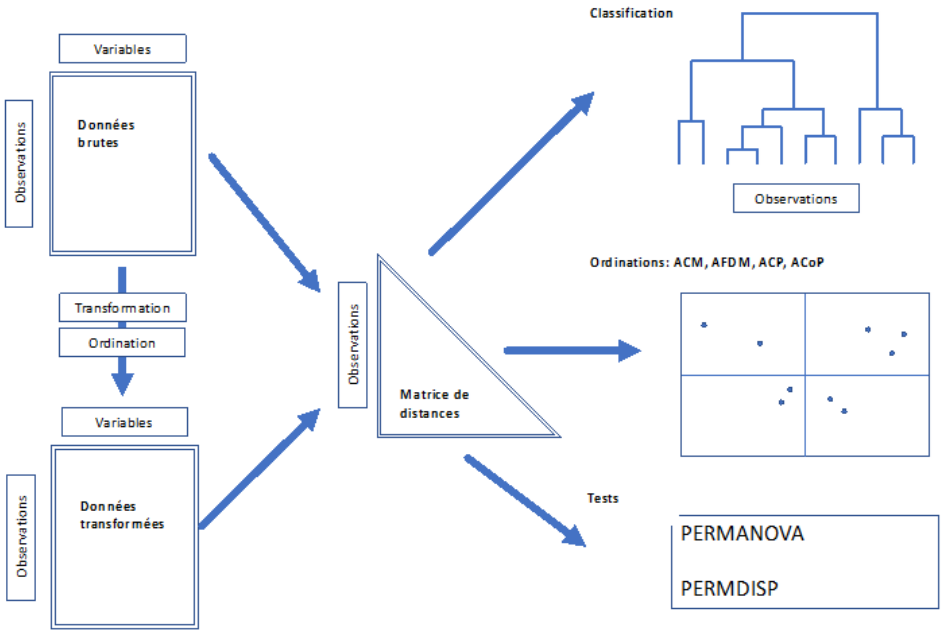


Figure 14 : Méthodes utilisées dans le cadre de cette thèse

2-3 *Les méthodes de permutations*

2-3-1 PERMANOVA

La méthode proposée par Anderson (2001) et McArdle and Anderson (2001) permet d'analyser la réponse simultanée d'une ou plusieurs variables à expliquer à une ou plusieurs variables explicatives. Elle est basée un modèle d'analyse de variance obtenu à partir d'une matrice de distance ou de dissimilarité et utilise des méthodes de permutation pour obtenir les probabilités critiques (Pvalue).

2-3-2 PERMDISP

La méthode proposée par Anderson (2006) permet de tester l'homogénéité des dispersions de nuages de points multivariés obtenus à partir de matrice de distance ou de dissimilarité. La méthode est une extension multivariée du test de Levene. Elle utilise une statistique pour comparer (entre différents groupes) les distances dans un espace multidimensionnel entre les observations et le centroïde de leur groupe. Le test utilise des méthodes de permutation pour obtenir les probabilités critiques (Pvalue).

Chapitre 5 : Présentation des jeux de données utilisés

1 - Jeux de données issus de l'enquête nationale

1-1 *Jeu de données 1 : Adoption de l'agriculture de conservation*

Le jeu de données 1 contient 425 réponses d'agriculteurs à dix-huit questions de l'enquête nationale. Les questions utilisées se focalisent uniquement sur le moment où l'ACS a été adoptée par les agriculteurs. Il regroupe donc toutes les questions en rapport avec les trois principes de l'ACS (travail du sol/ type d'implantation avant l'adoption, mise en place d'un couvert végétal avant l'adoption, changement de rotation) ainsi que des questions plus techniques relatives à cette adoption (culture de départ, type de couvert utilisé, espèces utilisées en couvert). La liste regroupant les questions et les réponses possibles utilisées pour ce chapitre est disponible en tant que matériel supplémentaire de l'article 1 sur le lien suivant : https://www.cahiersagricultures.fr/articles/cagri/olm/2020/01/cagri190203/cagri190203.html.

1-2 *Jeu de données 2 : Leviers de gestion de la flore adventice*

Dans l'enquête nationale, il était demandé aux agriculteurs d'indiquer les leviers utilisés pour gérer la flore adventice pour la période **Avant ACS**, **Début ACS** et **ACS maîtrisée**. L'utilisation de 16 leviers de gestion de la flore adventice est donc décrite dans ce jeu de données (Tableau 6). Les leviers de gestion liés à une opération de travail du sol (désherbage mécanique, labour, déchaumage superficiel, faux semis) sont présents uniquement pour la période **Avant ACS**. Le reste des leviers est commun aux trois périodes. Pour la majorité des variables, les valeurs sont binaires et correspondent à l'utilisation (Oui) ou à la non-utilisation (Non) du levier pour gérer la flore adventice.

Tableau 6: Leviers de gestion de la flore adventice présents dans le jeu de données 2

Levier de gestion	**Réponses possibles**
Leviers de gestion communs à **Avant ACS**, **Début ACS** et **ACS maîtrisée**	
Date de semis	Oui/ Non
Densité de semis	Oui/ Non
Ecartement des rangs	Oui/ Non
Type de rotation	Oui/ Non
Alternance de cultures de printemps/ hiver	Oui/ Non
Couvert végétal	Oui/ Non
Choix variétal	Oui/ Non
Association (plante compagne, culture associée)	Oui/ Non
Gestion chimique	Chimique pré-levée majoritairement/Chimique post-levée majoritairement/ Chimique pré et post-levée
Désherbage chimique en interculture	Oui/ Non
Gestion spécifique des extérieurs	Oui/ Non
Gestion spécifique des taches d'adventices	Oui/ Non
Leviers de gestion spécifiques à la période **Avant ACS**	
Désherbage mécanique	Oui/ Non
Labour	Oui/ Non
Déchaumage	Oui/ Non
Faux semis	Oui/ Non

Pour ce jeu de données, une variable supplémentaire a aussi été construite. La variable comptabilise le nombre de leviers de gestion utilisés par les agriculteurs pour gérer la flore adventice. Elle comprend trois valeurs possibles :

- « Peu de leviers » : moins de 4 leviers utilisés
- « Quelques leviers » : entre 5 et 8 leviers utilisés pour la période **Avant ACS**, entre 5 et 7 leviers utilisés pour **Début ACS** et **ACS maîtrisée.**
- « Beaucoup de leviers » : plus de 8 leviers utilisés pour la période **Avant l'ACS**, plus de 7 leviers utilisés pour **Début ACS** et **ACS maîtrisée.**

Toutes les réponses des agriculteurs n'ont pas été retenues dans ce jeu de données. Les agriculteurs en agriculture biologique (« Aucune gestion chimique ») présents en minorité ont été exclus. Les agriculteurs estimant maîtriser leur gestion des adventices mais qui ont retravaillé le sol ont également été exclus. Ainsi 413 réponses sont disponibles pour la période **Avant ACS**, 411 pour la période **Début ACS** et 126 pour la période **ACS maîtrisée**. Le jeu de données ainsi que la description des questions utilisées sont disponibles sur le lien suivant : https://doi.org/10.15454/WABMVG

1-3 *Jeu de données 3 : Adventices problématiques*

Le jeu de données 3 décrit, pour les trois périodes de l'enquête en ligne (**Avant l'ACS**, **Début ACS**, **ACS maîtrisée**), les trois à cinq espèces adventices les plus problématiques ou les plus fréquentes. La question était posée sous la forme d'une liste déroulante proposant certaines espèces. Une case « Autres » était également accessible pour les agriculteurs qui souhaitaient ajouter d'autres espèces. 425 réponses d'agriculteurs décrivent les adventices problématiques pour les périodes **Avant ACS** et **Début ACS.** 143 réponses décrivent les adventices problématiques pour la période **ACS maîtrisée.**

2 - Jeux de données issus du réseau d'agriculteurs en Bourgogne-Franche-Comté

2-1 *Jeu de données 4 : leviers de gestion de la flore sur 130 parcelles de blé tendre*

Le jeu de données 4 contient 11 variables qui décrivent les modalités d'application de certains leviers de gestion sur 130 parcelles de blé tendre appartenant à 56 agriculteurs différents. Les variables utilisées sont soit des variable directement issues ou construites à partir de la récupération des itinéraires techniques (9 variables) soit des variables récupérées lors des relevés de flore (2 variables).

Les leviers de gestion utilisables au travers du principe de la diversification de la rotation sont représentés par deux variables : le nombre de grandes familles de cultures présentes dans la rotation (« Nombre de grandes familles de cultures ») et le nombre de cultures estivales présentes sur la parcelle sur les cinq dernières années (« Nombre de cultures estivales »). Dans le questionnaire fourni aux agriculteurs, les différentes familles de cultures proposées (céréale à paille, culture oléagineuse, maïs, légumineuse et prairie temporaire) étaient issues des enquêtes sur les pratiques culturales adressées aux agriculteurs (https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/). Bien que la catégorie « prairie temporaire » était disponible, nous nous sommes assurés que toutes les parcelles de blé tendre suivies aient été précédées par des cultures annuelles depuis au minimum quatre ans. Les informations portant sur les grandes familles de cultures ne permettent pas de rentrer dans le détail des cultures qui les composent. La grande famille « céréale à paille » peut par exemple regrouper, entre autres, du blé tendre (*Triticum aestivum*), du blé dur (*Triticum durum*), de l'orge (*Hordeum vulgare*) ou de l'avoine (*Avena sativa*) et cela sans référence à la période d'implantation de la culture (certaines céréales pouvant être implantées à l'automne et au printemps). L'utilisation de ces deux variables peut cependant entrainer un léger biais pour les parcelles en ACS depuis moins de quatre ans puisque la période prise en compte repose sur les cinq années précédentes.

Les variables concernant les leviers de gestion chimique des adventices ont été construites à partir des informations fournies par les agriculteurs sur les opérations de désherbage de l'interculture précédente (c'est-à-dire de la récolte du précédent cultural) au printemps. Les Indicateurs de Fréquences de Traitement phytosanitaire (IFT) utilisés concernent uniquement les herbicides et ont été calculés en prenant pour référence la dose maximale homologuée d'utilisation de chaque produit. L'« IFT total » regroupe toutes les opérations de désherbage. L'« IFT interculture », l'« IFT avant hiver» et l'« IFT printemps » se basent respectivement sur les produits appliqués en traitement général en préparation du semis de la culture, sur les produits homologués sur le blé tendre appliqués avant l'hiver et sur ceux appliqués dès la sortie de l'hiver (Figure 15). Le nombre de passages et la diversité de modes d'action utilisée, de l'interculture au printemps, sont représentés par les variables « Nombre de passages » et « Nombre de groupes HRAC ». Le nombre de passages représente le nombre de dates différentes à laquelle un désherbage a été effectué.

L'utilisation de produits non sélectifs (à base de glyphosate) et de produits sélectifs à spectre large représentent une part conséquente du désherbage (72,8 % de l'IFT total) par rapport à l'utilisation de produits sélectifs destinés spécifiquement aux graminées (26,2 % de l'IFT total). La sélectivité des produits utilisés n'a donc pas été prise en compte dans pour ce jeu de données.

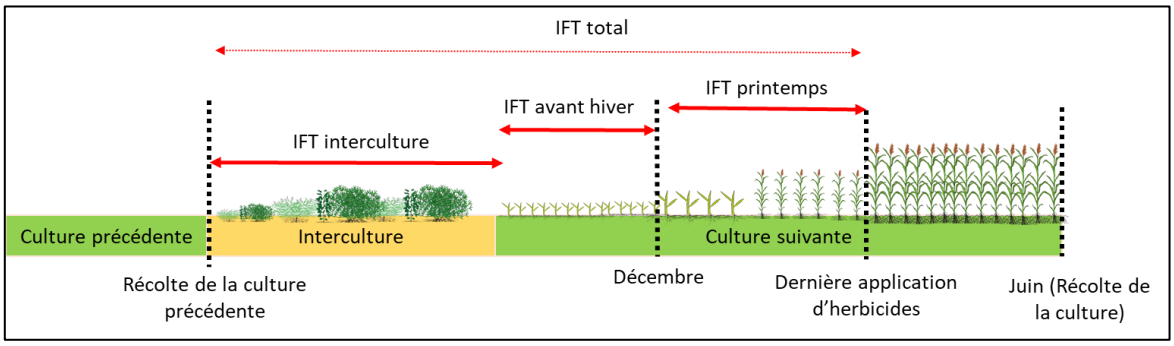


Figure 15 : Définition des différents Indicateurs de Fréquence de Traitements phytosanitaires calculés pour la culture du blé tendre

L'utilisation d'un couvert végétal comme levier de gestion durant l'interculture est représentée par la variable « type de couvert » qui décrit le type de couvert végétal en place durant l'interculture précédent la culture du blé tendre. Deux autres variables issues des relevés de flore (« Pourcentage de couverture mars » et du « Pourcentage de couverture juin ») représentant aussi le principe de la couverture du sol ont également été ajoutées au jeu de données. Ces deux variables ne représentent pas des leviers en soit mais sont le résultat d'une combinaison de leviers utilisés pour maximiser la

couverture du sol (gestion des résidus, densité de semis de la culture, choix de la variété, plantes compagnes, couvert permanent). Les deux variables décrivent le pourcentage de couverture de la surface du sol à deux moments : au stade végétatif du blé (mars) et avant la récolte du blé tendre (juin).

Les variables « précédent cultural » et le « type de rotation » (à partir de laquelle la variable « Nombre de grandes familles de cultures » a été construite) sont également présentes dans ce jeu de données.

2-2 *Jeux de données 5 et 6 : Adventices capables de se reproduire et/ou de se maintenir dans une culture de blé tendre (5) et dans une culture de soja (6)*

Le jeu de données 5 correspond aux données floristiques observées sur les parcelles de blé tendre. Sur les 130 parcelles initialement suivies, uniquement les 100 parcelles comprenant des données disponibles pour les trois périodes de relevés de flore (reprise de végétation, avant récolte, interculture) ont été conservées. Ces parcelles appartenaient à 53 agriculteurs différents et ont été suivies soit en 2018 (51 parcelles) soit en 2019 (49 parcelles). Pour ce jeu de données, une sélection des espèces a été effectuée.

2-2-1 Sélection des espèces

Dans ce jeu de données, toute espèce végétale se trouvant sur la parcelle sans y avoir été semée volontairement dans les deux années précédant le suivi de la parcelle a été considérée comme une adventice. Les espèces semées les deux années précédentes ont pu clairement être identifiées en utilisant des données récoltées sur les itinéraires culturaux (culture précédente, espèces de couvert végétal). Également toute espèce potentiellement utilisable en tant qu'espèce de couvert présente dans la ligne de semis du couvert végétal (durant l'interculture) sans y avoir été semée a été exclue et considérée comme une contamination du lot de semences du couvert végétal.

Dans ce document de thèse, nous avons posé l'hypothèse que les adventices ayant la capacité de se reproduire et/ou de se maintenir durant le cycle de la culture fournissent, par rapport à des espèces présentes occasionnellement, une meilleure explication aux changements induits par l'adoption de l'ACS sur les communautés adventices. De même, d'un point de vue malherbologique, cette hypothèse peut également être valable. Une adventice en capacité de se multiplier durant le cycle de la culture peut s'avérer problématique l'année où elle s'exprime mais aussi l'année suivante au travers des propagules produites.

Sur la base de cette hypothèse, ce jeu de données a été filtré pour ne conserver que les espèces capables de se reproduire et/ou de se maintenir durant le cycle de culture du blé tendre (de la reprise

de végétation à l'interculture). La sélection a été faite pour chaque espèce sur chaque parcelle en utilisant la période de relevé de flore (mars, juin, septembre), les pourcentages attribués à chaque stade de développement, la densité des adventices (centre des classes d'abondances) et le type biologique de Raunkiær (Raunkiær et al., 1934) :

- Pour les adventices thérophytes, c'est-à-dire uniquement capables de persister sur une parcelle sous la forme de semences, seuls les individus ayant le stade de floraison ou de fructification en mars, juin ou septembre ont été sélectionnés. Les individus d'une même espèce observés à différentes périodes de relevés de flore représentant potentiellement différentes cohortes, leur densité a été sommée pour obtenir une valeur unique par espèces par parcelle (exemple des espèces 1, 2 et 4 sur la Figure 16).

- Pour les autres types biologiques de Raunkiær (hémicryptophytes, géophytes, phanérophytes, chaméphytes), capables de se maintenir sur les parcelles plusieurs années ou de se reproduire (reproduction sexuée et asexuée), la sélection n'a pas été faite sur le stade de développement. Etant donné que les mêmes individus d'une espèce peuvent potentiellement être présents à plusieurs périodes de relevé de flore, il a été utilisé la densité moyenne des individus observés aux différentes périodes comme valeur pour chaque espèce (espèces 5, 6, 7 et 8 en Figure 16).

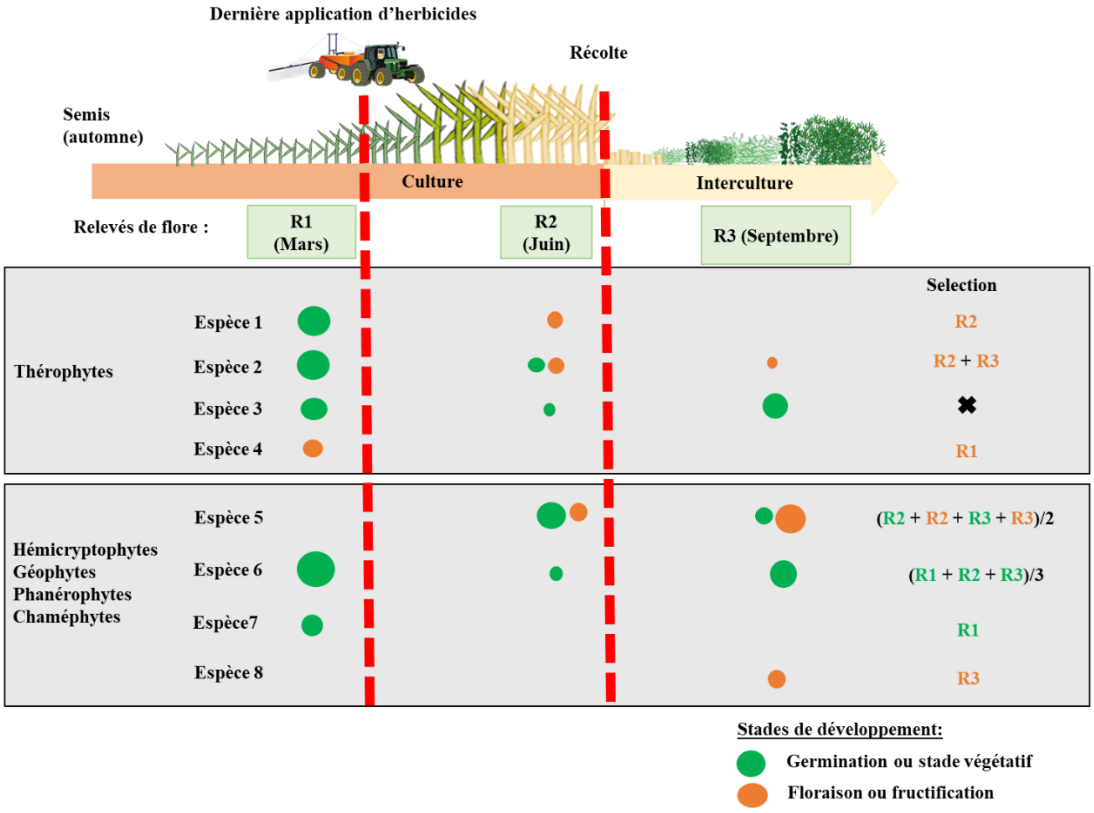


Figure 16 : Sélection des adventices capables de se reproduire et/ou de se maintenir durant le cycle de culture d'un blé tendre

Sur les 258 espèces initialement observées sur les parcelles, 31 espèces thérophytes n'ont jamais été trouvées au stade de floraison et de fructification et ont donc été sorties du jeu de données. De même, de nombreuses espèces, observées majoritairement au stade végétatif comme *Sonchus asper*, *Fallopia convolvulus*, *Geranium dissectum*, *Lapsana communis* ont vu leur abondance fortement diminuer. Deux-cent-vingt-sept espèces capables de se reproduire et/ou de se maintenir sur les 100 parcelles de blé tendre composent le jeu de donnée 5.

2-2-2 Traits de réponse utilisés

Chaque espèce présente dans le jeu de données est décrite par dix traits de réponse (Tableau 7). Ces traits ont été sélectionnés pour leur rôle clé dans la dynamique des adventices. Ils ont été choisis sur la base d'une liste de références de traits fonctionnels pour les adventices (Booth and Swanton, 2002; Gaba et al., 2017, 2014) et sur des articles liés à l'ACS ou aux systèmes sans travail du sol (Armengot et al., 2016; Trichard et al., 2013). Les valeurs manquantes ont été complétées par des recherches dans différentes flores et des avis d'experts. Pour les espèces identifiées au genre, les données ont été estimées sur la base des espèces les plus proches (même genre). Pour les arbres et

les arbustes, les valeurs des traits ont été choisies en fonction des espèces les plus communes sur la région (Bardet et al., 2008).

Tableau 7 : Traits de réponse utilisés dans le document de thèse

Trait de réponse	Type de données	Attribut ou unité de mesure	Raisonnement	Source
Classification de Raunkiær	catégorielle	Thérophyte, Hémicryptophyte, Géophyte, Chaméphyte, Phanérophytes	Réponse à l'absence de travail du sol	1 (2)
Longévité des semences dans le stock semencier	catégorielle	Transitoire (<1 an), court terme (1 à 5 ans), long terme (plus de 5 ans), transitoire - court terme, court terme - long terme, transitoire - long terme	Réponse à l'absence de travail du sol	3 (4)
Nombre de cotylédons	catégorielle	Eudicotylédone, Graminée	Réponse à la nature de la gestion chimique	5
Période de floraison	catégorielle	Toute l'année, Printemps, Printemps - été, Printemps - automne, Eté, Eté - automne	Réponse à la temporalité de la gestion chimique	5 (1)
Période de germination	catégorielle	Toute l'année, Printemps, Printemps - été, Eté, Automne – hiver, Automne- printemps, Automne et printemps, Hiver - printemps		6
Mécanisme de dispersion des semences	catégorielle	Aucun mécanisme, Anémochorie, Zoochorie, Autochorie	Capacité de colonisation	5
Indice d'Ellenberg (lumière)	catégorielle	4, 5, 6, 7, 8, 9	Réponse à la ressource lumière	5 (7,2)
Poids des semences	quantitative	mg	Réponse à l'absence de travail du sol	8 (3)
Surface foliaire spécifique	quantitative	$mm^2.mg^{-1}$	Réponse à la ressource lumière Réponse à la compétition	3 (4)
Teneur en matière sèche des feuilles	Quantitative	$mg.g^{-1}$		3 (4)

1 (Bardet et al., 2008); 2 (Bocci, 2015); 3 (Kleyer et al., 2008); 4 (Tavşanoğlu and Pausas, 2018); 5 (Julve, 1998); 6 (Mamarot and Rodirguez, 2014), 7 (Hill et al., 1999); 8 (Royal Botanic Gardens Kew, 2020)

Les détails qui ont été effectués lors de la sélection des traits sont présentés dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Détails sur la sélection des traits de réponse depuis les bases de données

Trait de réponse	**Détails de la sélection**
Classification de Raunkiær	Uniquement le type biologique majoritaire a été utilisé
Longévité des semences dans le stock semencier	La catégorie retenue en premier était la plus citée. Toute autre catégorie citée *a minima* par la moitié du nombre de citations de la première catégorie a été incluse.
Nombre de cotylédons	*Equisetum arvense* a été considéré comme une espèces eudicotylédone
Période de floraison	Automne (septembre à novembre), hiver (décembre à février), printemps (mars à mai); Été (juin à août)
Période de germination	
Mécanisme de dispersion des semences	La catégorie «zoochorie» inclut plusieurs mécanismes de dispersion (épizoochorie, dyszoochorie, endozoochorie et myrmécochorie). La catégorie "hydrochorie" a été remplacée par "Aucun mécanisme"
Poids des semences	Un seuil maximal a été fixé à 200 mg
Surface foliaire spécifique	Valeur médiane
Teneur en matière sèche des feuilles	

Le jeu de donnée 6 correspond aux données floristiques observées sur les parcelles de soja. Il a été construit de la même manière que le jeu de donnée 5, en se basant sur deux périodes de relevés de flore. 200 espèces capables de se reproduire et/ou de se maintenir ont été retrouvées sur les 42 parcelles de soja. Il contient également les mêmes traits de réponse que présentés précédemment.

Partie 1 : La transition vers l’agriculture de conservation pour les agriculteurs

Chapitre 6 : La transition vers l'agriculture de conservation pour les agriculteurs

1 - Introduction du chapitre

Nous avons vu dans le chapitre 2 que l'adoption de l'ACS pouvait potentiellement représenter pour les agriculteurs une modification importante de leur système agricole, notamment d'un point de vue technique (Labreuche, 2016; Labreuche et al., 2007; Soane et al., 2012). En effet, par rapport à un système en agriculture conventionnelle, l'ACS modifie de nombreux paramètres techniques et nécessite donc de la part des agriculteurs une modification importante de leur raisonnement (implantation des cultures, gestion des couverts et des résidus, gestion des adventices). L'une des solutions pour les agriculteurs pour réduire les modifications techniques qu'apporte l'ACS serait d'adopter progressivement les principes de l'ACS avant d'arriver à une application continue et simultanée de ces trois principes. C'est d'ailleurs sous la forme d'une construction progressive que l'ACS a été créée (chapitre 1). Alors que la période de transition a déjà été décrite pour d'autres formes d'agriculture (Schipanski et al., 2014), aucune étude ne s'est encore penchée sur la transition à l'ACS telle qu'elle est réalisée par les agriculteurs. L'objectif de ce chapitre est donc de décrire les choix agronomiques qui ont été réalisés par les agriculteurs pour adopter l'ACS. Plus précisément, nous allons identifier si les agriculteurs préparent la transition à l'ACS en amont, en incluant dans leur raisonnement de manière progressive les différents principes, ou adoptent l'ACS de manière plus directe (adoption simultanée des trois principes). Nous allons également identifier si lors de la période de transition, les agriculteurs s'orientent vers des pratiques culturales similaires ou non.

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article qui a été publié en ligne le 3 mars 2020 par le journal *Cahiers Agricultures*. Il s'appuie sur le jeu de données 1 qui décrit la période de transition à l'ACS pour 425 agriculteurs français. Dans l'article, le terme « semis direct sous couvert végétal » est utilisé pour représenter l'ACS.

2 - Article 1 : L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ?

Cah. Agric. 2020, 29, 5
© D. Derrouch et al., Hosted by EDP Sciences 2020
https://doi.org/10.1051/cagri/2020003

Cahiers Agricultures

Disponible en ligne :
www.cahiersagricultures.fr

ARTICLE DE RECHERCHE / RESEARCH ARTICLE — OPEN ACCESS

L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ?

Damien Derrouch*, Fabrice Dessaint, Émeline Felten et Bruno Chauvel

Agroécologie, AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

Résumé – Le semis direct sous couvert repose sur l'application simultanée et continue de trois principes : la réduction quasi-totale du travail du sol, une couverture organique des sols et une rotation diversifiée. Ce système agricole adopté en France à partir des années 2000 sous l'impulsion de groupes d'agriculteurs est en extension. Pour les agriculteurs, adopter un nouveau système agricole revient à modifier, de manière plus ou moins importante, leurs pratiques. Concernant le semis direct sous couvert végétal, peu d'informations existent. Cet article a pour objectif d'éclairer les modifications que peut induire sa mise en place. Pour cela, il s'appuie sur les réponses de 425 agriculteurs français à une enquête en ligne. Pour 30 % des agriculteurs, le semis direct sous couvert constitue une modification complète du système agricole. La réduction quasi-totale du travail du sol est le principe qui entraîne le plus de modifications (pour 96 % des agriculteurs). Au contraire, la diversification de la rotation connaît le moins de modifications (48 % des agriculteurs). L'absence d'une modification de la rotation peut s'expliquer par une rotation déjà diversifiée en place ou l'incapacité pour les agriculteurs d'ajouter de nouvelles cultures à leur rotation. L'optimisation de la couverture végétale du sol entraîne une modification des pratiques pour 67 % des agriculteurs. Durant les premières années, les agriculteurs s'orientent majoritairement vers l'utilisation de couverts temporaires plurispécifiques. Bouleversant certains fondamentaux de l'agriculture, ces agriculteurs minimisent les risques encourus en favorisant une transition progressive et en partageant les connaissances acquises.

Mots clés : enquête / agriculture de conservation / non-travail du sol / couverture du sol / diversification des cultures

Abstract – Adoption of direct seeding under cover: soft transition or rupture? Direct seeding under cover meets three principles applied simultaneously and continuously: almost total reduction of tillage, maximum soil coverage and diversification of rotation. Its adoption started in France in the 2000s and today seems to convince more and more farmers. For farmers, the adoption of a new system means changing practices, by important ways or not. For direct seeding under cover, few is known about the required changes. The purpose of this article is to clarify the changes that can occur for farmers when adopting direct seeding under cover. An online survey was conducted: 425 French farmers responded. Results show that the adoption of direct seeding under cover has deeply changed the practices of 30% of farmers. For others, changes concern only one or two principles. The most important changes (for 96% of farmers) concern the almost total reduction of soil tillage principle. On the contrary, changes are less important for the diversification of rotation. Only 48% of farmer modify their crop rotation when adopting direct seeding under cover. Optimizing soil coverage represents a change for 67% of farmers. During first years, soil coverage is mainly achieved through multi-species temporary cover crops. By upsetting fundamentals of conventional farming, these farmers seems to minimize risks when adopting direct seeding under cover by a soft transition way and by sharing knowledge.

Keywords: surveys / conservation agriculture / conservation tillage / land cover / crop diversification

1 Introduction

Le semis direct sous couvert (SDSC) est un système agricole combinant l'application simultanée et continue de trois principes agronomiques : (1) une réduction quasi-totale du travail du sol, (2) une couverture organique des sols, vivante ou morte, temporaire ou permanente et (3) une rotation diversifiée (Fig. 1). À l'étranger, le SDSC correspond à l'agriculture de conservation définie par Reicosky (2015). En France, le SDSC est une déclinaison de l'agriculture de

*Auteur de correspondance : damien.derrouch@inrae.fr

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License CC-BY-NC (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, except for commercial purposes, provided the original work is properly cited.

conservation dans laquelle le travail du sol se limite à l'ouverture du sillon lors du semis (pratique d'implantation appelée « semis direct »). Adopté en France sous l'impulsion de groupes d'agriculteurs à partir des années 2000, ce système agricole concernait, en 2009, 200 000 hectares (Derpsch *et al.*, 2010) et semble convaincre de plus en plus d'agriculteurs. L'approche du SDSC est innovante du fait de l'association de ces trois principes, mais chaque principe peut être individuellement applicable.

La réduction quasi-totale du travail du sol, par le biais du semis direct, représente pour les agriculteurs un avantage économique (diminution du temps de travail et du coût énergétique) (Šarauskis *et al.*, 2014). Cette pratique d'implantation peut également fournir des bénéfices environnementaux : minimiser et prévenir l'érosion du sol (Cameira *et al.*, 2003), améliorer la structure et la porosité du sol (Schwen *et al.*, 2011) et améliorer la vie du sol, en particulier en favorisant les espèces décrites comme bénéfiques (vers de terre, carabes, etc.) (House et Parmelee, 1985). Néanmoins, le semis direct peut aussi favoriser des espèces décrites comme plus problématiques d'un point de vue de leur gestion (adventices, limaces, rongeurs, taupes) (Dorado et López-Fando, 2006).

La couverture végétale du sol concerne aussi bien la période de culture que la période d'interculture, période allant de la récolte d'une culture au semis de la culture suivante. En SDSC, la gamme de couverture du sol utilisable par les agriculteurs est large : couvert temporaire (une ou plusieurs espèces annuelles semées pour une courte durée), couvert permanent (une ou plusieurs espèces pluriannuelles semées pour une durée variable), repousses de cultures (repousses spontanées post-récolte) et résidus de cultures ou de couvert (parties végétales non récoltées et laissées sur le sol). La mise en place d'une couverture végétale d'un sol peut répondre à différents objectifs : protéger le sol de l'érosion (Laloy et Bielders, 2010), fixer l'azote atmosphérique grâce aux légumineuses (Parr *et al.*, 2011), réduire les pertes de nitrates (Constantin *et al.*, 2011), améliorer la porosité du sol (Carof *et al.*, 2007) et limiter la germination et l'émergence de certaines espèces adventices annuelles (Cordeau *et al.*, 2018). Les services fournis par cette couverture végétale restent cependant fortement influencés par sa gestion (espèces choisies, date et densité de semis, méthode de destruction) (Osipitan *et al.*, 2019). Optimiser une couverture végétale nécessite, pour les agriculteurs, une technicité plus importante. Mal gérée, cette couverture peut devenir compétitive vis-à-vis de la culture suivante (Nielsen *et al.*, 2016).

La diversification de la rotation peut tout d'abord représenter un avantage économique et organisationnel (répartition de la charge de travail, sécurisation économique par rapport aux variations des prix du marché et aux aléas climatiques), mais aussi constituer un levier efficace de gestion des maladies, des adventices et des ravageurs. Son action peut être préventive, en rompant leur cycle de vie (Barzman *et al.*, 2015) mais aussi curative, par l'alternance des modes d'action des pesticides utilisés. D'après Reicosky (2015), une rotation diversifiée est composée à minima de trois cultures différentes, dont une légumineuse.

Appliqués simultanément et en continu, les trois principes du SDSC agissent de manière complémentaire afin de remplir les objectifs fixés par les agriculteurs. Possible en Europe depuis les années 1970 (Baeumer et Bakermans, 1974), et applicable sur une grande partie du territoire français (Laurent, 2015), dans une grande diversité de conditions pédoclimatiques, techniques et socioéconomiques, le SDSC a cependant tardé à se développer. Deux causes principales ont limité son adoption : le contrôle difficile des plantes adventices et l'absence de matériel agricole adapté pour le semis. L'arrivée sur le marché de nouvelles molécules non sélectives, dont le glyphosate (voir l'encadré 1 sur l'utilisation du glyphosate en SDSC) et le glufosinate, ainsi que l'importation de semoirs adaptés sur le continent européen, ont levé en partie ces limitations.

***Encadré 1.** Utilisation actuelle du glyphosate par les agriculteurs en SDSC en France.*

Le glyphosate (N-(phosphonométhyl)glycine, $C_3H_8NO_5P$) est une substance active herbicide non sélective à pénétration foliaire qui est homologuée en France depuis 1974. Absorbé par les organes aériens et capable de migrer jusqu'au système radiculaire, il peut être utilisé pendant la période d'interculture ou entre les rangs des vignes, des arbres fruitiers ou de cultures comme les bananiers. Depuis les retraits du paraquat (2007), de l'aminotriazole (2016) et du glufosinate (2018), le glyphosate, seul ou en association, constitue en France l'une des dernières molécules utilisables pendant l'interculture avec quelques autres molécules (acide pélargonique, dicamba, 2,4-D) à spectres d'actions et à rapport efficacité-coût plus réduits. La dose d'utilisation homologuée en interculture en France pour une concentration de 360 g/L est de 3 L/ha sur les graminées annuelles, 6 L/ha pour les eudicotylédones et 7 L/ha pour les plantes vivaces. Son utilisation très fréquente en fait le premier herbicide en France, avec près de 9000 tonnes par an.

Selon les données de notre étude, le glyphosate est utilisé à ce jour (2018–2019), par 97 % des agriculteurs en SDSC. La fréquence d'utilisation varie en fonction des répondants : 90 % l'utilisent tous les ans, 7 % tous les deux à trois ans et 3 % de manière sporadique. Son utilisation répond principalement à trois objectifs : contrôler (1) le couvert végétal (6 %), (2) la flore adventice (42 % dont 22 % concernant uniquement la gestion des graminées), (3) simultanément le couvert et la flore adventice (50 % des répondants). La dose moyenne annuelle s'échelonne, pour une équivalence de concentration de 360 g/L, de 0,1 à 0,5 L/ha (1 % des agriculteurs) à plus de 3,5 L/ha (1 % des agriculteurs). La majorité des agriculteurs (77 %) utilisent une dose de glyphosate qui ne dépasse pas à 1,5 à 2 L/ha/an.

Pour les agriculteurs, tout changement de système agricole nécessite d'abandonner, de remplacer, d'élargir et/ou d'acquérir de nouvelles pratiques, ce qui peut représenter une période délicate. Bien que les modifications de certains systèmes agricoles, comme par exemple lors de la conversion à

Fig. 1. Culture de soja dans un couvert permanent de luzerne.
Fig. 1. *Soybeans with permanent alfalfa cover.*

l'agriculture biologique (Schipanski *et al.*, 2014), aient été déjà étudiées, il existe peu d'informations concernant l'adoption du SDSC. L'adoption du SDSC se fait-elle progressivement ou résulte-t-elle d'une modification majeure de l'ensemble des pratiques du système agricole ? Durant les premières années en SDSC, les agriculteurs ont-ils tous recours à des pratiques similaires ?

Dans cette étude, nous avons choisi de répondre à ces questions en réalisant un état des lieux sur les choix réalisés par les agriculteurs lors de l'adoption du SDSC. Pour être le plus représentatif possible de la réalité, les agriculteurs, acteurs du changement, ont directement été interrogés par le biais d'une enquête.

2 L'enquête

L'enquête en ligne est une méthode efficace pour capter les pratiques directement mises en place par les acteurs concernés (Peigné *et al.*, 2016). Elle présente les avantages d'obtenir un grand nombre de réponses à faible coût et de fournir une couverture temporelle et spatiale plus importante que par des méthodes d'entretiens présentiels.

L'enquête utilisée dans cette étude a été créée pour les agriculteurs français en SDSC ou ayant eu une expérience dans ce système agricole, avec un focus sur l'aspect agronomique. Les agriculteurs devaient décrire leurs pratiques de manière représentative de l'ensemble de leurs parcelles en SDSC pour deux périodes : (i) avant l'adoption du SDSC et (ii) durant la ou les premières années en SDSC. Les dix-huit questions utilisées sont présentées en données supplémentaires.

L'outil d'enquête LimeSurvey (https://www.limesurvey.org/fr/) a été utilisé pour réaliser le questionnaire. L'enquête a été mise en ligne du 9 novembre 2018 au 4 mars 2019. Elle a été diffusée *via* des responsables de réseaux impliqués dans l'agriculture de conservation (Association pour la Promotion d'une Agriculture Durable (APAD), Biodiversité Agriculture Sol et Environnement (BASE), Groupements d'Intérêt Économique et Environnemental (GIEE) Du Sol Eau Soleil, Association Occitane de Conservation des Sols (AOC Sols), Club AgroEcos, Groupements d'Intérêt Économique et Environnemental Mobilisation des Agriculteurs dans la Gestion et l'Évaluation de systèmes de cultures sous couvert de Légumineuses pour La maîtrise des Adventices et de l'N (GIEE MAGELLAN), Clé de Sol), par les chambres d'agriculture et par le réseau social Facebook. Toutes les informations collectées sont anonymes.

2.1 Profil des agriculteurs

Sur un total de 1167 connexions, 425 questionnaires français complets ont été enregistrés. La surface en SDSC échantillonnée s'élève à 49 500 hectares, soit 25 % de la surface estimée en SDSC en 2009. L'enquête a été remplie par des agriculteurs provenant de toutes les régions de France : 69 en Bourgogne-Franche-Comté, 62 en Grand Est, 58 en Occitanie, 57 en Centre-Val de Loire, 44 en Nouvelle-Aquitaine, 34 en Auvergne-Rhône-Alpes, 23 en Hauts-de-France, 22 en Pays de la Loire, 22 en Normandie, 19 en Île-de-France, 12 en Bretagne et 3 en Provence-Alpes-Côte d'Azur. Le déséquilibre de réponses entre les régions peut résulter d'une différence plus ou moins importante dans le nombre d'agriculteurs en SDSC et/ou de la diffusion du questionnaire *via* certains réseaux. Le SDSC concerne aussi bien les céréaliers (55 %) que les polyculteurs-éleveurs (45 %). De nombreuses conditions pédologiques sont représentées avec une majorité de sols argileux, argilo-limoneux et limono-argileux et une minorité de sols limoneux fins. La première adoption du SDSC date de 1992, mais 50 % des adoptions ont été réalisées après 2015.

3 Résultats

Sur les 425 agriculteurs ayant répondu, 126 (30 %) ont modifié de manière importante (trois principes concernés) leur système agricole (Fig. 2). Pour les autres agriculteurs (70 %), les modifications ont été moins importantes et n'ont concerné qu'un ou deux principes du SDSC. Le nombre d'agriculteurs qui appliquaient déjà un des principes du SDSC avant son adoption était de 220 (rotation diversifiée pour 146, mise en place de couverts végétaux pour 67, utilisation du semis direct pour 7), soit 52 % de l'ensemble des agriculteurs. Le nombre d'agriculteurs qui appliquaient déjà simultanément deux principes était de 77 (majoritairement la mise en place de couverts végétaux et l'utilisation d'une rotation diversifiée), soit 18 %.

La limitation du travail du sol au semis direct, unique technique d'implantation en SDSC, a constitué la modification majeure pour les agriculteurs. Avant l'adoption du SDSC, cette pratique concernait seulement 18 agriculteurs (4 %). Les autres agriculteurs mobilisaient plus ou moins fortement le travail du sol : 275 (65 %) étaient en techniques culturales simplifiées (TCS), impliquant de ne pas recourir au labour, et 132 (31 %) labouraient le sol. Le labour, action de retournement de l'horizon de surface sur une certaine profondeur, était pratiqué de manière systématique par 51 agriculteurs (13 %) et de manière occasionnelle par 81 agriculteurs (18 %).

À l'opposé, la diversification de la rotation est le principe qui a rencontré le moins de modifications. Au total,

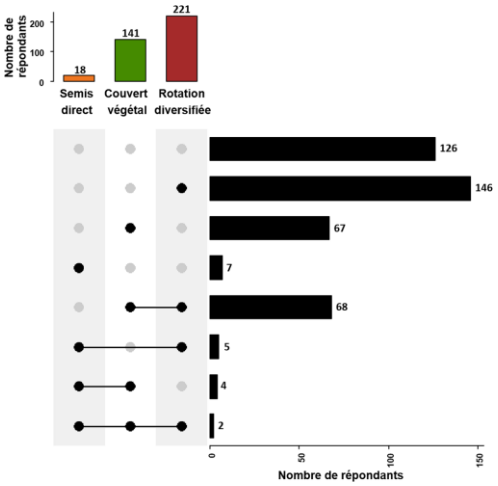


Fig. 2. Utilisation des principes du semis direct sous couvert végétal par les agriculteurs durant la période précédant l'adoption. La réduction quasi-totale du travail du sol est représentée par le semis direct, la couverture végétale du sol par la mise en place d'un couvert végétal et la rotation diversifiée par l'absence de modification de la rotation à l'adoption du SDSC.
Fig. 2. *Use of direct seeding under cover principles during the period preceding the adoption of direct seeding under cover. The almost total reduction in tillage is represented by direct seeding, soil coverage by adding a cover crop and diversified rotation by the absence of crop rotation change when adopting direct seeding under cover.*

221 agriculteurs soit 52 % du total, n'ont pas modifié leur rotation à l'adoption du SDSC. Pour les 204 agriculteurs (48 %) qui ont modifié leur rotation, plusieurs voies ont été choisies : 60 ont modifié uniquement la fréquence de retour des grandes familles de cultures, 117 ont ajouté/supprimé une grande famille de cultures et 27 ont choisi une rotation non prédéfinie (« Autre rotation »). Pour chacune des grandes familles de cultures proposées, les ajouts ou les retraits réalisés par les 117 agriculteurs à l'adoption du SDSC ont été recensés (Tab. 1). Le nombre d'ajouts par rapport au nombre de retraits confirme tout d'abord la diversification de la rotation. Les légumineuses sont ajoutées dans 81 rotations, soit 66 % des ajouts. Concernant les retraits, le choix des agriculteurs s'est tourné majoritairement sur les prairies (41 % des retraits). Durant les premières années en SDSC, les rotations les plus fréquentes comportent à minima le couple céréales à pailles – oléagineux (12 %), auquel s'ajoutent les légumineuses (17 %) puis le maïs (22 %). Pour 15 % des répondants, la rotation résulte d'un comportement opportuniste et de l'absence d'une rotation prédéfinie (« Autre rotation »).

Le troisième principe, la couverture végétale du sol, était déjà appliqué par 141 agriculteurs (33 %) avant l'adoption du SDSC. Les modifications des pratiques liées à ce principe ont concerné 284 agriculteurs (67 %). Avec l'adoption du SDSC, la gamme d'utilisation de couvertures végétales s'élargit.

Tableau 1. Modifications (ajouts ou retraits) effectuées à l'adoption du semis direct sous couvert végétal par les 117 agriculteurs ayant modifié les grandes familles de culture présentes dans leur rotation.
Table 1. *Crop rotation changes (additions or withdrawals) effected when adopting direct seeding under cover by the 117 farmers who modified families of cultures in their rotation.*

Grandes familles	Modification de la rotation par les agriculteurs à l'adoption du SDSC	
	Nombre d'ajouts	Nombre de retraits
Céréales à pailles	5	0
Légumineuses	81	5
Maïs	17	7
Oléagineux	15	7
Prairie	4	13

Plusieurs couvertures végétales peuvent être mobilisées simultanément sur l'exploitation en fonction de la rotation, mais le choix des agriculteurs se tourne majoritairement vers les couverts temporaires (386 agriculteurs, soit 91 %). Hormis certaines exceptions (3 %), ces couverts sont plurispécifiques : 50 % d'entre eux sont composés au minimum par cinq espèces. La féverole (*Vicia faba* ; 53 %), la phacélie (*Phacelia tanacetifolia* ; 46 %), les vesces (*Vicia* spp. ; 39 %), le tournesol (*Helianthus annuus* ; 31 %), les avoines (*Avena* spp. ; 31 %), les moutardes (*Sinapis* spp. et *Brassica* spp. ; 26 %), le radis fourrager (*Raphanus sativus* ; 25 %), le sarrasin (*Fagopyrum esculentum* ; 24 %) et le pois fourrager (*Pisum sativum* ; 24 %) sont les espèces les plus utilisées durant les premières années de SDSC. Durant cette même période, 76 agriculteurs (18 %) utilisent des couverts permanents. Ces couverts sont composés exclusivement de légumineuses : la luzerne cultivée (*Medicago sativa* ; 31 %), le trèfle blanc (*Trifolium repens* ; 34 %), le trèfle violet (*Trifolium pratense* ; 15 %) et le lotier corniculé (*Lotus corniculatus* ; 13 %). Enfin, les résidus de cultures et les repousses sont utilisés respectivement par 98 et 100 agriculteurs (23 et 24 %).

À l'échelle de l'exploitation, 245 agriculteurs (58 %) ont adopté le SDSC de manière progressive (parcelle par parcelle) et 180 agriculteurs (42 %) directement sur l'ensemble de l'exploitation. La méthode d'adoption choisie ne conduit pas au même résultat. En se concentrant sur les agriculteurs ayant eu le temps de réaliser une rotation (*i.e.* adoption avant 2015), seulement 32 % des agriculteurs ayant adopté le SDSC de manière progressive possèdent actuellement l'ensemble de l'exploitation en SDSC. Ce chiffre s'élève à 89 % pour les agriculteurs ayant adopté directement le SDSC sur la totalité de leur exploitation. A l'adoption du SDSC, 172 agriculteurs (40 %) ont choisi de débuter le SDSC par une culture en particulier, les principales étant : le blé d'hiver (48 %), le colza (18 %) et le maïs (11 %).

4 Discussion

La modification principale à l'adoption du SDSC repose sur la réduction quasi-totale du travail du sol (pour 96 % des

agriculteurs). Généralisé sur l'ensemble des exploitations avec l'industrialisation de l'agriculture, le travail du sol s'est ancré dans les traditions agricoles. Multi-objectifs (préparation du lit de semence, gestion préventive et curative des adventices et des ravageurs, enfouissement des résidus et des effluents d'élevage, etc.), il est devenu la base du raisonnement agricole. Limiter le travail du sol génère donc des contraintes importantes pour les agriculteurs. Bijttebier *et al.* (2018) en ont identifié plusieurs, dont des contraintes techniques (remise en cause des connaissances et des méthodes, matériel non adapté), sociales (regard des voisins) et économiques (risque d'échec). Pour atténuer un maximum ces contraintes, les agriculteurs ayant répondu à notre enquête ont opté majoritairement (65 %) pour une réduction progressive du travail du sol (labour puis TCS puis semis direct). Le changement peut être considéré comme plus radical pour les 31 % d'agriculteurs qui sont passés directement du labour au semis direct. Cette transition plus brutale a pu être facilitée par l'existence de connaissances antérieures acquises sur le continent américain et/ou par le partage actif de retours d'expériences au sein des réseaux d'agriculteurs (Laurent, 2015).

La diversification de la rotation est le principe le moins modifié lors du passage au SDSC. Plus de la moitié (52 %) des agriculteurs n'ont pas modifié leur rotation. La diversification de la rotation est un sujet fortement documenté et conseillé depuis plusieurs décennies par la recherche en vue de résoudre des problèmes comme l'apparition de résistances aux pesticides (Clarke *et al.*, 1997). La diversification des rotations devient même obligatoire dans la réforme de la PAC 2015–2019 qui fixe, entre autres, un nombre de cultures à respecter sur les exploitations. Avant d'adopter le SDSC, la diversification de leur rotation peut donc déjà avoir été réalisée. Une autre origine à cette absence de modification de rotation peut également être envisageable : l'existence de nombreuses contraintes techniques, organisationnelles, économiques et environnementales à la diversification d'une rotation (Meynard *et al.*, 2013). En SDSC, ces contraintes peuvent être accentuées, notamment pour les cultures de printemps/été, du fait des difficultés d'implantation. Concernant les 48 % d'agriculteurs ayant modifié leur rotation, leur choix s'est dirigé majoritairement vers l'ajout de cultures de légumineuses dans la rotation. Outre les effets évoqués précédemment sur les bénéfices d'une rotation diversifiée, l'ajout de légumineuses permet également un enrichissement de la parcelle en azote (Parr *et al.*, 2011).

L'optimisation de la couverture végétale du sol n'a pas entraîné de modifications des pratiques pour 33 % des agriculteurs lors du passage au SDSC. Comme la diversification de la rotation, ce principe peut être applicable dans des systèmes agricoles avec travail du sol. Sa mise en place est, suite à la Directive n° 91/676 du 12 décembre 1991 (dite « directive nitrates »), devenue obligatoire durant l'automne sur les zones vulnérables. Les résultats de cette étude montrent que, globalement, les agriculteurs privilégient les couverts temporaires plurispécifiques durant les premières années en SDSC. Certaines associations peuvent effectivement s'avérer plus efficaces que des couverts mono-spécifiques pour répondre simultanément à plusieurs services. Couëdel *et al.* (2018) ont montré que l'association d'une légumineuse et d'une crucifère fournit un service de recyclage de l'azote aussi important qu'un couvert mono-spécifique de crucifère, en plus du service de fixation atmosphérique de l'azote par la légumineuse. Toutefois les couvertures végétales avec une espèce unique peuvent s'avérer plus efficaces pour différents objectifs que des associations d'espèces (Finney *et al.*, 2016). La mise en place de couverts permanents, nécessitant une technicité plus importante, est appliquée par 18 % des agriculteurs. Les repousses de cultures et les résidus tiennent une place non négligeable dans la couverture du sol (23 et 24 %).

À l'échelle de l'exploitation, l'adoption progressive du SDSC semble permettre aux agriculteurs de diminuer les risques en testant cette approche sur plusieurs parcelles sans que cela ne conduise à une adoption du SDSC sur l'ensemble de l'exploitation.

5 Conclusion

Cette étude avait pour objectif de faire le point sur les choix agronomiques réalisés par les agriculteurs lors de l'adoption du SDSC. Bien que l'adoption puisse être fortement influencée par les conditions locales (pédoclimatiques, économiques ou techniques), mais également par le réseau d'échange de chaque agriculteur, cette étude a permis de mettre en avant certaines similarités dans les choix agronomiques réalisés. Identifier ces similarités pourra, pour d'éventuelles adoptions futures du SDSC, constituer une base de la réflexion pour les agriculteurs.

La transition vers le SDSC se fait majoritairement de manière progressive. Certains choix apparaissent également partagés par la majorité des agriculteurs (utilisation de couverts végétaux plurispécifiques, ajout de légumineuses dans la rotation). Ces choix agronomiques résultent d'une volonté de la part des agriculteurs de diminuer les risques encourus lors de l'adoption et de partager de manière importante les connaissances. En replaçant le sol au centre de leur raisonnement et en maximisant les services attendus par une gestion agroécologique de ce dernier, ces agriculteurs proposent une autre approche de l'agriculture. Au vu du contexte politique global, le principal inconvénient du SDSC réside dans l'utilisation, durant l'interculture, de glyphosate, molécule au devenir encore incertain en France. En effet, 65 % des agriculteurs enquêtés déclarent que le retrait du glyphosate se traduirait pour eux par un arrêt du SDSC.

Matériel supplémentaire

Données supplémentaires. Questions utilisées dans cette étude.
Le matériel supplémentaire est disponible sur http://www.cahiersagricultures.fr/10.1051/cagri/2020003/olm.

Remerciements. Cette enquête a été possible grâce aux financements du programme de recherche et d'innovation Horizon 2020 de l'Union européenne au titre de la convention de subvention n° 727321 (IWMPraise) et de la convention de soutien à une allocation de thèse n° 2017-9201AAO048S01305 de la région Bourgogne-Franche-Comté. Nous remercions, pour leur participation à la diffusion de l'enquête, l'ensemble des réseaux d'agriculteurs (APAD, BASE, GIEE Du Sol Eau Soleil, AOC Sols, Club AgroEcos, GIEE MAGELLAN, Clé de Sol), les partenaires du projet (Terres Inovia, Arvalis), les représentants des chambres d'agriculture et d'organismes de conseil et le site A2C. Les agriculteurs sont remerciés pour leur participation.

Références

Baeumer K, Bakermans W. 1974. Zero tillage. *Advances in Agronomy* 25(1): 77–123. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60779-8.

Barzman M, Bàrberi P, Birch A, Boonekamp P, Dachbrodt-Saaydeh S, Graf B, *et al*. 2015. Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development* 35(4): 1199–1215. DOI: 10.1007/s13593-015-0327-9.

Bijttebier J, Ruysschaert G, Hijbeek, R, Werner M, Pronk A, Zavattaro L, *et al*. 2018. Adoption of non-inversion tillage across Europe: Use of a behavioural approach in understanding decision making of farmers. *Land Use Policy* 78: 460–471. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.05.044.

Cameira M, Fernando R, Pereira L. 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. *Soil and Tillage Research* 70: 131–140. DOI: 10.1016/S0167-1987(02)00154-X.

Carof M, De Tourdonnet S, Coquet Y, Hallaire V, Roger-Estrade J. 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use Management* 23(3): 230–237. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2007.00085.x.

Clarke J, Clark W, Hancock M. 1997. Strategies for the prevention of development of pesticide resistance in the UK– Lessons for and from the use of herbicides, fungicides and insecticides. *Pesticide Sciences* 51(3): 391–397. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9063(199711)51:3<391::AID-PS654>3.0.CO;2-M.

Constantin J, Beaudoin N, Laurent F, Cohan J-P, Duyme F, Mary B. 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil* 341(1-2): 137–154. DOI: 10.1007/s11104-010-0630-9.

Cordeau S, Wayman S, Reibel C, Strbik F, Chauvel B, Guillemin J-P. 2018. Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. *Weed Biology Management* 18(1): 12–25. DOI: 10.1111/wbm.12136.

Couëdel A, Alletto L, Tribouillois H, Justes E. 2018. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 254: 50–59. DOI: 10.1016/j.agee.2017.11.017.

Derpsch R, Friedrich T, Kassam A, Hongwen L. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 3 (1): 1–25. DOI: 10.3965/j.issn.1934-6344.2010.01.001-025.

Dorado J, López-Fando C. 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. *Weed Research* 46(5): 424–431. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2006.00526.x.

Finney D, White C, Kaye J. 2016. Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. *Agronomy Journal* 108(1): 39–52. DOI: 10.2134/agronj15.0182.

House G, Parmelee R. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil and Tillage Research* 5(4): 351–360. DOI: 10.1016/S0167-1987(85)80003-9.

Laloy E, Bielders C. 2010. Effect of intercropping period management on runoff and erosion in a maize cropping system. *Journal of Environmental Quality* 39(3): 1001–1008. DOI: 10.2134/jeq2009.0239.

Laurent F. 2015. L'Agriculture de Conservation et sa diffusion en France et dans le monde. *Cybergeo: European Journal of Geography* [11/10/2019]. http://journals.openedition.org/cybergeo/27284.

Meynard J-M, Messéan A, Charlier A, Charrier F, Fares M, Le Bail M, *et al*. 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude, INRA, 52 p.

Nielsen D, Lyon D, Higgins R, Hergert G, Holman J, Vigil M. 2016. Cover crop effect on subsequent wheat yield in the central Great Plains. *Agronomy Journal* 108(1): 243–256. DOI: 10.2134/agronj2015.0372.

Osipitan O, Dille J, Assefa Y, Radicetti E, Ayeni A, Knezevic S. 2019. Impact of cover crop management on level of weed suppression: A meta-analysis. *Crop Science* 59(3): 833–842. DOI: 10.2135/cropsci2018.09.0589.

Parr M, Grossman J, Reberg-Horton S, Brinton C, Crozier C. 2011. Nitrogen delivery from legume cover crops in no-till organic corn production. *Agronomy Journal* 103(6): 1578–1590. DOI: 10.2134/agronj2011.0007.

Peigné J, Casagrande M, Payet V, David C, Sans F, Blanco-Moreno JM, *et al*. 2016. How organic farmers practice conservation agriculture in Europe. *Renewable Agriculture and Food Systems* 31 (1): 72–85. DOI: 10.1017/S1742170514000477.

Reicosky DC. 2015. Conservation tillage is not conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 70(5): 103–108. DOI: 10.2489/jswc.70.5.103A.

Šarauskis E, Buragiene S, Masilionyte L, Romaneckas K, Avižienyte D, Sakalauskas A. 2014. Energy balance, costs and CO_2 analysis of tillage technologies in maize cultivation. *Energy* 69: 227–235. DOI: 10.1016/j.energy.2014.02.090.

Schipanski M, Smith R, Gareau T, Jabbour R, Lewis D, Barbercheck M, *et al*. 2014. Multivariate relationships influencing crop yields during the transition to organic management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189(1): 119–126. DOI: 10.1016/j.agee.2014.03.037.

Schwen A, Bodner G, Scholl P, Buchan G, Loiskandl W. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil and Tillage Research* 113(2): 89–98. DOI: 10.1016/j.still.2011.02.005.

Citation de l'article : Derrouch D, Dessaint F, Felten E, Chauvel B. 2020. L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ? *Cah. Agric.* 29: 5.

3 - Points à retenir de l'article 1

- L'adoption de l'ACS par les agriculteurs se fait majoritairement de manière progressive (70 % des agriculteurs). Avant de se considérer en ACS, 52 % des agriculteurs appliquaient déjà un des trois principes de l'ACS et 18 % en appliquaient deux simultanément. Pour ces agriculteurs, l'adoption de l'ACS pourrait donc représenter une moindre modification du système agricole. Pour les 30 % des agriculteurs, le passage à l'ACS n'est pas anticipé et les trois principes sont adoptés simultanément.

- L'arrêt du travail du sol représente la modification du système la plus importante pour les agriculteurs. En effet 96 % des agriculteurs travaillaient le sol avant l'adoption de l'ACS. Certains agriculteurs avaient cependant, au préalable, réduit leur travail du sol en utilisant des techniques de conservation du sol (65 %).

- Seul un agriculteur sur deux modifie sa rotation en adoptant l'ACS. Las agriculteurs qui modifient leur rotation s'orientent majoritairement vers un ajout de cultures légumineuses à leur rotation.

- La mise en place d'un couvert végétal entraine une modification pour 67 % des agriculteurs. Dans les premières années en ACS, les agriculteurs s'orientent majoritairement vers des couverts temporaires plurispécifiques.

- A l'échelle de leur exploitation, les agriculteurs privilégient un passage progressif (parcelle par parcelle) à l'ACS sur toute l'exploitation. Les débuts en ACS, se font avec une culture qu'ils maitrisent, à savoir le blé d'hiver, le colza ou le maïs.

Chapitre 7 : Adaptation de la gestion des adventices avec l'adoption de l'agriculture de conservation

1 - Introduction du chapitre

En adoptant l'ACS, les agriculteurs suppriment des leviers de gestion de la flore adventice qui s'avèrent efficaces en agriculture conventionnelle (Swanton et al., 2008). Si parmi le panel utilisable de leviers de gestion de la flore adventice, l'optimisation de la rotation/succession des cultures peut potentiellement représenter un levier prometteur dans les systèmes sans travail du sol (Anderson, 2008), nous avons vu dans le chapitre précédent que seul un agriculteur sur deux modifiait sa rotation en adoptant l'ACS. Est-ce que les agriculteurs qui n'ont pas modifié leur rotation mobilisaient ce levier de gestion de la flore adventice avant d'être en ACS ? Est-ce que les agriculteurs qui n'ont pas modifié leur rotation ont davantage privilégié un recours au désherbage chimique dans les premières années en ACS ? Étant donné que ce système agricole est assez récent en France et que les agriculteurs peuvent progressivement gagner en technicité, il n'est également pas exclu qu'ils modifient, dans le temps, les leviers de gestion qu'ils utilisent pour gérer la flore adventice (Swanton et al., 1993).

L'objectif de ce chapitre est donc de clairement identifier les changements qu'entraine l'adoption de l'ACS sur l'utilisation de leviers de gestion de la flore adventice par les agriculteurs. Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article qui a été publié en ligne le 13 juin 2020 par le journal *Agronomy*. Ce chapitre s'appuie sur le jeu de données 2 issu de l'enquête nationale. Ce jeu de données décrit l'utilisation des leviers de gestion pour les agriculteurs pour 1) la période précédant l'adoption de l'ACS (Avant ACS, « Before CA » dans l'article) 2) durant les premières années en ACS (Début ACS, « Starting CA ») et lorsque les agriculteurs estiment avoir atteint une gestion maîtrisée de la flore adventice (ACS maîtrisée, « Mastered CA »). 413, 411 et 126 réponses d'agriculteurs sont respectivement présentes pour chaque période.

2 - Article 2 : Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response

agronomy

MDPI

Article

Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response

Damien Derrouch *, Bruno Chauvel, Emeline Felten and Fabrice Dessaint

Agroécologie, AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France; bruno.chauvel@inrae.fr (B.C.); emeline.felten@inrae.fr (E.F.); fabrice.dessaint@inrae.fr (F.D.)
* Correspondence: damien.derrouch@inrae.fr

Received: 8 May 2020; Accepted: 9 June 2020; Published: 13 June 2020

check for updates

Abstract: Recently adopted in France, conservation agriculture still faces some challenges to its adoption, particularly weed management. To highlight the weed management practices used by farmers in conservation agriculture and the changes induced by its adoption, a large sample of 425 French farmers were invited to complete an online survey. Weed management practices used by farmers were requested for three periods: before adoption, during the first years of conservation agriculture (one to two years after adoption), and when the agricultural system is considered "mastered" by the farmer. The use of each farming practice was firstly studied independently for each period. Then, a multiple correspondence analysis followed by a hierarchical ascendant classification resulted in groups of farmers with different combinations of practices for each period. Finally, the groups of farmers were followed through the periods. Results showed that changes in weed management done according to farmers when adopting and mastering conservation agriculture are multiple and vary according to farmers and their previous weed management. Although some similar choices were identified, some farmers' trajectories, especially those with a prior combination driven by either a soil disturbance strategy or a crop competitiveness strategy, are difficult to identify when adopting conservation agriculture. Upon mastering the agricultural system, farmers' choices become more apparent.

Keywords: online survey; adoption phase; farming practices; no-tillage; cover crop

1. Introduction

Conservation agriculture (CA), as defined by Reicosky [1], is characterized by the simultaneous and continuous use of three principles: (1) minimum soil disturbance (no-tillage), (2) residue cover on the soil surface (cover crops or dead mulch), and (3) diverse crop rotations and cover crop mixes. This form of agricultural production aims to enable profitable food production while preserving and enhancing the resource base and the environment [2].

Although the principles are fixed, their application is adapted to each farm. Influenced by local conditions (pedoclimatic, socio-economic or technical) and by farmer's wishes, each of these principles meets different objectives.

- Some farmers reduce soil disturbances for economic benefits such as minimizing workload, fuel and machine hours spent establishing a crop [3]. For others, adoption of the principle may be motivated by environmental benefits, such as preventing and minimizing soil erosion [4] and improving soil properties [5] and biodiversity [6].
- Maximizing soil coverage can also meet different objectives, such as protecting soil from erosion [7], fixing atmospheric nitrogen with legumes [8], reducing nitrate losses [9], improving soil porosity [10], and potentially limiting annual weed development [11].

- Crop diversification allows for a better distribution of workload and a reduction in vulnerability to weather conditions or market prices. It also provides effective pest and disease control [12] and limits the selection of well-adapted weed species [13].

The simultaneous and continuous application of these three principles is possible in Europe since the 1970s [14] but two major challenges were met before the adoption of CA: the control of perennial weeds [14] and the lack of equipment adapted for sowing [15]. These challenges were partially resolved. Suitable seed drills were imported into Europe, and non-selective foliar herbicides (aminotriazole in 1958, paraquat in 1963, glyphosate in 1975 and glufosinate in 1986) were used to control perennial weeds [16]. With these new tools, the adoption of CA by farmers began in France in the 1990s. In 2014, CA encompassed approximately 300,000 hectares [17].

Despite the availability of herbicides with new active ingredients, weed problems remain and still represent one of the main challenges to the adoption of no-till systems for farmers [18,19]. The adoption of CA has an effect on both agronomic and ecological standpoints. From an ecological point of view, CA modifies all the usual weed selection pressures (germination conditions, modification of predation, and competition). Identified weed changes that occurred during the transition to CA may have varied from one system to another, but perennial broadleaved species and grasses appeared to be the most favored species [13,20]. In France, the same trend was observed in a one-year study [21]. From an agronomic point of view, the adoption of CA implies that farmers modify their weed management practices (absence of tillage, cover management, or crop succession strategy). Changes made by farmers when adopting CA are unclear and vary according to the previous system. The aim of this paper is to identify combinations of weed management practices chosen by farmers to manage weeds in CA. To be as representative as possible, we chose to directly survey French farmers using an online survey.

2. Materials and Methods

2.1. Questionnaire

The tracking of on-farm innovations is a concrete approach to identifying local practices [22–24]. This method makes it possible to gain access to a great diversity of practices used by farmers, which is more difficult to achieve through traditional methods. Because unknown farmers who may have different skills, weed acceptances, or even different opinions are targeted, the main limitation of this method is the impossibility to confirm the data.

The survey was carried out with a questionnaire focused on agronomic and weed sciences and targeted French farmers using or experienced in CA. Three parts composed the survey: (1) status before the adoption of CA (named "Before CA"); (2) status during the first years of CA (one to two years after adoption, named "Starting CA"); (3) status when the system was considered "mastered", in reference to weed management (named "Mastered CA"). Only the farmers who considered they mastered their systems answered to the Mastered CA part and indicated the number of years it took them to master their systems. For each part, the farming practices used to manage weeds were requested. We asked farmers to answer in a way that represented all their CA fields. The proposed weed management practices referred to different strategies:

- Soil disturbance: ploughing, stubble ploughing, stale seedbeds and mechanical weeding.
- Chemical weeding: crop weeding and intercropping period weeding.
- Competition by adding species: cover crops and combined/companion crops.
- Crop competitiveness: sowing rate optimization (lower or higher), row width optimization (larger or smaller spacing) and variety choice.
- Weed emergence avoidance: sowing date optimization (earlier or later), alternating sowing periods and crop rotation optimization.
- spot weeding: Weed patch management and field border management (refers to the border and/or the first turn of the field).

The chemical weeding part included four possible responses: pre-emergence only, post-emergence only, pre- and post-emergence applications, or no application. All the other practices were either used or not.

The questionnaire was made available on the internet using the Lime Survey tool (https://www.limesurvey.org/fr/). Before the questionnaire was broadcast, some farmers, weed scientists, and field research technicians pretested it so as to assess its acceptability and readability. The main groups of French conservation agriculture started to distribute the questionnaire link before technical institutes and Chambers of Agriculture. Finally, the link was posted on a social network (Facebook). The survey remained online from 9 November 2018 to 4 March 2019. During this period, 425 completed French questionnaires were recorded out of 1167 connections. A total of 143 farmers completed the third part on Mastered CA.

2.2. Farm Profiles

The area surveyed by this paper reached approximately 49,500 hectares and involved all regions of France. Of the studied farms, arable crop systems represented 55%, and the rest were mixed arable-livestock systems. A high diversity of soils was present, with predominantly clay soils and loamy and silty clays and a small number of fine silty soils. Before adopting CA, 65% of farmers used simplified cultivation techniques (TCS), 31% used a ploughed system and 4% used direct sowing without cover. The adoption of CA by farmers began in 1992, but half of the adoptions took place after 2015.

2.3. Statistical Analysis

To start, the use of each weed management practice was compared independently for Before, Starting, and Mastered CA periods using a chi-square test. Then, we looked at similar combinations of practices between farmers by performing a multiple correspondence analysis (MCA) followed by a hierarchical ascendant classification (HAC) for each period. The multiple correspondence analysis was used as a pre-processing step on the categorical variables before the HAC analysis. While preserving the distance between individuals as much as possible, MCA located all the individuals as a point in a Euclidean subspace of lower dimensions. Once the coordinates of all the components were obtained, the HAC analysis aggregated the farmers into groups while minimizing the reduction in the between-inertia (Ward's method). The final partitioning solutions were obtained after consolidation with k-means. Seven, six and five groups were retained for the Before, Starting and Mastered CA periods, respectively. In this paper, in order to describe the different groups for the three periods, the abbreviations from B1 to B7 referred to the seven groups for the Before CA period, the abbreviations from S1 to S6 referred to the six groups for the Starting CA period, and the abbreviations from M1 to M5 referred to the five groups for the Mastered CA period.

The hierarchical trees before consolidation of k-means are presented in Figures S1–S3 in Supplementary Materials. To identify the combinations of weed management practices that characterized each group, we compared the proportion of farmers that used a practice in each group with the proportion in the whole sample. Where the difference was significant, the practice discriminated the group of individuals (Vtest with p value ≤ 0.05) and was considered a characteristic of the group. All the statistical analyses were conducted using R [25] with the FactoMineR package [26]. Finally, since a group was assigned for each farmer and each period, the farmers' trajectories were examined throughout all the periods.

Before the analysis, we removed organic farmers ("no" chemical weeding), present in the minority, (12, 14 and 6 for Before, Starting and Mastered CA periods, respectively) and farmers who indicated they re-used tillage after some years in CA (11 for Mastered CA period). For MCA, practices not used by farmers such as row width optimization and variety choice and not referring to the management within a field such as field border management, were used as supplementary variables. A new variable ("Use of practices"), referring to the number of practices used by farmers, was created and used as a

supplementary variable. Sixteen practices were proposed for Before CA compared with twelve for the other periods. Three categories were created: Few (1 to 4 practices), some (5 to 8 for Before CA, 5 to 7 for the other periods), and many (9 or more for Before CA, 8 or more for the other periods).

3. Results

3.1. Weed Management Practice Use

Before adopting CA, 11% of the farmers used ploughing, 54% used stubble ploughing, 35% used stale seedbeds and 37% used mechanical weeding to control weeds. When adopting CA, as a matter of principle, the farmers abandoned all these soil disturbance practices but increased the use of other weed management practices (Figure 1). During the first years of CA, the most significant changes occurred for intercropping period practices. Applied respectively by 46% and 22% of the farmers Before CA, the use of intercropping period weeding and cover crops reached 86% and 77% in the Starting CA period. In the Mastered CA period, even with fewer farmers using intercropping period weeding (65%), the use of both practices remained similar. In the Starting CA period, other increased uses included combined/companion crops (from 10 to 37%) and sowing rate optimization (from 14 to 24%). Their use remained similar in the Mastered CA period. In contrast, the use of alternating sowing periods and crop rotation optimization was not different in the Before CA (58% and 45%) and Starting CA (61% and 48%) periods but increased in the Mastered CA period (77% and 58%). Adopting CA did not seem to modify the use of row width optimization, variety choice, sowing date optimization, weed path, and field border management. Concerning crop weeding, the use of post-emergence only application increased in the Mastered CA period at the expense of pre- and post-emergence applications. Of all the proposed weed management practices, only few farmers used row width optimization and variety choice.

3.2. Combinations of Weed Management Practices

3.2.1. Before CA

The main contributing practices for partitioning the farmers in seven groups came from different strategies, such as competition by adding species (combined/companion crops and cover crops), soil disturbances (ploughing), chemical weeding (crop weeding) and crop competitiveness (sowing rate optimization).

Combinations that described groups B1 (9% of the farmers) and B2 (18%) were driven by soil disturbance practices (Table 1). In both groups, the combinations included quite a high number of practices. While B1 utilized deep and stubble ploughing, B2 excluded deep soil disturbances. Practices such as sowing rate optimization (for B2) and cover crops and combined/companion crops, which have limited compatibility with soil disturbances, were not used. Farmers from group B2 also utilized sowing date optimization to avoid weed emergence and weed patch management. While farmers from group B1 used only post-emergence application, those from B2 used pre-, post-emergence, and intercropping period application.

Soil disturbance practices did not drive the B3, B4 and B5, except for excluding ploughing (for B4 and B5). The farmers from B3 (10%) used only a pre-emergence application and excluded the use of combined/companion crops. Groups B4 (10%) and B5 (10%) regrouped the farmers with a pre- and post-emergence application or only a post-emergence application. Both groups quite mobilized a high number of practices. Farmers from group B4 focused mainly on crop competitiveness using sowing rate optimization and row width optimization but excluded some practices from competition by adding species with combined/companion crops and from weed emergence avoidance strategy by alternating sowing periods. Farmers from group B5 increased competition by adding cover crops.

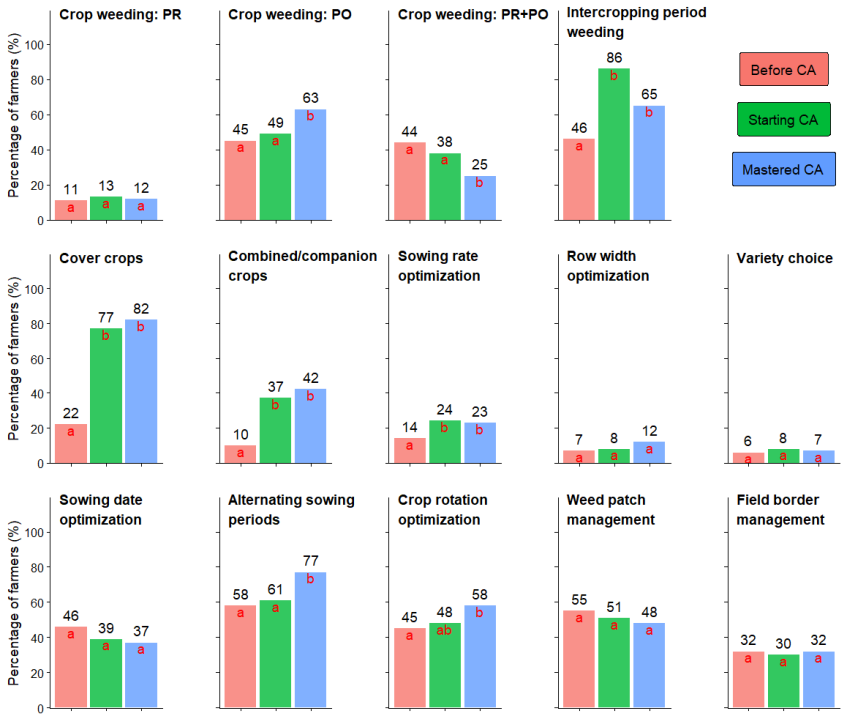


Figure 1. Use of weed management practices by farmers during the three periods (Before CA, Starting CA and Mastered CA). Different letters mean significant differences (chi-square, $p < 0.05$ PR: Pre-emergence; application; PO: Post-emergence application; PR + PO: Pre-emergence and post emergence applications. Values with different letters are significantly different ($p < 0.05$).

Table 1. Description of the groups for Before CA period by their use of weed management practices. The green color indicates a proportion of farmers significantly higher than the whole sample and the red color indicates a proportion significantly lower than the whole sample for the same period (Vtest with $p < 0.05$).

Weed Management Practices			Before CA (413 Farmers) **						
			B1 (9%)	B2 (18%)	B3 (10%)	B4 (10%)	B5 (10%)	B6 (9%)	B7 (34%)
Soil disturbance	Ploughing		100%	0%		0%	0%	0%	0%
	Stubble ploughing		73%	83%				36%	39%
	Stale seedbed			92%					1%
	Mechanical weeding								30%
Chemical weeding	Crop weeding	0%	0%	0%	100%	0%		0%	0%
		PO	62%		0%			56%	56%
		PR + PO		61%	0%				
	Intercropping period weeding			60%					
Competition by adding species	Cover crops		5%	0%			100%	69%	0%
	Combined/companion crops			0%	0%	0%	0%	100%	0%
Crop competitiveness	Sowing rate optimization			0%		100%	0%		0%
	Row width optimization *					23%			
	Variety choice *								
Weed emergence avoidance	Sowing date optimization			64%					34%
	Alternating sowing periods					43%			
	Crop rotation optimization								36%
Spot weeding	Weed patch management			72%					45%
	Field border management *								
Use of practices *	Few (1 to 4)		11%	7%		13%	12%	5%	56%
	Some (5 to 8 or 5 to 7)		78%	83%			79%		44%
	Many (9+ or 8+)							31%	0%

* As supplementary variable for MCA; ** Number of farmers after filtering answers (no chemical weeding use). PR: Pre-emergence application; PO: Post-emergence application; PR + PO: Pre-emergence and post emergence applications.

The groups B6 (9%) and B7 (34%) described farmers who excluded most of the soil disturbance practices. A post-emergence application and few practices used to control weeds characterized B7. By contrast, the farmers from B6 used many practices, especially those increasing competition by adding species such as cover crops and combined/companion crops.

3.2.2. Starting CA

The main contributing practices for partitioning the farmers in six groups came from different strategies. These strategies were chemical weeding (crop weeding and intercropping period weeding), competition by adding species (cover crops, combined/companion crops) and crop competitiveness (sowing rate optimization).

Crop weeding drove groups S1, S2 and S6 (Table 2). Farmers from group S1 (13%) used only pre-emergence application and sowing date optimization. Farmers from group S2 (26%) managed weeds by pre-, post-emergence, and intercropping period application, and quite a high number of practices, including cover crops and alternating sowing periods. However, farmers from group S2 did not use crop rotation optimization, combined/companion crops and sowing rate optimization. Farmers from group S6 (18%) used post-emergence and intercropping period application and excluded most of the other practices.

Table 2. Description of the groups for Starting CA period by their use of weed management practices. The green color indicates a proportion of farmers significantly higher than the whole sample and the red color indicates a proportion significantly lower than the whole sample for the same period (Vtest with $p < 0.05$). PR: Pre-emergence application; PO: Post-emergence application; PR + PO: Pre-emergence and post-emergence applications.

Weed Management Practices			Starting CA (411 Farmers) **					
			S1 (13%)	S2 (26%)	S3 (12%)	S4 (19%)	S5 (12%)	S6 (18%)
Chemical weeding	Crop weeding	PR	100%	0%	0%	0%	0%	0%
		PO	0%					67%
		PR + PO	0%	49%				
	Intercropping period weeding			100%	0%	100%	100%	100%
Competition by adding species	Cover crops			100%	90%	97%	100%	0%
	Combined/companion crops			0%		100%		16%
Crop competitiveness	Sowing rate optimization			0%		0%	100%	
	Row width optimization *							3%
	Variety choice *						16%	
Weed emergence avoidance	Sowing date optimization		53%				53%	
	Alternating sowing periods			70%		75%		49%
	Crop rotation optimization			37%				37%
Spot weeding	Weed patch management					70%		37%
	Field border management *					41%		
Use of practices *	Few (1 to 4)					1%	0%	63%
	Some (5 to 8 or 5 to 7)			70%		71%		36%
	Many (9+ or 8+)			3%		28%	43%	1%

* As supplementary variable for MCA; ** Number of farmers after filtering answers (no chemical weeding use).

Group S3 (12%) was defined by the use of cover crops during the intercropping period but excluded the use of chemical weeding during this period.

For S4 (19%) and S5 (12%), herbicides were applied during the crop cycle either pre- and post-emergence or post-emergence. They regrouped the farmers that used a high number of practices. Both groups used chemical control during the intercropping period. They completed their weed management by a strategy based on competition by adding other species and weed emergence avoidance. In addition, S4 maximized spot management through weed task and field border managements whereas S5 maximized crop competitiveness with sowing rate optimization and variety choice.

3.2.3. Mastered CA

The main contributing practices were quite similar to those of the Starting CA period. The only change was the intercropping period application, which was replaced by alternating sowing periods.

A good way to describe the five groups was to take into account the number of practices used to manage weeds. As shown on the left of Table 3, M1 (11%) and M2 (14%) used many practices. Farmers from group M1 used not only pre-emergence application but also practices used to avoid weed emergence (sowing date optimization) and to increase crop competitiveness (variety choice). Group M2 regrouped the farmers who based their weed management mainly on competition through sowing rate optimization, row width optimization, and combined/companion crops.

Table 3. Description of the groups for Mastered CA period by their use of weed management practices. The green color indicates a proportion of farmers significantly higher than the whole sample and the red color indicates a proportion significantly lower than the whole sample for the same period (Vtest with $p < 0.05$). PR: Pre-emergence application; PO: Post-emergence application; PR + PO: Pre-emergence and post-emergence applications.

Weed Management Practices			Mastered CA (126 Farmers) **				
			M1 (11%)	M2 (14%)	M3 (43%)	M4 (15%)	M5 (17%)
Chemical weeding	Crop weeding	PR	100%		0%		
		PO	0%		74%		
		PR + PO	0%				
	Intercropping period weeding						
Competition by adding species	Cover crops				100%	0%	100%
	Combined/companion crops			78%		5%	
Crop competitiveness	Sowing rate optimization			100%	0%		
	Row width optimization *			28%			
	Variety choice *		29%				
Weed emergence avoidance	Sowing date optimization		71%				
	Alternating sowing periods				100%		0%
	Crop rotation optimization				69%		24%
Spot weeding	Weed patch management						
	Field border management *						10%
Use of practices *	Few (1 to 4)		0%	0%	7%	68%	67%
	Some (5 to 8 or 5 to 7)				76%	32%	33%
	Many (9+ or 8+)		43%	56%		0%	0%

* As supplementary variable for MCA; ** Number of farmers after filtering answers (no chemical weeding use and reuse of tillage).

Group M3 was the main group (43%). This group used some practices (5 to 7) among which practices to maximize the weed emergence avoidance and cover crops. It excluded sowing rate optimization and used post-emergence application most preferentially.

Farmers from groups M4 (15%) and M5 (17%) focused their weed management on few but specific practices. Farmers from group M4 excluded practices related to competition by adding species strategy, unlike those from group M5, who used cover crops. Farmers from group M5 excluded weed emergence avoidance practices (alternating sowing date optimization and crop rotation optimization).

3.3. Farmers' Trajectories

The farmers' trajectories during the CA adoption process were used to determine what weed management changes occurred. In Figure 2, the main changes are represented by the largest shifts (30 to 49% of the farmers or 50% or more):

- To maximize weed emergence avoidance through alternating sowing periods. This change appeared to be the only change occurring for the farmers using pre-emergence application (from group B3 to S1).
- To increase the weeding times (pre-emergence, post-emergence and intercropping period) and to add a weed emergence avoidance practice (alternating sowing periods) while excluding others, such as combined/companion crops and crop rotation optimization (from B5 to S2).
- To increase the weeding times (spot weeding and intercropping period) and to add weed emergence avoidance practice (alternating sowing periods) while excluding crop competitiveness (from B6 to S4).

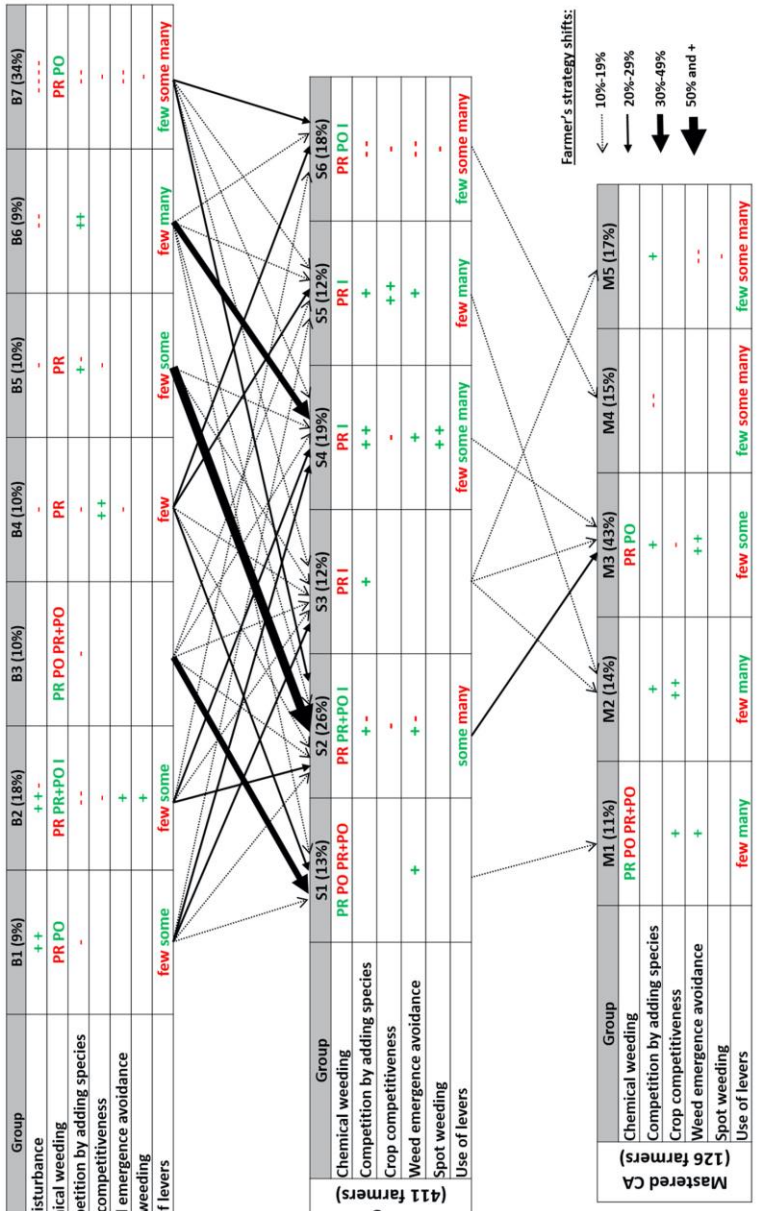


Figure 2. Trajectories of the farmers' groups between each period. The green color or + indicate a significantly higher use of a weed management practice; the red color or - indicate a significantly lower use. PR: Pre-emergence; PO: Post-emergence application; I: Intercropping period weeding.

For other groups, trajectories were not well identified. This means that in these initial groups the farmers did not make similar changes when adopting CA.

As some farmers just started CA, the number of farmers' responses decreased in the analysis from 409 to 126 between the Starting and Mastered CA periods. The farmers' trajectories are represented by shifts with lower percentages, but the main changes can still be identified (Figure 2):

- To use many practices only while maximizing crop competitiveness (variety choice) is the change made by farmers with a pre-emergence application (from S1 to M1).
- To maximize competition during the crop period (sowing rate optimization, row width optimization and combined/companion crops) while decreasing weed emergence avoidance (from S3 and S5 to M2).
- To reduce weeding times (intercropping period, spot management and crop weeding) and to add practices to avoid weed emergence avoidance (alternating sowing periods and crop rotation optimization) (from S2 and S4 to M3).
- To remove the systematic absence of intercropping period weeding while reducing chemical weeding to a post-emergence application and to maximize weed emergence avoidance (from S3 to M3).
- To remove the systematic absence of intercropping period weeding and to exclude a weed emergence avoidance strategy (from S3 to M5).
- To continue to use few practices while decreasing the number of practices excluded (row width optimization, alternating sowing periods, and weed patch management) (from S6 to M4).

4. Discussion

Soil disturbance practices are fundamental practices of integrated weed management [27]. In particular, they allow preventive weed management during the intercropping period both through seed burying by ploughing or the decrease in superficial viable seeds by stubble ploughing and stale seedbeds. They also allow curative management by the use of mechanical weeding. Therefore, adopting CA may deprive many farmers of effective weed management practices. Although a significant number of farmers used soil disturbance practices in the Before CA period, our results showed that only 27% of farmers based their entire weed management on soil disturbance practices. For the latter category of farmers, changes could be influenced either directly by farmers (personal wishes, habits, or equipment available) or by the social environment. In France, the adoption of CA started with some active farmers groups supported by private firms (e.g., the Brazilian company Semeato, producer of direct sowing seed drills), before being supported by research and public policies (e.g., local subsidies for equipment since 2010) [28]. Based on sharing knowledge and farmer to farmer mentoring, these active farmers groups shared this form of agricultural production across the country. Practices used to control weeds can be quite diversified and the orientations promoted or supported may have differed from one farmers group to another and may have interfered in the choice made by these farmers. The situation is quite similar for farmers who, before CA, based their weed management mainly on a crop competitiveness strategy (10%) or on the use of few practices (34%).

For 29% of the farmers, the changes made when adopting CA were more apparent. Except for the farmers who initially used pre-emergence application, an increase in the weeding times (pre- and post-emergence and intercropping period) and the addition of spot weeding were the main changes. In addition, these farmers chose to maximize weed emergence avoidance. Without any soil disturbances in CA, a large proportion of seeds of the weed seedbank remain generally close to the soil surface, waiting for adequate conditions to germinate [29]. Therefore, avoiding weed emergence favors seedbank depletion through time, seed desiccation or seed predation and avoids weed germination flushes. These farmers chose either to use alternating sowing periods or sowing date optimization to do so. The last change occurring when adopting CA for these farmers was the use of cover crops, if they were not already used before CA.

With almost 80% of farmers using them, cover crops and intercropping period weeding became the main points of weed management during the first years of CA. Chemical weeding during the intercropping period ensures the start of the next crop. To do this, non-selective herbicides with foliar penetration, such as glyphosate, are applied. Applied alone or in combination, glyphosate can target annual grasses, eudicotyledons or perennial weeds depending on the rate used. With the withdrawal of non-selective active ingredients (paraquat in 2007, aminotriazole in 2016 and glufosinate in 2018), glyphosate, together with other molecules (pelargonic acid, dicamba and 2,4-D), represents one of the last molecules approved for use during the intercropping period. In addition to controlling weeds, this chemical application can also be used to terminate cover crops.

Unlike chemical weeding, cover crops act as a preventive weed management method. With favorable establishment, cover crops may provide efficient weed control on annual weeds by limiting weed growth and, for some species, by affecting weed emergence [11]. Cover crops or their residues on the soil surface affect weeds through different mechanisms: Biological and physical (temperature and availability of water and nutrients) or chemical (modification of the C/N ratio or allelopathic compounds) [30]. Cover crop efficiency is highly variable and depends on weather conditions and management decisions, such as the choice of cover crop species, sowing season, sowing rate optimization and termination date [31].

With the adoption of CA, the use of sowing rate optimization and combined/companion crops by farmers increased. Sowing rate optimization, like the other practices in its category (row width optimization and variety choice), has an indirect effect on weeds by maximizing crop competitiveness. While a high density rate can provide effective weed control, it can also be a disadvantage to the yield if the rate is not well adapted with other crop sowing parameters, such as variety, row width and climatic conditions [32]. Often combined with sowing rate optimization in the established combinations, row width optimization and variety choice were not used by farmers to manage weeds. Different reasons may explain this result, such as other variety choice drivers (yield or climatic conditions) or a potential lack of adapted varieties to CA. The lack of use of row width optimization may result from additional equipment required. The effect of combined/companion crops on weeds is efficient for French farm systems [33], but little is known about the governing of those effects (direct or indirect effect).

According to the farmers, approximately five years are required to reach a "mastered" level of the CA system. Upon mastering the CA system, weed management still evolved, but the choices made by the farmers were more easily identified. The first changes were related to weeding times and seemed to contradict the previous results. In the Mastered CA period, the use of two applications during the crop cycle (pre- and post-emergence) decreased in favor of post-emergence application only. Locke et al. [34] found a similar result for farmers in CA and explained the findings by a lower efficacy of pre-emergence herbicides due to higher organic matter levels on the soil surface. The reduction in weeding times involve not only crop weeding but also the intercropping period and spot management. Despite a non-significant decrease in use, chemical weeding during the intercropping period became non-systematic for all the combinations in the Mastered CA period. Many farmers also excluded spot management. All these choices showed that when adopting CA, the farmers tend to secure their systems through chemical weeding, but when reaching a mastered system, chemical weeding applications decrease. These weeding changes were accompanied by the addition of practices to avoid weed emergence. Alternating the sowing periods and crop rotation optimization were the main practices added by the farmers, which could explain their increased use. Although crop rotation optimization is considered an effective practice to control weeds [27] and is the third principle of CA, its use to manage weeds increased only in the Mastered CA period. Crop rotation optimization can be preventive by disrupting the life cycle of weeds or curative by alternating herbicide modes of action [35].

The other changes involve the farmers who decided to increase crop competitiveness (variety choice, sowing rate optimization and row width optimization) or competition by adding other species (combined/companion crops). This increase in the intensity of competition was the only change made

by the farmers using pre-emergence application in the Starting CA period. For the other farmers, this change resulted in the reduced use of weed emergence avoidance strategy.

5. Conclusions

Conservation agriculture was identified as a farming system that can potentially provide sustainable agriculture worldwide. Therefore, any change made by farmers to optimize the transition regarding weed management or other aspects, such as fertilization, should be studied so as to constitute a basis for reflection for other farmers. In France, weed management appears to be the major factor that requires an adaptation of their practices and strategies. Although the weed management changes during the transition to CA varied markedly from one farmer to another and according to their prior management, some similarities between farmers were identified. Main changes appeared when adopting the farming system, but farmers still made some adjustments to reach a mastered level of weed management. According to farmers, around five years were required before mastering the system.

When referring to weed management, CA should not be studied as a unique model of agriculture but as a diversity of agricultural systems using different practices or strategies that can change with present or future global contexts, such as climatic stress or herbicide use restriction.

Supplementary Materials: The following are available online at http://www.mdpi.com/2073-4395/10/6/843/s1, Figure S1: Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Before CA period, Figure S2: Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Starting CA period, Figure S3: Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Mastered CA period.

Author Contributions: D.D., B.C., E.F. and F.D. contributed equally to this work. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript; the work reported.

Funding: This research was funded by European Union's horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 727321 (IWMPraise) and by the agreement to support a thesis grant No 2017-9201AA O048S01305 of the Bourgogne-Franche-Comté region.

Acknowledgments: The authors thank, for their participation to the survey broadcast, all farmers' groups (APAD, BASE, GIEE DU SOL EAU SOLEIL, AOC Sols, Club AgroEcos, GIEE MAGELLAN, Clé de Sol), the project partners (Terres Inovia, Arvalis Institut du Végétal), the representatives of chambers of agriculture and the A2C website. All farmers are also greatly thanked for their participation.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Reicosky, D.C. Conservation tillage is not conservation agriculture. *J. Soil Water Conserv.* **2015**, *70*, 103–108. [CrossRef]
2. Berger, A.; Friedrich, T.; Kienzle, J. Conservation Agriculture. In *Soils Plant Growth and Crop Production*, 1st ed.; Verheye, W., Ed.; Eolss Publishers: Oxford, UK, 2010; p. 2. ISBN 978-90-481-6211-6.
3. Hobbs, P.R.; Sayre, K.; Gupta, R. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2008**, *363*, 543–555. [CrossRef] [PubMed]
4. Sun, Y.; Zeng, Y.; Shi, Q.; Pan, X.; Huang, S. No-tillage controls on runoff: A meta-analysis. *Soil Tillage Res.* **2015**, *153*, 1–6. [CrossRef]
5. Schwen, A.; Bodner, G.; Scholl, P.; Buchan, G.D.; Loiskandl, W. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil Tillage Res.* **2011**, *113*, 89–98. [CrossRef]
6. Henneron, L.; Bernard, L.; Hedde, M.; Pelosi, C.; Villenave, C.; Chenu, C.; Bertrand, M.; Girardin, C.; Blanchart, E. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agron. Sustain. Dev.* **2015**, *35*, 169–181. [CrossRef]
7. Laloy, E.; Bielders, C. Effect of intercropping period management on runoff and erosion in a maize cropping system. *J. Environ. Qual.* **2010**, *39*, 1001–1008. [CrossRef] [PubMed]
8. Parr, M.; Grossman, J.M.; Reberg-Horton, S.C.; Brinton, C.; Crozier, C. Nitrogen delivery from legume cover crops in no-till organic corn production. *Agron. J.* **2011**, *103*, 1578–1590. [CrossRef]

9. Constantin, J.; Beaudoin, N.; Laurent, F.; Cohan, J.-P.; Duyme, F.; Mary, B. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant Soil* **2011**, *341*, 137–154. [CrossRef]
10. Carof, M.; De Tourdonnet, S.; Coquet, Y.; Hallaire, V.; Roger-Estrade, J. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use Manag.* **2007**, *23*, 230–237. [CrossRef]
11. Cordeau, S.; Wayman, S.; Reibel, C.; Strbik, F.; Chauvel, B.; Guillemin, J.-P. Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. *Weed Biol. Manag.* **2018**, *18*, 12–25. [CrossRef]
12. Barzman, M.; Bàrberi, P.; Birch, A.N.E.; Boonekamp, P.; Dachbrodt-Saaydeh, S.; Graf, B.; Hommel, B.; Jensen, J.E.; Kiss, J.; Kudsk, P. Eight principles of integrated pest management. *Agron. Sustain. Dev.* **2015**, *35*, 1199–1215. [CrossRef]
13. Debaeke, P.; Orlando, D. Simplification du travail du sol et evolution de la flore adventice: Consequences pour le desherbage à l'échelle de la rotation. In *Simplification du Travail du Sol*; Lessaffre, B., Thevenet, G., Eds.; INRA: Paris, France, 1991; pp. 35–62.
14. Baeumer, K.; Bakermans, W.A.P. Zero tillage. *Adv. Agron.* **1974**, *25*, 77–123. [CrossRef]
15. Aubineau, M.; Billot, J.F. Techniques simplifiées de semis: Description et performances de quelques matériels. In *La Simplification des Techniques de Travail du Sol*; CNRA: Versailles, France, 1975; pp. 9–56.
16. Evans, D.M. Field performance of glyphosate derivatives in the control of *Agropyron repens* and other perennial weeds. *Brit. Weed Contr. Conf. Proc.* **1972**, *1*, 64–70.
17. Kassam, A.H.; Friedrich, T.; Derpsch, R. Global spread of Conservation Agriculture. *Int. J. Environ. Stud.* **2019**, *76*, 29–51. [CrossRef]
18. Buhler, D.D. Influence of tillage systems on weed population dynamics and management in corn and soybean in the Central USA. *Crop Sci.* **1995**, *35*, 1247–1258. [CrossRef]
19. Bijttebier, J.; Ruysschaert, G.; Hijbeek, R.; Werner, M.; Pronk, A.A.; Zavattaro, L.; Bechini, L.; Grignani, C.; ten Berge, H.; Marchand, F.; et al. Adoption of non-inversion tillage across Europe: Use of a behavioural approach in understanding decision making of farmers. *Land Use Policy* **2018**, *78*, 460–471. [CrossRef]
20. Murphy, S.D.; Clements, D.R.; Belaoussoff, S.; Kevan, P.G.; Swanton, C.J. Promotion of weed species diversity and reproduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. *Weed Sci.* **2006**, *54*, 69–77. [CrossRef]
21. Trichard, A.; Alignier, A.; Chauvel, B.; Petit, S. Identification of weed community traits response to conservation agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2013**, *179*, 179–186. [CrossRef]
22. Casagrande, M.; Alletto, L.; Naudin, C.; Lenoir, A.; Siah, A.; Celette, F. Enhancing planned and associated biodiversity in French farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* **2017**, 37. [CrossRef]
23. Peigné, J.; Casagrande, M.; Payet, V.; David, C.; Sans, F.X.; Blanco-Moreno, J.M.; Cooper, J.; Gascoyne, K.; Antichi, D.; Bàrberi, P.; et al. How organic farmers practice conservation agriculture in Europe. *Renew. Agric. Food Syst.* **2016**, *31*, 72–85. [CrossRef]
24. Regnier, E.E.; Harrison, S.K.; Loux, M.M.; Holloman, C.; Venkatesh, R.; Diekmann, F.; Taylor, R.; Ford, R.A.; Stoltenberg, D.E.; Hartzler, R.G.; et al. Certified Crop Advisors' Perceptions of Giant Ragweed (*Ambrosia trifida*) Distribution, Herbicide Resistance, and Management in the Corn Belt. *Weed Sci.* **2016**, *64*, 361–377. [CrossRef]
25. *R Core Team (2019)*; A language and environment for statistical computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2019.
26. Lê, S.; Josse, J.; Husson, F. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J. Stat. Softw.* **2008**, *25*, 1–18. [CrossRef]
27. Swanton, C.J.; Mahoney, K.; Chandler, K.; Gulden, R.H. Integrated weed management: Knowledge-based weed management systems. *Weed Sci.* **2008**, *56*, 168–172. [CrossRef]
28. Goulet, F.; Hernández, V. Vers un modèle de développement et d'identités professionnelles agricoles globalisés? Dynamique d'innovation autour du semis direct en argentine et en France. *Rev. Tiers Monde* **2011**, *207*, 115–132. [CrossRef]
29. Chauhan, B.S.; Singh, R.G.; Mahajan, G. Ecology and management of weeds under conservation agriculture: A review. *Crop Prot.* **2012**, *38*, 57–65. [CrossRef]
30. Christoffoleti, P.J.; de Carvalho, S.J.P.; López-Ovejero, R.F.; Nicolai, M.; Hidalgo, E.; da Silva, J.E. Conservation of natural resources in Brazilian agriculture: Implications on weed biology and management. *Crop Prot.* **2007**, *26*, 383–389. [CrossRef]

31. Osipitan, O.A.; Dille, J.A.; Assefa, Y.; Radicetti, E.; Ayeni, A.; Knezevic, S.Z. Impact of cover crop management on level of weed suppression: A meta-analysis. *Crop Sci.* **2019**, *59*, 833–842. [CrossRef]
32. Li, P.; Mo, F.; Li, D.; Ma, B.L.; Yan, W.; Xiong, Y. Exploring agronomic strategies to improve oat productivity and control weeds: Leaf type, row spacing, and planting density. *Can. J. Plant Sci.* **2018**, *98*, 1084–1093. [CrossRef]
33. Verret, V.; Gardarin, A.; Makowski, D.; Lorin, M.; Cadoux, S.; Butier, A.; Valantin-Morison, M. Assessment of the benefits of frost-sensitive companion plants in winter rapeseed. *Eur. J. Agron.* **2017**, *91*, 93–103. [CrossRef]
34. Locke, M.A.; Reddy, K.N.; Zablotowicz, R.M. Weed management in conservation crop production systems. *Weed Biol. Manag.* **2002**, *2*, 123–132. [CrossRef]
35. Doucet, C.; Weaver, S.E.; Hamill, A.S.; Zhang, J. Separating the Effects of Crop Rotation from Weed Management on Weed Density and Diversity. *Weed Sci.* **1999**, *47*, 729–735. [CrossRef]

© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Supplementary Materials

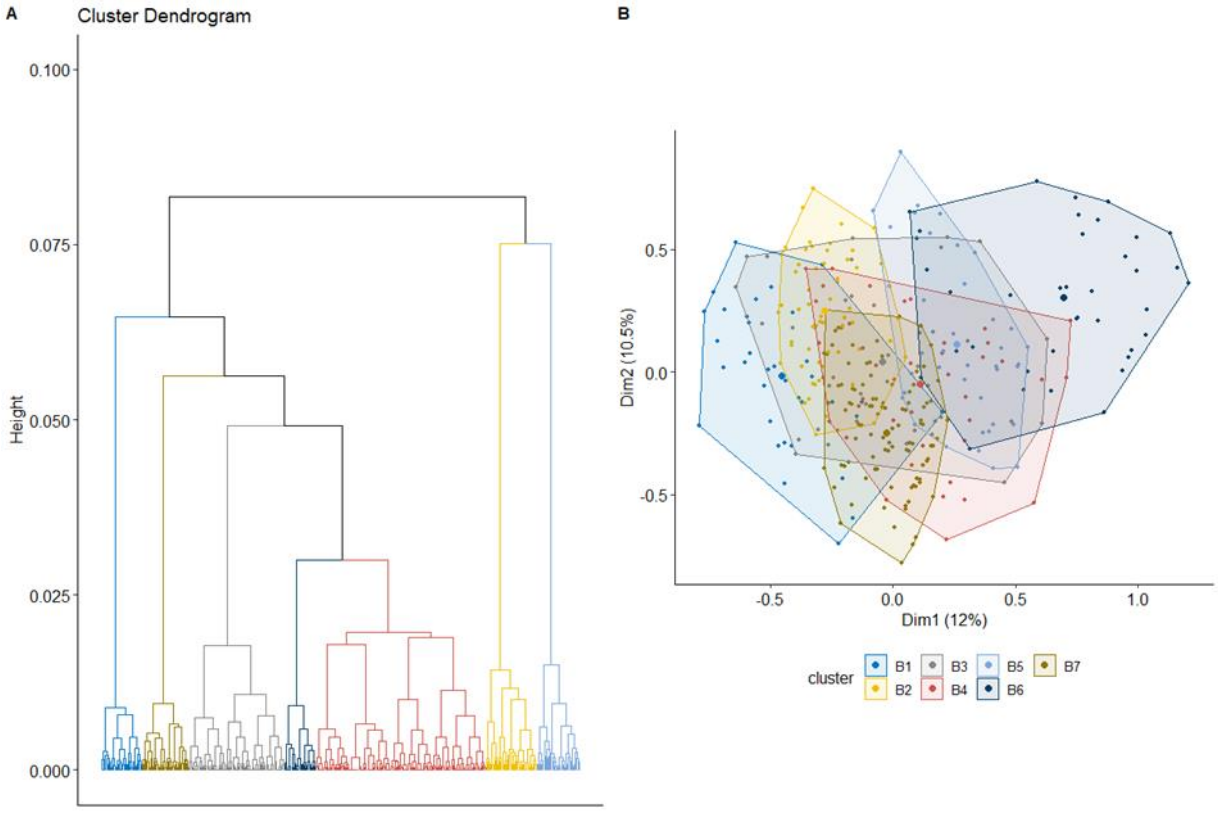


Figure S1. Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Before CA period

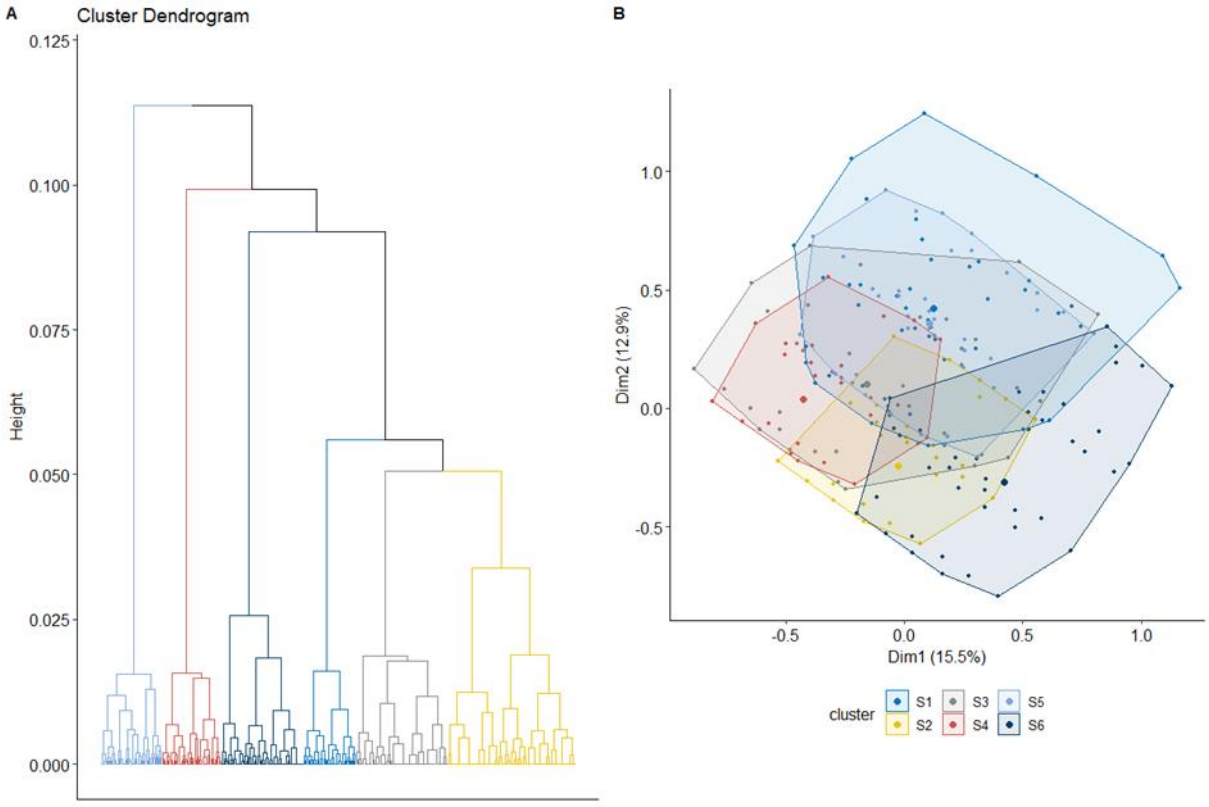


Figure S2. Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Starting CA period

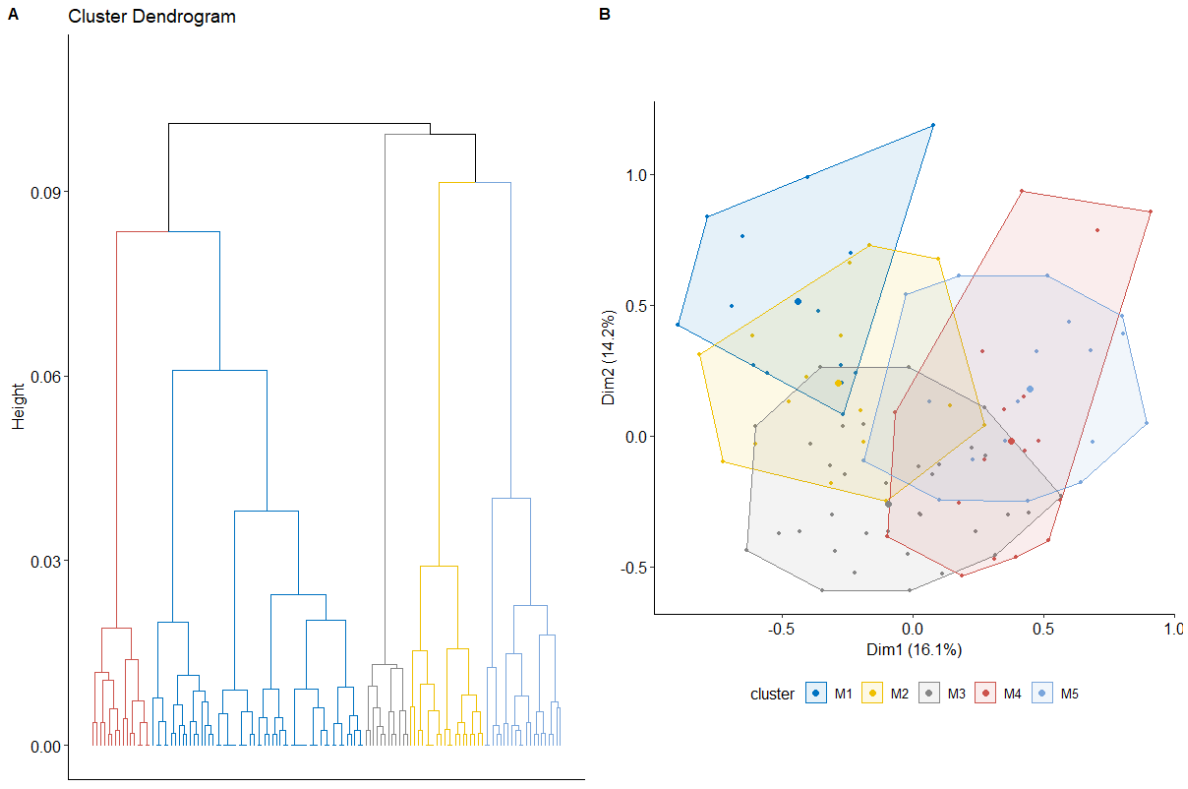


Figure S3. Hierarchical tree before consolidation of k-means and representation of groups on the first two dimensions of the ACM for Mastered CA period

3 - Points à retenir de l'article 2

- En adoptant l'ACS, les agriculteurs modifient leur utilisation de leviers de gestion de la flore adventice. Les changements les plus importants dans l'utilisation des leviers concernent l'augmentation de l'utilisation des couverts végétaux (de 22 à 77 %) et du désherbage chimique en interculture (de 46 à 86 %). Les agriculteurs mobilisent aussi davantage la densité de semis et les associations d'espèces (plantes compagnes, culture associées).

- A la maîtrise du système, soit en moyenne cinq ans après l'adoption de l'ACS, les agriculteurs ajoutent aux changements réalisés à l'adoption, une optimisation de la rotation et de l'alternance des périodes de semis. Les agriculteurs modifient également leur gestion chimique des adventices durant le cycle de la culture et s'orientent préférentiellement vers une utilisation du désherbage en post-émergence.

- De manière générale, certains modes de gestion ne sont pas impactés par l'adoption de l'ACS (gestion des bordures, gestion des taches, date de semis, écartement des inter-rangs, choix variétal). Des leviers de gestion apparaissent très peu utilisés (choix variétal, écartement des inter-rangs).

- Les changements effectués varient de manière importante en fonction des agriculteurs mais aussi en fonction des leviers de gestion de la flore initialement utilisés. Les changements qui sont les plus difficiles à identifier apparaissent pour les agriculteurs qui, avant l'adoption de l'ACS, dépendaient du travail du sol ou mobilisaient peu de leviers.

- L'adoption de l'ACS semble restreindre les possibilités de combinaisons des différents leviers.

Chapitre 8 : Variations des modalités d'utilisation des leviers de gestion des adventices avec l'ancienneté en agriculture de conservation ?

1 - Introduction du chapitre

Nous avons montré dans le chapitre précédant que les agriculteurs qui adoptent l'ACS adaptent en conséquence leur gestion de la flore adventice. Nous avons également montré que les ajustements réalisés par les agriculteurs ne se limitaient pas uniquement à la période d'adoption de l'ACS mais pouvaient être réalisés post-adoption de l'ACS.

Deux ajustements des leviers de la flore adventice utilisables en ACS se distinguent. Certains leviers (couvert végétaux, cultures associées, densité de semis, désherbage interculture) sont davantage utilisés à l'adoption de l'ACS puis leur utilisation se stabilise à la maîtrise du système. L'utilisation d'autres leviers n'est modifiée qu'uniquement à la maîtrise du système. C'est plus particulièrement le cas des leviers de gestion liés au principe de la diversification de la rotation (optimisation de la diversité des cultures dans la rotation, alternance des périodes de semis) et à la gestion chimique (application post-émergence favorisée).

Si le chapitre précédant a montré que l'utilisation de ces leviers par les agriculteurs variait avec l'adoption de l'ACS et la maîtrise du système, ces résultats font apparaitre de nouvelles questions :

- Une absence de changement dans l'utilisation d'un levier ne pourrait-elle pas masquer un changement de modalité au sein de ce même levier ? Par exemple, pour les couverts végétaux, est-il possible d'observer un choix vers un type de couvert en particulier avec une espèce permettant une couverture permanente du sol ?

- Dans quelles mesures les agriculteurs en ACS peuvent-ils mettre en place ces ajustements sur leurs parcelles ?

Dans ce chapitre, nous vous proposons donc de décrire comment les agriculteurs appliquent les leviers de gestion sur leurs parcelles et comment ces modalités d'application varient avec la durée en ACS. Plus précisément, nous avons comparé, pour un même moment, les modalités d'application de certains leviers de gestion appliquées dans des parcelles depuis un nombre d'années différent depuis l'adoption de l'ACS.

2 - Matériel et méthode

2-1 *Données utilisées*

Ce chapitre est basé sur le jeu de données 4, à savoir les 130 parcelles en blé d'hiver localisées en Bourgogne-Franche-Comté décrites par 11 variables (Tableau 9). Les variables utilisées décrivent soit des leviers dont l'utilisation par les agriculteurs a été modifiée à l'adoption de l'ACS, soit des leviers dont l'utilisation par les agriculteurs a été ajustée post-adoption (chapitre 7). Les 130 parcelles couvrent un gradient de durée en ACS allant de 1 à 21 ans. Le nombre de parcelles par agriculteur varie de 1 à 4.

Tableau 9 : Modalités utilisées pour décrire les leviers de gestion de la flore adventice

Modalité d'application du levier	Levier de gestion	Type de variable	Moyenne ± écart type (Min – Max) ou nombres par catégories
Variables collectées ou construites à partir des réponses au questionnaire			
Type de couvert	Couvert végétal	Qualitative nominale	Couvert permanent (26), couvert temporaire (25), résidus (51), repousses (28)
Nombre de grandes familles de cultures	Optimisation de la diversité de la rotation	Qualitative ordonnée	1 (1) ; 2 (45) ; 3 (67) ; 4 (17)
Nombre de cultures estivales		Qualitative ordonnée	0 (24) ; 1 (52) ; 2 (41) ; 3 (12) ; 4 (1)
IFT total	Gestion chimique des adventices	Quantitative continue	1,98 ± 0,85 (0,09 – 4,97)
IFT interculture		Quantitative continue	0,27 ± 0,33 (0 - 1,71)
IFT avant hiver		Quantitative continue	0,85 ± 0,77 (0-2,73)
IFT printemps		Quantitative continue	0,85 ± 0,62 (0 - 2,39)
Nombre de groupes HRAC*		Quantitative continue	1 (5) ; 2 (27) ; 3 (21) ; 4 (28) ; 5 (32) ; 6 (15) ; 7 (2)
Nombre de passages		Quantitative continue	1 (8) ; 2 (51) ; 3 (47) ; 4 (17) ; 5 (5) ; 6(2)
Variables basées sur des données d'observation			
Pourcentage de couverture mars	Couverture du sol durant le cycle de la culture	Quantitative continue	57 ± 18 (20 - 92)
Pourcentage de couverture juin		Quantitative continue	66 ± 23 (15 - 100)

HRAC : Herbicide Resistance Action Committee (https://hracglobal.com/; Classification des substances actives selon leurs modes d'action).

Bien que le précédent cultural puisse influencer les pratiques culturales mises en place dans la culture suivante (Krupinsky et al., 2006), il peut également être modifié en fonction de l'ancienneté de l'ACS par le biais d'une modification de la rotation (abandon ou ajout de certaines cultures). Étant donné qu'aucune sélection n'a été réalisée sur le précédent cultural des parcelles de blé tendre, cette variable a été considérée comme une variable supplémentaire dans ce chapitre.

2-2 *Analyses statistiques*

L'effet de l'âge a été testé sur chacune des variables à expliquer. Le coefficient de corrélation de Pearson a été utilisé pour les variables quantitatives et l'Anova pour les variables qualitatives (fonction condes() du package FactoMineR).

Nous nous sommes ensuite intéressés à la façon dont les agriculteurs combinaient les différentes modalités d'application de ces leviers pour déterminer si certaines combinaisons étaient ou non influencées par le nombre d'années en ACS. Les parcelles étant à la fois décrites par des variables quantitatives et qualitatives, une analyse factorielle de données mixtes (AFDM) a été effectuée. Cette première analyse a été effectuée en utilisant la fonction FAMD() du package FactoMineR. Avant de réaliser l'AFDM, certaines catégories avec des effectifs très faibles (Tableau 9) ont été regroupées avec les catégories les plus proches. Durant l'analyse, la variable « IFT total », redondante car décomposée en fonction des périodes, a été utilisée comme variable supplémentaire au même titre que le précédent cultural. Une classification hiérarchique utilisant la distance euclidienne et l'algorithme de Ward, sur les coordonnées des individus obtenues par l'AFDM (fonction HCPC()) a permis de construire quatre groupes de parcelles utilisant de manière similaire les modalités des leviers de gestion des adventices. La classification finale a été obtenue après consolidation des nuées dynamiques. Un test d'indépendance (Khi2) a ensuite été réalisé pour détecter un possible changement dans la répartition des différents groupes en fonction de l'âge en ACS.

Pour finir, nous avons déterminé si les modalités d'application des leviers sont constantes pour un même agriculteur ou si elles variaient. Un test d'indépendance du khi2 a été utilisé pour tester une possible indépendance entre les agriculteurs et les groupes de parcelles. Pour cela, seules les parcelles des agriculteurs possédant *a minima* deux parcelles ont été retenues, soit 120 parcelles sur les 130 parcelles.

3 - Résultats

3-1 *Variabilité importante dans la mise en application des leviers de gestion de la flore adventice en agriculture de conservation*

Sur les 130 parcelles, il existe une variabilité importante dans la mise en application des leviers de gestion de la flore adventice. Concernant la gestion chimique, l'IFT total est en moyenne de 1,98 mais les valeurs varient entre 0,09 et 5 (Tableau 9) ; l'unique valeur 0,09 correspondant à un unique passage à une dose de 0,5L/ha de glyphosate concentré à 360g/L pendant la période d'interculture. L'application d'herbicides apparait plus importante durant le cycle de la culture (IFT moyen de 0,85

avant hiver et au printemps) que durant l'interculture (IFT moyen de 0,27). Le nombre de passages et la diversité des groupes HRAC utilisés sont également très variables d'une parcelle à l'autre. Si sur certaines parcelles le désherbage se fait avec un passage et/ou un seul groupe HRAC, on peut observer sur d'autres parcelles un nombre plus élevé de passages et de groupes HRAC (6 passages, 7 groupes HRAC). Sur l'ensemble des traitements et sur les 130 parcelles, 12 modes d'action différents ont été utilisés. Les groupes HRAC les plus utilisés sont ceux ciblant la synthèse des acides aminés (41 % pour le groupe B, 15,7 % pour le groupe G) ou bien la photosynthèse (groupe HRAC F1, 12,7 %) (Tableau 10). Quatre modes d'action (C2, C3, E, K1) sont très faiblement représentés. Hormis pour trois groupes HRAC (B, A et O) où il existe encore une diversité de molécules applicables pour un même mode d'action, les autres groupes HRAC ne sont représentés que par une voire deux molécules autorisées en blé tendre.

Tableau 10 : Diversité des modes d'action utilisés pour la gestion chimique des adventices en blé tendre sur les parcelles en agriculture de conservation

Mécanisme ciblé	**Mode d'action**	**Groupe HRAC**	**Nombre de molécules autorisées (2017 à 2019)**	**Part de chaque groupe HRAC* sur la totalité des traitements**
Photosynthèse	Photosystème II	C2	1	0,2 %
		C3	1	0,8 %
	Synthèse des caroténoïdes	F1	2	12,7 %
	Synthèse des chlorophylles	E	1	0,6 %
Synthèse des acides aminés	Inhibiteurs de l'ALS	B	12	41,0 %
	Inhibiteurs de l'EPSP synthase	G	1	15,7 %
Synthèse des lipides	Synthèse des acides gras	N	1	6,7 %
	Inhibiteurs de l'ACCase	A	5	5,8 %
	Inhibiteurs des acides gras à très longue chaîne	K3	2	6,7 %
Régulation de l'auxine	Substances de croissance	O	10	7,9 %
Division cellulaire	Formation des microtubules	K1	2	1,9 %

Les rotations des cultures sont également très variées. La rotation composée d'une seule famille de culture (céréales à pailles) n'est observée que sur une seule parcelle alors que des rotations composées de quatre familles de cultures différentes peuvent être observées (17/130, 13 %). Les rotations les plus représentées sont composées soit de céréales à pailles et de cultures oléagineuses (40 parcelles), soit de céréales à pailles, de cultures oléagineuses et de légumineuses (45 parcelles) (Figure 17). Le nombre de cultures estivales sur les cinq années précédant le blé tendre étudié varie

de 0 à 4 avec une majorité de rotations utilisant 1 ou 2 cultures estivales (71,5 %). En ACS, la culture du blé tendre se retrouve majoritairement à la suite d'un soja (35 parcelles), d'une brassicacée (46 parcelles) ou bien d'une céréale à paille (24 parcelles).

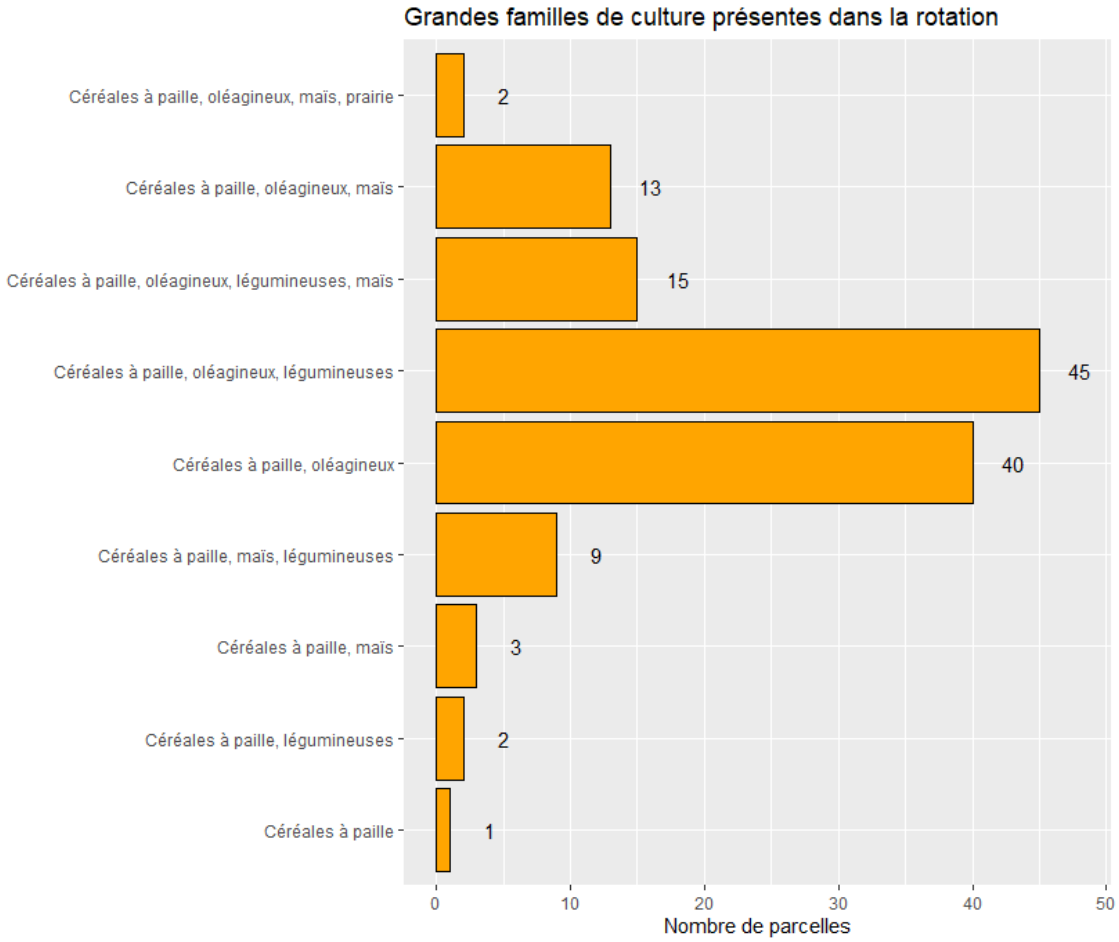


Figure 17 : Grandes familles de cultures présentes dans les rotations

Dans l'interculture précédent le blé tendre, les résidus de cultures constituent le couvert végétal le plus utilisé (39,2 %, Tableau 9). La part restante est équitablement répartie entre les repousses de cultures, les couvert temporaires et les couverts permanents. La couverture du sol durant le cycle de la culture (résidus, culture, couvert) semble assez similaire en mars et en juin (en moyenne, 57 et 66 % de recouvrement). Les valeurs restent cependant très variables d'une parcelle à l'autre, mais toujours supérieures à 15 %.

3-2 *Évolution de la mise en application des leviers de gestion avec le nombre d'années en agriculture de conservation ?*

Seules trois modalités d'application des leviers de gestion varient en fonction du nombre d'années en ACS. Le pourcentage de couverture de la surface du sol en mars augmente significativement avec le nombre d'années en ACS (r_p=0,267, p=0,002). Ce dernier, représenté par une valeur moyenne de 55 % dans les parcelles d'1 an en ACS atteint environ 70 % dans les parcelles en ACS depuis plus de 20 ans (Figure 18a).

Les modalités d'application décrivant la diversité de la rotation et plus précisément les variables « Nombre de culture estivale » ($R2$= 0,146, p <0.001) et « Nombre de grandes familles de cultures » ($R2$=0,127, p <0.001) sont également affectées par le nombre d'années en ACS. La Figure 18b et la Figure 18c montrent que certaines catégories (0 ou 1 culture estivale, 1 ou 2 grandes familles) sont davantage représentées dans les parcelles où l'adoption de l'ACS est plus tardive. Au fur et à mesure que l'ancienneté des parcelles augmente, les rotations composées de céréales à pailles et de cultures oléagineuses sont complétées par des légumineuses et du maïs ou seulement par des légumineuses. Davantage de parcelles avec un précédent maïs ou soja se retrouvent donc pour les parcelles en ACS depuis de nombreuses années (données non montrées).

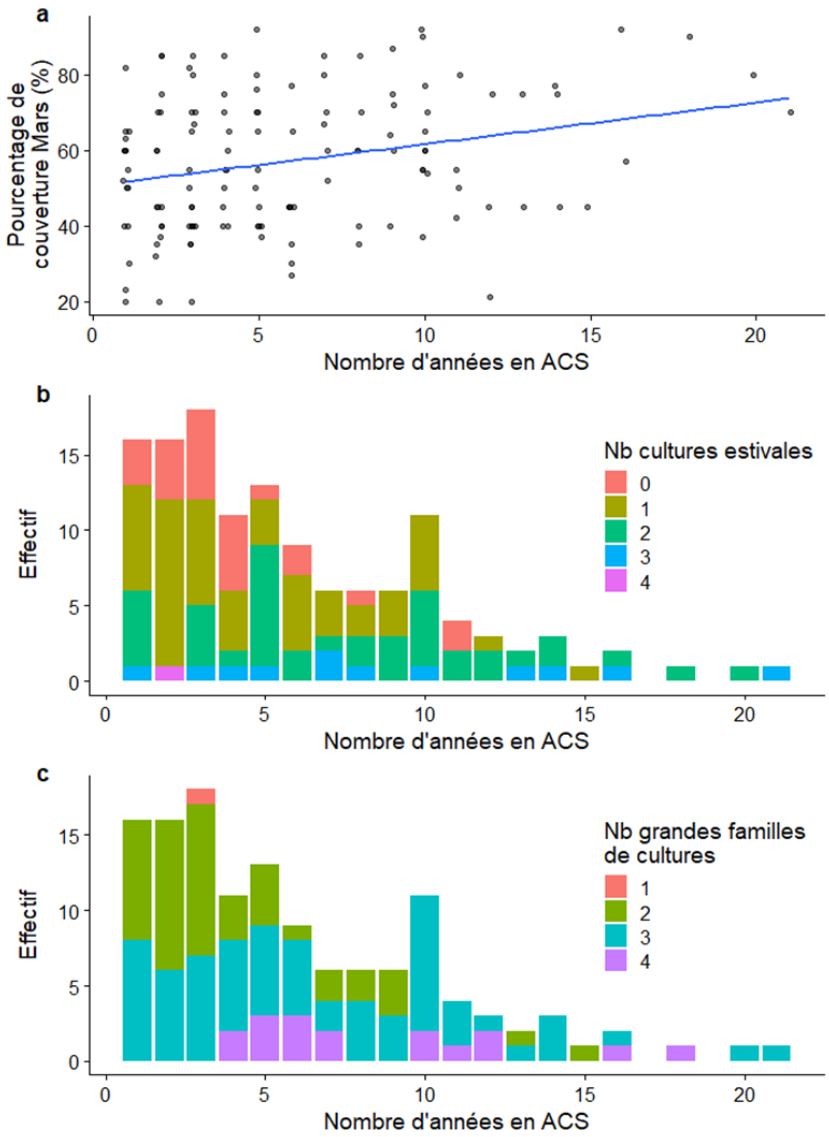


Figure 18 : Evolution des modalités de gestion des leviers en fonction du nombre d'années en agriculture de conservation. Seuls les leviers qui sont significativement modifiés en fonction du nombre d'années en agriculture de conservation sont représentés

3-3 *Des combinaisons d'application des leviers de gestion favorisées avec l'ancienneté en agriculture de conservation ?*

Quatre groupes de parcelles appliquant de manière similaire les leviers de gestion de la flore adventices ont été identifiés (Tableau 11). Les variables qui ont le plus contribué à créer ces groupes sont les variables liées à la gestion chimique (Nombre de passages, Nombre de groupes HRAC, IFT avant hiver, IFT interculture et IFT printemps), à la couverture du sol durant le cycle de la culture (pourcentage de couverture en mars) et le nombre de cultures estivales.

Dans le groupe 1 de 8 parcelles, une plus faible gestion chimique des adventices est réalisée. Un seul passage est réalisé et 1 à 2 groupes HRAC sont majoritairement utilisés. Le désherbage a lieu

durant l'interculture ou au printemps (IFT avant hiver moyen de 0,27). L'IFT total, de 1,08 en moyenne, est également inférieur à l'IFT total (1,98) retrouvé sur l'ensemble des parcelles. 87,5 % des parcelles ne possédaient aucun couvert végétal avant l'implantation de la culture de blé tendre. La catégorie la plus élevée de cultures estivales (3 à 4 cultures estivales sur les cinq dernières années) est également surreprésentée dans ce groupe. Dans ce groupe, 5 des 8 parcelles sont cultivées en blé avec un précédent soja.

Le groupe 2 regroupe plus de la moitié des parcelles (68 parcelles). La gestion chimique de ces parcelles est supérieure à celle du groupe 1 mais légèrement inférieure à celle retrouvée sur les 130 parcelles. Deux à trois passages ainsi que 1 à 4 groupes HRAC sont utilisés pour le désherbage. Le désherbage chimique est effectué principalement au printemps (IFT de 1,11), plutôt qu'avant l'hiver (IFT de 0,39). L'IFT total sur ces parcelles (1,79) reste inférieur à l'IFT total moyen retrouvé sur les 130 parcelles. Ce groupe de parcelles est également davantage représenté par des parcelles qui utilisaient des repousses de culture durant l'interculture précédent le semis du blé tendre.

Le groupe 3 (39 parcelles) est représenté par une gestion chimique assez diversifiée (5 groupes HRAC pour 79,5 % des parcelles) avec un IFT total similaire aux autres groupes. Néanmoins, le désherbage sur ces parcelles est majoritairement réalisé avant l'hiver (1,44) plutôt qu'au printemps (0,49).

Le groupe 4 (15 parcelles) se caractérise par une gestion chimique des adventices plus importante. L'IFT total dans ce groupe est en moyenne de 3,17, résultat d'une utilisation supérieure d'herbicides en interculture (IFT de 0,75) et au printemps (IFT de 1,64). Ces désherbages se font en 4 passages ou plus et en utilisant une diversité de groupes HRAC importante (6 à 7 groupes). Pour 60 % des parcelles, deux cultures estivales étaient présentes durant les 5 dernières années. Le pourcentage de recouvrement en mars est également plus important sur ces parcelles (72 % de la surface du sol).

Tableau 11 : Description des groupes de parcelles résultant de la classification hiérarchique ascendante. La couleur verte indique une proportion significativement supérieure à l'ensemble de l'échantillon et la couleur rouge indique une proportion significativement inférieure à l'ensemble de l'échantillon (Vtest avec p <0,05) Seules les modalités distinguant significativement les quatre groupes sont représentées.

Variables			**Groupe 1**	**Groupe 2**	**Groupe 3**	**Groupe 4**	**Moyenne globale**
			8 parcelles	**68 parcelles**	**39 parcelles**	**15 parcelles**	
Gestion chimique (interculture précédente-culture)	Nombre de groupes HRAC	1 à 2	75 %	36,2 %	2 ,6 %	0 %	24,6 %
		3		26,5 %	0 %		16,2 %
		4		35,2 %	5,1 %		21,5 %
		5		1,5 %	79,5 %	0 %	24,6 %
		6 à 7		0 %		80 %	13,1 %
	Nombre de passages	1	100 %	0 %			6,2 %
		2	0 %	52,9 %		6,7 %	39,2 %
		3	0 %			6,7 %	36,1 %
		4		4,4 %		53,3 %	13,1 %
		5 ou 6		1,4 %		33,3 %	5,4 %
	IFT	Interculture précédente				0,75	0,28
		Avant hiver	0,27	0,39	1,44		0,85
		Printemps		1,11	0,49	1,74	0,85
		Total*	1,08	1,75		3,17	1,98
Couverture végétale	Type de couvert	Pas de couvert	87,5 %				39,2%
		Repousses de cultures		29,4 %			21,5 %
	Recouvrement de la surface du sol (%)	mars				72 %	57 %
Optimisation de la diversité de la rotation	Nombre culture estivales (sur les 5 dernières années)	2				60 %	31,5 %
		3 ou 4	37,5 %	4,4 %			10 %
	Précédent	Soja	62,5 %				26,9 %
		Brassicacées	0 %				38,4 %
		Maïs		0 %	12,8 %		5,3 %

D'après les résultats du test du khi2 ($p < 0,001$), l'hypothèse d'une absence de différence de répartition des groupes de parcelles en fonction de l'âge en ACS est rejetée. La distribution des groupes varie bien en fonction des différentes catégories d'âge, cependant sans suivre une tendance décelable avec l'ancienneté d'application de l'ACS. Le groupe 1 est surreprésenté pour les parcelles âgées de 2 ans, de 13 ans et de 20 ans en ACS. Le groupe 4 apparait également surreprésenté pour les parcelles en ACS depuis 13 ans.

Pour finir, le deuxième test du khi2 a montré que l'identifiant des agriculteurs et le groupe de pratiques attribué aux parcelles sont des variables indépendante (p =0,007). Les agriculteurs possédant a minima deux parcelles ne conduisent donc pas chacune de leurs parcelles en utilisant les mêmes pratiques. Plus de 50 % des agriculteurs (26/46) utilisent plusieurs stratégies de gestion de la flore dans leurs parcelles de blé. Ces agriculteurs sont des agriculteurs en ACS depuis peu ou des agriculteurs plus expérimentés, ce qui signifie que les leviers de gestion de la flore adventice sont appliqués de manière opportuniste sur les parcelles.

4 - Discussion et conclusion

Les résultats ont montré que les changements qui s'opèrent en termes d'application des leviers de gestion de la flore adventice entre une parcelle en ACS depuis une longue durée et une parcelle « récente » concernent principalement certains leviers de gestion ciblés mais pas les stratégies globales qui restent liées à la parcelle.

Ce n'est qu'après plusieurs années que les agriculteurs optimisent la diversité de la rotation/succession des cultures. Durant la phase de transition, les agriculteurs optent pour des cultures dont ils maitrisent la gestion comme le blé tendre, le colza ou le maïs (chapitre 6). Avec l'ancienneté en ACS, le nombre de grandes familles et de cultures estivales dans les rotations augmente. Les rotations composées de céréales à pailles et de cultures oléagineuses, bien représentées en Bourgogne-Franche-Comté sous la forme blé – orge – colza, sont progressivement complétées par des cultures de légumineuses ou par du maïs. Parmi les cultures de légumineuses, le soja apparait de plus en plus présent comme culture précédent le blé tendre avec l'ancienneté en ACS. Cet ajustement de la rotation coïncide avec les résultats dans le chapitre 7. En effet, il a été montré par l'enquête nationale que la rotation, ainsi que l'alternance des dates de semis de culture étaient optimisées par les agriculteurs pour gérer la flore adventice uniquement à la maîtrise du système (cinq ans en moyenne après l'adoption de l'ACS). Plusieurs raisons peuvent expliquer l'absence de diversité dans la rotation dans les premières années en ACS, notamment des difficultés plus importantes pour

l'implantation des cultures estivales (réchauffement du sol plus lent, humidité plus importante) en l'absence de travail du sol (Labreuche, 2016). Ces difficultés semblent néanmoins être maitrisées par les agriculteurs après plusieurs années en ACS.

Le deuxième ajustement qui a été observé concerne la couverture du sol durant le cycle de la culture qui augmente avec l'âge des parcelles. Cette meilleure couverture peut résulter d'une combinaison de plusieurs facteurs (choix de la variété cultivée, densité de semis, gestion des résidus de cultures) mais ne concerne que la période de mars. Aucun changement n'a été constaté concernant le type de couvert présent dans l'interculture précédent le blé tendre. Les repousses de culture et les résidus de culture restent fortement utilisés par les agriculteurs comme couverture du sol avant l'implantation d'un blé tendre, même dans les parcelles les plus anciennes en ACS. L'ajout de cultures estivales dans la rotation dans les parcelles les plus âgées en ACS peut expliquer cette absence de changement dans le type de couvert utilisé. Le soja et le maïs sont des cultures qui se récoltent tardivement et donc qui empêchent toute implantation d'un couvert végétal avant un semis de blé tendre. Le groupe 1, où le précédent cultural est majoritairement un soja, met en avant cette absence de couvert entre un soja et un blé tendre.

La gestion chimique des parcelles ne présente pas de différence en fonction de l'ancienneté en ACS des parcelles. Cette absence de différence concerne aussi bien la quantité (IFT), la diversité (HRAC), le nombre de passages que la période d'application de la gestion chimique des agriculteurs. Si dans le chapitre 7 et dans la littérature (Locke et al., 2002), il a été montré que les agriculteurs s'orientent majoritairement vers des désherbage en post-émergence, cela n'a pas été retrouvée dans cette analyse. Le décalage dans le temps de l'application des herbicides induit par une application en post-levée plutôt qu'en pré-levée reste assez réduit. La tendance à la diminution de la gestion chimique durant l'interculture observée dans le chapitre 7, à la maîtrise du système, n'apparaît pas sur ces parcelles ; aucune variation de l'IFT appliqué en interculture n'est observée avec l'ancienneté en ACS (0,27 en moyenne sur l'ensemble des parcelles). L'IFT total (1,98) est supérieur à celui utilisé pour un blé tendre de la région Bourgogne-Franche-Comté, de l'ordre de 1,6 en 2014 et de 1,5 en 2017 (Malet, 2020). En ACS, l'utilisation de la chimie pour gérer les adventices est donc plus importante qu'en système conventionnel et résulte d'une diminution du travail du sol (Labreuche et al., 2007).

L'approche utilisée sur la base d'une combinaison de modalités d'application de ces leviers n'a pas permis d'identifier de tendances significatives avec l'augmentation du nombre d'années en ACS. Il existe en effet une variabilité trop importante dans l'utilisation des leviers de gestion de la flore adventice, notamment de l'utilisation des herbicides. Il apparait également que la mise en application des leviers de gestion varie entres les parcelles d'un même agriculteur, ce qui témoigne du caractère

opportuniste de la gestion des adventices. Cette variabilité ne concerne pas uniquement les agriculteurs en ACS mais plutôt l'ensemble des agriculteurs qui adaptent leur stratégie de gestion en fonction de la situation de production et de leurs objectifs (Yvoz et al., 2020).

Encadré : <u>Quelle utilisation du glyphosate en ACS avant un blé tendre ?</u>

Le glyphosate (N-(phosphonométhyl)glycine, C3H8NO5P), homologué en France en 1974, est une substance active herbicide non sélective à pénétration foliaire. Son mécanisme d'action est basé sur l'inhibition de EPSP synthase, une enzyme qui intervient dans la synthèse des acides aminés (groupe HRAC G). Le glyphosate pénètre dans les plantes via les organes aériens avant d'atteindre leur système radiculaire. Depuis le retrait de certaines molécules (paraquat, aminotriazole, glufosinate), le glyphosate reste la seule molécule non sélective et avec une efficacité importante qui est autorisée durant l'interculture. Les calculs réalisés dans ce document n'ont pas pu tenir compte de l'avis de l'ANSES publié le 09/10/2020 qui propose une dose de produit à calculer de 1080 g/ha, soit 3L/ha (Anses, 2020).

Sur les 130 parcelles en ACS, l'application de glyphosate, durant l'interculture ou en préparation du semis de la culture, équivaut à un IFT moyen de 0,20, soit l'équivalent d'un traitement à une dose de 1,4 L/ha. La majorité des produits sont vendus à une concentration de 360g/L dont la dose maximale d'utilisation est aujourd'hui de 7L/ ha. Nos données indiquent que le désherbage en interculture est soit complètement absent (23 parcelles), soit basé sur l'utilisation de glyphosate seul (86 parcelles), soit de glyphosate combiné avec d'autres molécules à action anti-eudicotylédones (21 parcelles). Lorsque le glyphosate n'est pas utilisé seul en interculture, il représente 44 % de l'IFT total et le reste est représenté soit par du dicamba, soit par du 2,4-D (groupe HRAC B).

Sur les parcelles où du glyphosate a été utilisé, son application a été réalisée en un seul passage (94 parcelles), deux passages (12 parcelles) ou trois passages (1 parcelle). Dans le cas d'un seul passage, la substance active a été appliquée en moyenne 5 jours avant la date de semis et équivaut à un IFT de 0,22. Dans le cas de deux passages, l'IFT moyen était de 0,54 et les passages ont été réalisés en moyenne 55 jours avant le semis et le jour du semis. Pour la parcelle avec trois passages, un passage a été ajouté 70 jours avant le semis, mais les passages ont été réalisés à des doses plus réduites pour atteindre un IFT glyphosate de 0,35.

Ces données indiquent des utilisations très variables de la substance active, très certainement liée à des situations malherbologiques variables. Le glyphosate est systématiquement utilisé pour éliminer la concurrence de plantes adventices afin de permettre à la culture de germer et de lever. L'utilisation de cette molécule peut aussi avoir pour objectif de désherber des espèces ayant débuté leur croissance dans la culture précédente et pouvant donc produire des semences.

Chapitre 9 : Les changements de flore adventice perçus par les agriculteurs

1 - Introduction du chapitre

La diminution du nombre de leviers utilisables pour gérer la flore adventice oblige les agriculteurs à modifier plus ou moins rapidement et plus ou moins fortement leurs pratiques culturales. Ces modifications à leur tour entrainent des changements dans la composition de la flore adventice.

L'objectif de ce chapitre est donc d'identifier les changements qu'entraine l'adoption de l'ACS sur les problèmes malherbologiques rencontrés par les agriculteurs. Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article rédigé pour une communication orale présentée à la 24ème conférence du COLUMA, Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes à Orléans du 3 au 5 décembre 2019. Il s'appuie sur le jeu de données 3 issu de l'enquête nationale. Ce jeu de données liste les trois à cinq adventices perçues comme étant les plus problématiques pour les agriculteurs pour 3 périodes :

1) la période précédant l'adoption de l'ACS (Avant ACS, « Avant SDSC » dans l'article

2) durant les premières années en ACS (Début ACS, « Début SDSC ») et

3) lorsque les agriculteurs estiment avoir atteint une gestion maîtrisée de la flore adventice (ACS maîtrisée, « maîtrise SDSC »).

425 réponses d'agriculteurs sont présentées pour les deux premières périodes, 143 pour la dernière.

2 - Article 3 : Quelles sont les adventices problématiques pour les agriculteurs en semis direct couvert ?

Végéphyl – 24e CONFÉRENCE DU COLUMA
JOURNÉES INTERNATIONALES SUR LA LUTTE CONTRE LES MAUVAISES HERBES
ORLÉANS – 3, 4 et 5 DÉCEMBRE 2019

EVOLUTION DES PROBLEMES MALHERBOLOGIQUES A L'ADOPTION DU SEMIS DIRECT SOUS COUVERT

D. DERROUCH, B. CHAUVEL, E. FELTEN, F. DESSAINT

Agroécologie, AgroSup Dijon, INRA, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

Contact : damien.derrouch@inra.fr

RESUME

Le semis direct sous couvert regroupe un ensemble de pratiques appliquées simultanément en vue de répondre à trois principes : réduction totale du travail du sol, couverture optimale des sols et diversification de la succession culturale. Cette approche représente, en France, une stratégie innovante qui semble convaincre de plus en plus d'agriculteurs. En se privant du travail du sol, la gestion des adventices en semis direct sous couvert devient plus complexe, ce qui limite l'adoption généralisée du semis direct sous couvert. Afin d'éclairer les problèmes malherbologiques rencontrés en semis direct sous couvert, un questionnaire en ligne à destination des agriculteurs a été diffusée en France. Les adventices les plus problématiques (trois à cinq) étaient demandées pour différents moments : avant adoption du semis direct sous couvert, post adoption et lorsque la gestion des adventices est considérée comme maitrisée par les agriculteurs. 425 réponses complètes ont été enregistrées. Avec un pourcentage de citations qui diminue dès l'adoption du semis direct sous couvert, les espèces adventices annuelles restent problématiques pour les agriculteurs dans ce système. Les pourcentages de citations pour les espèces à cycle de vie pluriannuel augmentent à l'adoption du semis direct sous couvert puis à la maîtrise du système. Les chardons (cirses) deviennent le taxon le plus problématique cité par les agriculteurs.

Mots-clés : enquête ; transition agronomique ; questionnaire en ligne ; flore adventice ; changement de flore

ABSTRACT: Evolution of weed problems when adopting direct seeding under cover

Direct seeding under cover combines systems with almost total reduction of tillage, optimal soil cover and diversification of rotation. This set of systems represents in France an innovative strategy adopted each year by more and more farmers. Without tillage, weed control becomes a challenge for farmers and weeds an obstacle for the system spread. In order to clarify the weed problems encountered after the adoption of direct seeding under cover, a farmer survey was broadcast in France. Most problematic weeds (tree to five) were asked for different times: before adopting direct seeding under cover, after the adoption and when the system is considered as a controlled system when referring to weed management. 425 French completed answers were recorded. Since direct seeding under cover is adopted, annual weed become less cited by farmers but still represent a large part of weed problems. Certain weeds with a multiannual cycle seem to cause more and more problems. According to farmers, thistles become the main weed problem in direct seeding under cover.

Keywords: online survey; agronomic transition phase; weed problems; weed community change

INTRODUCTION

Le semis direct sous couvert (SDSC), pratique phare de l'agriculture de conservation, regroupe un ensemble de pratiques culturales répondant à trois principes : (1) une réduction quasi-totale du travail du sol, (2) l'utilisation la plus complète possible d'une couverture du sol, vivante ou morte, temporaire ou permanente et (3) une diversification aussi large que possible de la succession culturale. Les pratiques associées à ces trois principes sont modulées en fonctions des conditions pédoclimatiques, des leviers techniques disponibles (matériel, etc.) mais également des objectifs de chaque agriculteur.

Le développement du SDSC a été facilité par la mise sur le marché des premiers herbicides foliaires non sélectifs et peu rémanents (aminotriazole en 1958, paraquat en 1963, glyphosate en 1975, glufosinate en 1986), substitution efficace à l'absence de travail du sol pour le contrôle des adventices. Adopté dans une optique de protection des sols et de diminution des charges de production (mécanisation, main d'œuvre), le SDSC connait un fort succès sur les continents américain et australien (Friedrich *et al*, 2012). En France, la diffusion de cet ensemble de systèmes a commencé à partir des années 2000 sous l'impulsion de groupes d'agriculteurs. En 2010, la surface exploitée en semis direct sous couvert en France s'élève à 200 000 hectares (Derpsch *et al*, 2010) et cette approche semble convaincre de plus en plus d'agriculteurs français.

L'adoption du SDSC, implique pour les agriculteurs de modifier une grande part de leur raisonnement et représente un défi agronomique de taille, notamment pour la gestion de la flore adventice. L'abandon du travail du sol et les modifications de l'habitat liées à l'installation d'un couvert végétal influencent l'ensemble des pressions de sélection qui agissent sur la flore adventice. D'après Derksen *et al* (1993) et Buhler (1995), la gestion de la flore adventice représente l'un des principaux obstacles à l'abandon du travail du sol.

Mieux connaître les craintes des agriculteurs est couramment réalisé dans le cadre du développement de nouveaux systèmes ou de nouvelles pratiques (Cordeau *et al*, 2011). Afin de mieux cerner les problèmes liés aux espèces adventices qui apparaissent lors de la phase de transition vers le SDSC, un questionnaire en ligne a été proposé auprès des agriculteurs pratiquant ou ayant pratiqués le SDSC pour couvrir un maximum de la diversité des pratiques utilisées et des conditions pédoclimatiques.

MATERIEL ET METHODE

Enquête

Un questionnaire en ligne à destination des agriculteurs français en SDSC ou ayant eu une expérience dans le système a été élaboré en focalisant les questions sur une caractérisation agronomique et malherbologique (étude des mauvaises herbes) des pratiques agricoles du SDSC. L'outil d'enquête LimeSurvey, disponible en open-source, a été utilisé pour réaliser le questionnaire. Les informations collectées dans cette enquête sont anonymes.

Le questionnaire a pour but de comprendre les choix tactiques et stratégiques réalisés par les agriculteurs en SDSC et la flore adventice ressentie comme problématique dans ce système. Les agriculteurs devaient répondre de manière représentative de l'ensemble de leurs parcelles en SDSC, même s'il est évident que des pratiques adaptées à chaque parcelle peuvent exister au sein de chaque exploitation.

L'enquête était séparée en différentes parties :

1) Informations générales sur l'exploitation

2) État avant le passage au SDSC (nommé « avant SDSC »)
3) État lors des premières années suivant le passage au SDSC (nommé « début SDSC »)
4) Etat lorsque le système est considéré comme « maitrisé » d'un point de vue de la gestion des adventices (nommé maîtrise SDSC)

L'accès à la dernière partie était contrôlé par une question (« *Pensez-vous avoir atteint la maîtrise du système ?* »). Seuls les agriculteurs estimant avoir atteint une maîtrise du contrôle de la flore adventice pouvaient répondre à cette partie.

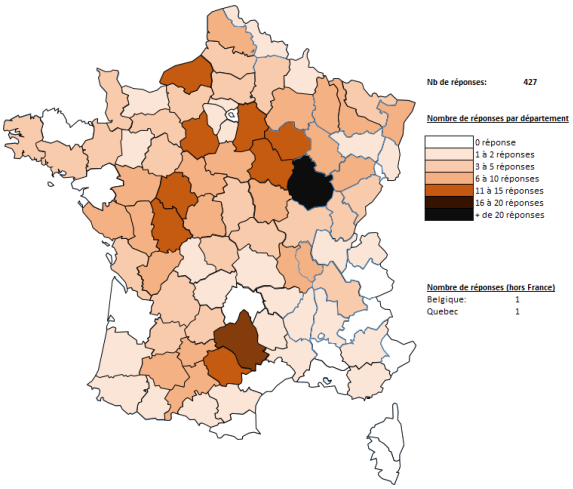
Avant diffusion, le questionnaire a été validé par les partenaires (chercheurs, ingénieurs d'instituts, agriculteurs partenaires). Le questionnaire a été diffusé via les principaux réseaux d'agriculteurs en agriculture de conservation de France, puis par les instituts techniques, les chambres d'agriculture et les sites de communication agricole, enfin via un réseau social (Facebook). Le questionnaire est resté en ligne du 09/11/2018 au 04/03/2019. Vingt à trente minutes étaient nécessaires pour répondre à l'intégralité du questionnaire.

Dans cet article, seules les questions liées aux problèmes malherbologiques ont été traitées. Pour chaque partie, les agriculteurs devaient sélectionner dans une liste de 20 espèces adventices, les 3 à 5 espèces qui leur posaient le plus de problèmes de gestion. Les espèces de la liste sont issues des suivis malherbologiques effectués sur des parcelles en SDSC de la région Bourgogne-Franche-Comté en 2018. Les agriculteurs avaient la possibilité d'ajouter une ou plusieurs espèces non proposées. Certaines adventices sont nommées jusqu'à l'espèce, d'autres sont regroupées par genre.

Données recueillies

425 questionnaires français complets ont été enregistrés sur un total 1167 connexions. La répartition des réponses par département est présentée par la figure 1. La surface en SDSC enquêtée par le questionnaire en France s'élève à 49 500 hectares. La dernière partie a été complétée par 143 agriculteurs.

Figure 1 : Carte de répartition des questionnaires complets
(Distribution map of complete replies to the survey)



55% des agriculteurs ayant répondu sont en système céréalier contre 45% en système de polyculture-élevage. De nombreuses conditions pédologiques sont représentées avec une majorité de sols argileux, argilo limoneux et limono-argileux et une minorité de sols limoneux fins.

L'historique des agriculteurs varie également : avant l'adoption du SDSC, environ 65 % des agriculteurs étaient en Techniques Culturales Simplifiées (TCS), 30% en système labouré et 5 % en semis direct sans couverture du sol par des végétaux.

RESULTATS

Seules les adventices citées par plus de 5% des agriculteurs dans l'une des trois parties du questionnaire (avant SDSC, début SDSC, maîtrise SDSC) ont été conservées. Sur un total de 55 taxons (espèces ou groupes d'espèces), 22 ont été conservés. Le tableau 1 présente les taxons retenus, ainsi que les pourcentages de citation par les agriculteurs

Tableau I : Liste des taxons adventices problématiques et leurs pourcentages de citations (Problematic weed flora and percentage of citations)

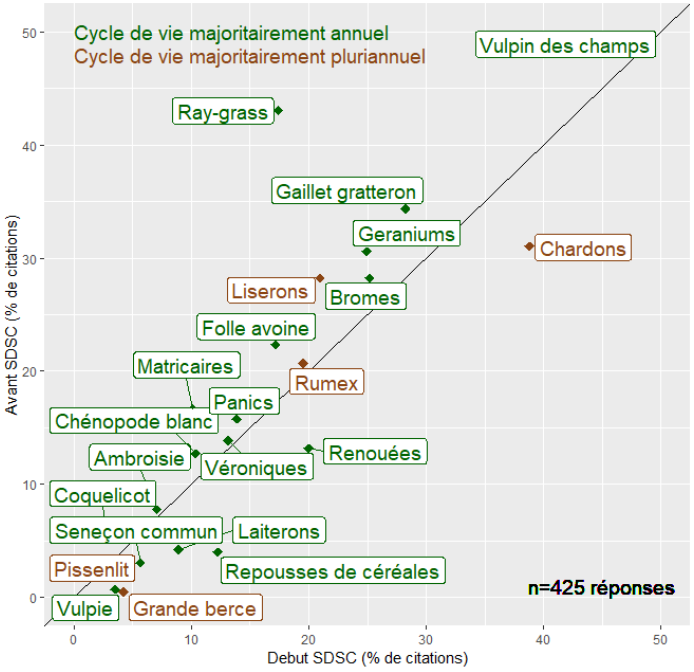
Taxons	Nom latin	Famille	% de citations		
			avant SDSC (n=425)	début SDSC (n=425)	maîtrise SDSC (n=143)
Cycle de vie majoritairement annuel					
Vulpin des champs [1]	*Alopecurus myosuroides*	Poacées	49	40	29
Ray-grass [1]	*Lolium* sp.	Poacées	43	17	20
Gaillet gratteron [2]	*Galium aparine*	Rubiacées	34	28	27
Géraniums [2]	*Geranium* sp.	Géraniacées	31	25	22
Bromes [1]	*Bromus* sp.	Poacées	28	25	17
Folle avoine [1]	*Avena fatua*	Poacées	22	17	14
Matricaires [2]	*Matricaria* sp., *Tripleurospermum inodorata*	Astéracées	17	10	8
Panics [1]	*Echinochloa* sp., *Panicum* sp.	Poacées	16	14	15
Véroniques [2]	*Veronica* sp.	Plantaginacées	14	13	11
Renouées [2]	*Persicaria maculosa, Persicaria lapathifolia, Fallopia convolvulus, Polygonum aviculare*	Polygonacées	13	20	3
Chénopode blanc [2]	*Chenopodium album*	Amaranthacées	13	10	7
Ambroisie [2]	*Ambrosia* sp.	Astéracées	8	7	5
Coquelicot [2]	*Papaver rhoeas, Papaver dubium*	Papavéracées	5	3	3
Laiterons [2]	*Sonchus* sp.	Astéracées	4	9	13
Repousses de céréales [1]	*Triticum* sp., *Hordeum vulgare, Secale secale*	Poacées	4	12	8
Séneçon commun [2]	*Senecio vulgaris*	Astéracées	3	6	6
Vulpie [1]	*Vulpia* sp.	Poacées	1	4	5
Cycle de vie majoritairement pluriannuel ou vivace					
Chardons (cirses) [2]	*Cirsium* sp., *Silybum marianum*	Astéracées	31	39	34
Liserons [2]	*Convolvulus arvensis, Convolvulus sepium*	Convolvulacées	28	21	27
Rumex [2]	*Rumex* sp.	Polygonacées	21	20	22
Pissenlit [2]	*Taraxacum officinale*	Astéracées	3	3	6
Grande berce [2]	*Heracleum sphondylium*	Apiacées	0	4	8

Monocotylédone[1], Eudicotylédones[2]

Au cours des premières années en semis direct sous couvert :

Les agriculteurs avaient la possibilité de sélectionner entre 3 et 5 espèces. Le nombre de taxons problématiques cités par les agriculteurs diminue à l'adoption du SDC : 5 taxons pour 41% des agriculteurs avant SDSC (18% début SDSC), 4 taxons pour 28% des agriculteurs avant SDSC (26% début SDSC), et 3 taxons pour 31% des agriculteurs avant SDSC (55% début SDSC).

Figure 2: Evolution de la flore adventice problématique à l'adoption du semis direct sous couvert (Weed flora problem evolution with the adoption of direct seeding under cover)



La majorité des adventices problématiques pour les agriculteurs dans en début SDSC étaient déjà problématiques avant l'adoption du SDSC, mais dans des proportions différentes (Tableau I). La vulpie et la grande berce, citées à moins de 1% avant l'adoption, apparaissent comme des espèces problématiques lors de l'adoption du SDSC.

Les taxons les plus cités suite à l'adoption du SDSC sont des monocotylédones et eudicotylédones annuelles plutôt automnales-hivernales : vulpin des champs (40%), gaillet gratteron (28%), bromes (25%), géraniums (25%), ray-grass (17%), folle avoine (17%). Certaines adventices à cycle de vie pluriannuel sont également citées comme problématiques: chardons (39%), liserons (21%), rumex (20%). Aucune graminée pluriannuelle (en supposant que la majorité des ray-grass présents dans les systèmes aient un comportement annuel) n'a été citée comme problématique (Tableau I).

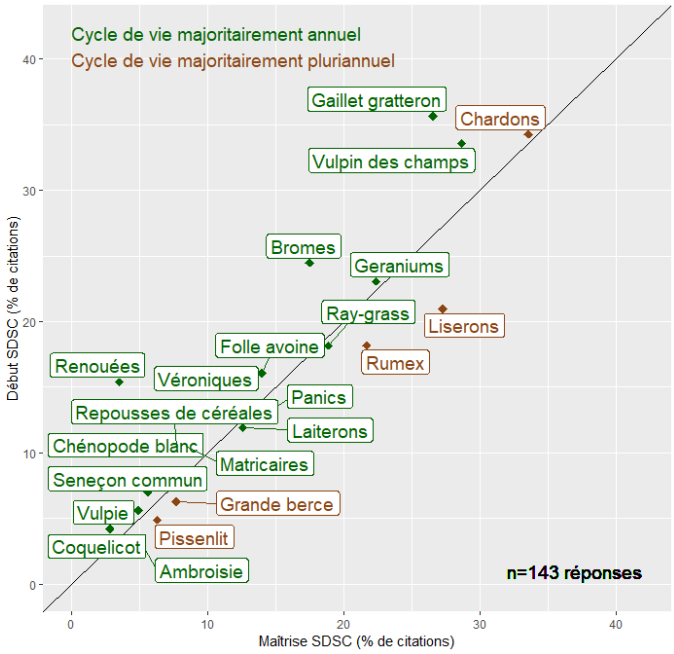
L'intensité du problème malherbologique à l'adoption du SDSC varie en fonction des groupes d'espèces (Figure 2). On constate que pour la majorité des monocotylédones annuelles, les problèmes de gestion diminuent : vulpin des champs (-8%), bromes (-3%), ray-grass (-25%), folle avoine (-5%). À l'inverse, les repousses de céréales et la vulpie deviennent un problème plus important. L'adoption du SDSC ne modifie pas la problématique des adventices estivales telles que les panics. En ce qui concerne les eudicotylédones annuelles, le gaillet gratteron, les géraniums et les matricaires sont moins problématiques (-6%) ainsi que les coquelicots (-3%) en SDSC. La gestion se complique pour les renouées (+6%), les laiterons (+4%) et le séneçon commun (+3%). Le pourcentage de citations n'évolue pas pour les véroniques, les chénopodes et l'ambroisie. La problématique des eudicotylédones à cycle pluriannuel ou vivace varie également en fonction des espèces : les pourcentages de citations des

chardons et de la grande berce augmentent respectivement de 8% et 3% à l'opposé des liserons (-8%). La problématique des rumex et des pissenlits ne semble pas évoluer.

Maîtrise du système :

La maîtrise du système, d'un point de vue malherbologique, est atteint, d'après les agriculteurs au bout de 5 ans en moyenne. Cette période varie cependant en fonction de chaque agriculteur (de 2 à 15 ans).

Figure 3: Evolution de la flore adventice problématique à la maitrise du système (Weed flora problem evolution with the control of the system)



Pour les 143 agriculteurs qui ont répondu à cette partie du questionnaire, le nombre de taxons cités comme problématiques a encore diminué. Il varie de 1 à 5 ; pour 18% des agriculteurs les problèmes malherbologiques ne concernent qu'un ou 2 taxons. Ils sont 51% à citer 3 taxons, 19% à citer 4 taxons et 12% à citer 5 taxons.

Les adventices les plus citées à la maîtrise du SDSC restent les graminées et eudicotylédones plutôt automnales-hivernales et les plantes à cycle pluriannuel (Tableau I). Un changement s'opère cependant : dans les systèmes en SDSC maîtrisés, le groupe d'adventices le plus problématique possède un cycle pluriannuel (les chardons, 34 %).

A la maîtrise du système, les eudicotylédones pluriannuelles ont tendance à devenir un problème plus important pour les agriculteurs : +6 % pour les liserons, +3% pour les rumex et +2% pour la grande berce (Figure 3). La problématique des chardons et du pissenlit évolue peu par rapport aux premières années en SDSC. Les problèmes de gestion causés par les adventices annuelles diminuent (vulpin des champs (-5%), bromes (-7%), gaillet gratteron (-9%), renouées (-12%), véroniques (-5%), chénopode blanc (-3%), folle avoine (-2%)) ou restent identiques aux premières années en SDSC. Les repousses des cultures apparaissent également moins problématiques (-3%) à la maîtrise du système.

DISCUSSION

Problématique flore annuelle en semis direct sous couvert :

L'analyse des réponses au questionnaire montre clairement une diminution des problèmes de gestion de la flore adventice annuelle en SDSC. L'absence de travail du sol permet de limiter le développement

des plantes adventices annuelles sélectionnées par des décennies de travail du sol (Norsworthy, 2008). Sans perturbation mécanique, l'enfouissement des semences est réduit et la majorité des semences se retrouvent à la surface du sol, dans des conditions de germination et d'émergence inadéquates pour certaines espèces (Cordeau *et al*, 2015), et sans protection contre les conditions climatiques (gel/dessiccation) et la prédation (Anderson, 2008). La couverture végétale du sol, deuxième principe du SDSC, se révèle efficace pour limiter la germination et l'émergence de certaines adventices annuelles (Dorn *et al*, 2015 ; Cordeau *et al*, 2015 et 2018). En effet, la présence d'un couvert ou de résidus à la surface du sol peut affecter les plantes par le biais de différents mécanismes: biologiques et physiques (température et disponibilité en eau et en nutriments) ou chimique (modification du ratio C/N, substances allélopathiques) (Christoffoleti *et al*, 2007 ; Royo-Esnal *et al*, 2015).

Néanmoins, les adventices annuelles représentent toujours une part importante du problème malherbologique dans les parcelles en SDSC (75% des espèces sur l'ensemble des citations au début SDSC). L'explication la plus plausible est qu'il demeure un certain niveau de perturbation du sol. Cette perturbation peut être mécanique ou biologique. En SDSC, la perturbation mécanique peut provenir de l'ouverture du sillon (semoirs à disques) ou du passage de la dent dans le sol (semoirs à dents) lors des semis de cultures et de couverts. La perturbation biologique peut, quant à elle, provenir d'une plus grande activité biologique des sols en SDSC (Henneron *et al*, 2015). Les vers de terre, qualifiés de «brasseurs du sol» sont un bon exemple (Smith *et al*, 2005) mais une faune plus problématique pour les agriculteurs peut également bouleverser les horizons du sol : rongeurs, taupes, sangliers. La couverture végétale mise en place par les agriculteurs durant l'interculture peut également perturber le sol en surface (système racinaire fasciculé) ou en profondeur (système racinaire pivotant). D'un point de vue malherbologique, ce travail «biotique» du sol peut favoriser l'enfouissement des semences d'adventices présentes à la surface du sol (Wellings, 1968 ; Smith *et al*, 2005) et ainsi les positionner dans des conditions adéquates pour germer.

Les problèmes malherbologiques liés aux espèces annuelles en SDSC peuvent également s'expliquer par l'utilisation d'herbicides. En SDSC, la présence d'une couverture végétale vivante ou morte à la surface du sol peut dans certaines conditions diminuer l'effet de l'application des herbicides de prélevée (par adsorption et par dégradation accélérée) (Locke *et al*, 2002). Pour certaines des espèces problématiques citées par les agriculteurs (bromes, ray-grass, matricaires, laiterons, séneçons, coquelicots, vulpin des champs, folle avoine), des cas de résistances aux principaux modes d'actions (inhibition de l'acétolactate-synthase et de l'acétyl-Coa) sont connus (Heap, 2019). Les résidus et les couverts peuvent également limiter la prédation des semences en surface (Feldman *et al*, 1998) et protéger les semences contre les conditions climatiques durant les périodes défavorables.

Les réductions les plus importantes de problèmes malherbologiques en SDSC concernent les adventices annuelles les plus problématiques : les taxons à périodes de levée plutôt automnales-hivernales : vulpin des champs, gaillet gratteron, bromes, folle avoine. L'allongement de la succession, troisième principe du SDSC, mais levier difficile à mettre en place pour des raisons de rentabilité, pourrait également expliquer la diminution des problèmes créés par ces taxons (Riley *et al*, 1994). Pour les taxons à période de levée indéterminée, comportement qui favorisé en l'absence de travail du sol (Fried *et al*, 2012), la réduction des problèmes malherbologiques semble marquée uniquement à l'adoption du SDSC.

A l'opposé, certaines adventices annuelles trouvent dans les premières années en SDSC un milieu propice à leur développement et génèrent donc une augmentation des problèmes de gestion. C'est le cas de la vulpie, des renouées, des laiterons et des séneçons. L'augmentation des problèmes causés par ces espèces peut s'expliquer de différentes manières: une période de levées étalée dans le temps (Scherner *et al*, 2017) pour la vulpie, une bonne capacité à germer à la surface du sol (Cordeau *et al*,

2018) et un mode de dispersion des semences par le vent (laiterons et séneçons) favorisé par l'absence de travail du sol pour certaines de ces espèces (Derksen *et al*, 1993 ; Légère *et al,* 2011) . Pour la majorité de ces espèces, ainsi que pour les véroniques et chénopodes, les problèmes malherbologiques diminuent une fois le système maitrisé. Cette tendance peut s'expliquer par une meilleure connaissance et technicité des agriculteurs à la maîtrise du système.

De nombreuse publications mettent en avant les problèmes liés aux repousses (Streit *et al*, 2003). Ces repousses semblent cependant mieux gérées à la maîtrise du SDC.

Problématique des espèces à cycle pluriannuel

Dans la littérature, plusieurs études (Cussans, 1966 ; Trichard *et al*, 2013) s'accordent à dire qu'en l'absence de passage d'un outil mécanique dans le sol, l'établissement et le développement de plantes à cycle pluriannuel sont favorisés. Les résultats du questionnaire confirment cette tendance. Déjà bien présents dans les systèmes avec travail du sol, mais également favorisés par un mode de dispersion anémophile de leurs semences (Gaba *et al*, 2017), les chardons deviennent les adventices qui posent le plus de problèmes en SDSC. Les chardons sont cependant sensibles à la concurrence (Cussans, 1966 ; Graglia *et al*, 2006), ce qui pourrait expliquer pourquoi leur problème de gestion n'augmente pas à la maîtrise du système. La grande berce, adventice des prairies bien connue des agriculteurs de la fin du XXe siècle (Fron, 1917) fait quant à elle son apparition en tant qu'adventice problématique en SDSC. A la maîtrise du système, elle pose problème à 11 des 143 agriculteurs (8%).

Le groupe des liserons a un comportement différent des autres taxons. On constate une meilleure gestion des liserons dans les premières années mais les problèmes semblent réapparaître à la maîtrise du SDC. Deux espèces de liserons sont problématiques : *Convolvulus arvensis* (liseron de champs) et *Convolvulus sepium* (liseron des haies). Le liseron des champs, plus commun, est favorisé par l'absence de travail du sol mais il est fortement sensible aux modifications de la rotation (Buhler *et al*, 1994), ce qui pourrait expliquer sa diminution dans les premières années en SDSC. A la maîtrise du système, c'est le liseron des haies, adventice hygrophile connue dans les cultures pérennes qui devient plus problématique dans les culture d'été (Gala-Czekaj *et al*, 2016).

CONCLUSION

La gestion des adventices en SDSC, identifiée comme un obstacle important aux systèmes sans travail du sol (Derksen *et al*, 1993 ; Buhler, 1995), n'est pas la seule préoccupation qui guide les choix des agriculteurs. Ce questionnaire a montré que la liste des espèces considérées comme problématiques par les agriculteurs varient en taille et en composition selon les phases d'adoption du SDSC. Les problèmes liés aux plantes annuelles, majoritairement les plantes automnales-hivernales semblent diminués au fur et à mesure de la maîtrise en système. A la maîtrise du système, les agriculteurs optimisent les moyens de gestion mis à leur disposition et améliorent la gestion d'autres plantes annuelles mieux adaptées à l'absence de travail du sol (vulpie queue-de-rat, laiterons, renouées, séneçons). Le nombre de citations de plantes annuelles problématiques par les agriculteurs reste cependant élevé en SDSC. En ce qui concerne les plantes à cycle pluriannuel ou vivace, la majorité de ces espèces semble devenir de plus en plus problématiques. Avec 34% de citations par les agriculteurs, les chardons causent le plus de problèmes pour les agriculteurs dans ces systèmes. L'adoption du SDSC fait apparaitre de nouvelles problématiques comme la grande berce.

REMERCIEMENTS

Cette enquête a été possible grâce aux financements du programme H2020 IWMPRAISE et de la région Bourgogne-Franche-Comté. Nous remercions, pour leur participation à la diffusion de l'enquête, l'ensemble des réseaux d'agriculteurs (APAD, BASE, GIEE DU SOL EAU SOLEIL, A.O.C Sols, Club AgroEcos, GIEE MAGELLAN, Clé de Sol), les partenaires du projet (Terres Inovia, Arvalis), les représentants des chambres d'agriculture et d'organismes de conseil et le site A2C. Les agriculteurs sont également remerciés pour leur participation.

BIBLIOGRAPHIE

Anderson R., 2008 - Diversity and No-Till: Keys for Pest Management in the U.S. Great Plains. *Weed Science*, 56, 141–145.

Buhler D.D., 1995 - Influence of tillage systems on weed population dynamics and management in corn and soybean in the Central USA. *Crop Science*, 35, 1247–1258.

Buhler D.D., Stoltenberg D.E., Becker R.L., Gunsolus J.L., 1994 - Perennial Weed Populations after 14 Years of Variable Tillage and Cropping Practices. *Weed Science*, 42, 205–209.

Christoffoleti P., de Carvalho S., López-Ovejero R., Nicolai M., Hidalgo E., da Silva J., 2007 - Conservation of natural resources in Brazilian agriculture: Implications on weed biology and management. *Crop Protection,* 26, 383–389.

Cordeau S., Guillemin J., Reibel C., Chauvel B., 2015 - Weed species differ in their ability to emerge in no-till systems that include cover crops. *Annals of Applied Biology*, 166, 444–455.

Cordeau S., Reboud X., Chauvel B., 2011 - Farmers fears and agro-economic evaluation of sown grass strips in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 31, 463–473.

Cordeau S., Wayman S., Reibel C., Strbik F., Chauvel B., Guillemin J-P., 2018 - Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. *Weed Biology and Management*, 18, 12–25.

Cussans G., 1966. The weed problem. In: Robson T.O. *The Eighth British Weed Control Conference; Brighton*, A.R.C Weed Research Organization, Kildington, Oxford, Angleterre, 3, 884–889.

Derpsch R., Friedrich T., Kassam A., Hongwen L., 2010 - Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 3, 1–25.

Derksen D., Lafond G., Thomas A., Loeppky H., Swanton C., 1993 - Impact of Agronomic Practices on Weed Communities: Tillage Systems. *Weed Science*, 41, 409–417.

Dorn B., Jossi W., Van Der Heijden M., 2015 - Weed suppression by cover crops: Comparative on-farm experiments under integrated and organic conservation tillage. *Weed Research*, 55, 586–597.

Feldman S., Alzugaray C., Torres P., Lewis J., 1998 - Gap colonization by weeds in a wheat crop grown under different cultivation regimes. *Weed Research,* 38, 35–45.

Fried G., Kazakou E., Gaba S., 2012 - Trajectories of weed communities explained by traits associated with species' response to management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 158, 147-155.

Friedrich T., Derpsch R., Kassam A., 2012 - Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. *Field Actions Science Reports*, 6, 1–7.

Fron B., 1917 - *Plantes nuisibles à l'agriculture*. Encyclopédie Agricole. 346 p.

Gaba S., Perronne R., Fried G., Gardarin A., Bretagnolle F., Biju-Duval L., Colbach N., Cordeau S., Fernández-Aparicio M., Gauvrit C., Gibot-Leclerc S., Guillemin J., Moreau D., Munier-Jolain N., Strbik F., Reboud X., 2017 - Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. *Weed Research*, 57, 123–147.

Gala-Czekaj D., Gąsiorek M., Halecki W., Synowiec A., 2016 - *Calystegia sepium* – an expansive weed of maize fields near Krakow. *Acta Agrobotanica*, 69, 1–9.

Graglia E., Melander B., Jensen R.K., 2006 - Mechanical and cultural strategies to control *Cirsium arvense* in organic arable cropping systems. *Weed Research*, 46, 304–312.

Heap I. The International Survey of Herbicide Resistant Weeds [En ligne]. http://www.weedscience.org/ [consulté le 23 septembre 2019].

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

Légère A., Stevenson F.C., Benoit D.L., 2011 - The Selective Memory of Weed Seedbanks after 18 Years of Conservation Tillage. *Weed Science*, 59, 98–106.

Locke M.A., Reddy K.N., Zablotowicz R.M., 2002 - Weed management in conservation crop production systems. *Weed Biology Management* 2, 123–132.

Norsworthy J.K., 2008 - Effect of tillage intensity and herbicide programs on changes in weed species density and composition in the southeastern coastal plains of the United States. *Crop Protection*, 27, 151–160.

Riley H., Børrensen T., Ekeberg E., Rydberg T., 1994 - Trends in reduced tillage research and practice in Scandinavia. in: Carter M.R. *Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems*, CRC Press. Boca Raton, Florida, USA, 23–45.

Royo-Esnal A., García A., Torra J., Forcella F., Recasens J., 2015 - Describing *Polygonum aviculare* emergence in different tillage systems. *Weed Research*, 55, 387–395.

Scherner A., Melander B., Jensen P., Kudsk P., Avila L., 2017 - Reducing tillage intensity affects the cumulative emergence dynamics of annual grass weeds in winter cereals. *Weed Research,* 57, 314-322.

Smith R.G., Gross K.L., Januchowski S., 2005 - Earthworms and weed seed distribution in annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 363-367.

Streit B., Rieger S., Stamp P., Richner W., 2003 - Weed population in winter wheat as affected by crop sequence, intensity of tillage and time of herbicide application in a cool and humid climate. *Weed Research*, 43, 20–32.

Trichard A., Alignier A., Chauvel B., Petit S., 2013 - Identification of weed community traits response to conservation agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, 179–186.

Wellings L., 1968 - Minimum cultivations for cereals on the experimental husbandry farms, in: *9th British Weed Control Conference,* 2. 842–848.

3 - Points à retenir de l'article 3

- L'adoption de l'ACS entraine un changement dans les problèmes malherbologiques perçus par les agriculteurs.
- Les problèmes malherbologiques liés aux espèces à cycle de vie annuel diminuent progressivement en ACS, notamment ceux liés aux plantes automnales-hivernales. Ils restent cependant importants pour les agriculteurs. A l'opposé les espèces à cycle de vie pluriannuel semblent de plus en plus problématiques pour les agriculteurs.
- L'augmentation des problèmes malherbologiques de certaines espèces (vulpie queue-de-rat (*Vulpia myuros*), les laiterons (*Sonchus* sp.) ou les renouées (ex *Polygonum* sp.)) ne concerne que le moment où l'ACS est adoptée. Post-adoption, les problèmes malherbologiques liés à ces espèces restent stables.
- Toutefois, de nouvelles espèces apparaissent comme problématiques pour les agriculteurs avec l'adoption de l'ACS, comme la grande berce (*Heracleum sphondylium*).

Partie 2 : Réponses des communautés adventices à l'application de l'agriculture de conservation

Chapitre 10 : Diversité des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation

1 - Introduction du chapitre

Nous avons vu précédemment que les changements de structure des communautés adventices induits par l'adoption de l'ACS ont le plus souvent été étudiés au travers de ses principes, pris individuellement (Alarcón et al., 2018; Buchanan et al., 2016; Mulugeta et al., 2001; Travlos et al., 2018; Weisberger et al., 2019) ou par deux (Légère et al., 2005). Les changements apportés par chaque principe sur la structure des communautés étant différents, voire avec des effets opposés d'un principe à l'autre, dans ce chapitre, nous proposons d'étudier l'effet global de l'ACS sur la structure des communautés adventices, regroupant ainsi l'effet cumulé de chaque principe et de chaque modification de pratiques qui accompagne l'adoption de l'ACS.

Pour ce chapitre, le jeu de données 5 a été utilisé. Il décrit les communautés adventices capables de se reproduire et ou de se maintenir durant le cycle de la culture sur 100 parcelles de blé tendre (*Triticum aestivum*) le long d'un gradient d'âge depuis l'adoption de l'ACS de 1 à 21 ans. Les 227 espèces présentes sur ces parcelles sont décrites par dix traits de réponse. Les trois traits quantitatifs, à savoir le poids des semences, la surface foliaire spécifique et la teneur en matière sèche des feuilles ont été regroupées en catégories :

- Poids des semences (mg) en: 6 classes : [< 0,20] ; [0,21–0,50] ; [0,51–1,00]; [1,01–2,00] ; [2,01–10,0] ; [> 10].
- Surface foliaire spécifique ($mm^2/mg^{-1)}$ en 7 classes: [<15]; [15-20] ; [21-25] ; [26-30] ; [31-35] ; [36-40] ; [>40].
- Teneur en matière sèche des feuilles (mg/g^{-1}) en 6 classes: [50-100] ; [101-150] ; [151-200] ; [201-250] ; [251-300] ; [>300].

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article qui a été soumis au journal *Agronomy, Ecosystems & Environment* le 1 juillet 2020 et accepté pour publication le 26 janvier 2021. La version présentée est la version acceptée pour publication.

2 - Article 4 : Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes

Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes

Damien Derrouch[a], Fabrice Dessaint[a], Guillaume Fried[b], Bruno Chauvel[a]

[a]Agroécologie, AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

[b] Unité Entomologie et Plantes Invasives, Laboratoire de la Santé des Végétaux, Anses, 34988 Montferrier-sur-Lez, France

Highlights

Since the adoption of conservation agriculture:

- Weed diversity and evenness did not change
- Species richness, total weed abundance and functional diversity increased
- Weed communities converged, both taxonomically and functionally

Abstract

Conservation agriculture has been identified as one of the farming systems likely to deliver sustainable agriculture but its effects over time on the diversity and composition of weed communities are poorly documented. Using a network of 100 winter wheat fields selected to encompass a gradient of years in conservation agriculture from 1 to 20 years in the Bourgogne-Franche-Comté region (France), we analysed the changes that occurred in the diversity of weed communities over several years, both in α- and β-diversity using a taxonomic (species level) and functional (10 response traits) approach. Based on three weed surveys (before the last herbicide use, before harvest, before sowing the following crop), we identified weeds able to maintain and/or to produce propagules. All the observed weed communities were rich (average species richness of 23.9 species), diverse (average Shannon diversity of 2.15) and equitably composed of low-density species. The results showed an increase in species richness, total weed abundance and α-functional diversity but no change in species diversity and

species evenness over time. Heterogeneity and average values of β-taxonomic and β-functional diversity between communities were high in the early years following the adoption of conservation agriculture. Heterogeneity and average β-taxonomic and β-functional diversity decreased over time, leading to a homogenization of weed community assemblages. Despite major changes in cultural practices related to conservation agriculture, homogenization of weed community was not immediate and did not concern all the traits studied.

Keywords: α-diversity; β-diversity; no-tillage; weed survey; functional convergence

1 Introduction

With a growing world population, one of the major challenge of agriculture is to improve production while preserving the environment and the biodiversity present in agroecosystems (Robertson and Swinton, 2005). Among the different farming systems that can provide productive and sustainable agriculture, conservation agriculture (CA) has been identified as one of the most favourable options (Hobbs et al. 2008). Based on an objective of preserving agricultural soils, CA is characterized by the simultaneous and continuous application of three principles: minimum soil disturbance (no-tillage); residue cover on the soil surface (cover crops or dead mulch) and diverse crop successions and cover crop mixes (Reicosky, 2015). Widely used in some countries (USA, Brazil, Argentina, Canada, Australia), it was only adopted in France in the 2000s with a production of around 300,000 hectares in 2014 (Kassam et al. 2018), approximately 1.6 % of the utilised agricultural area. The choice to convert to CA has been made by farmers from different farming systems using different combinations of cultural practices but the adoption of CA leads to a reduction of the range of usable cultural practices and to less divergent weed management strategies between farmers (Derrouch et al. 2020a). Although the majority of farmers had already reduced the frequency or depth of tillage practices prior to adoption, the complete abandonment of tillage and the related soil disturbances represent the major change for the weed communities at the time of adopting CA (Derrouch et al. 2020b).

To improve the understanding of the effects of cultural practices on weed communities, Booth and Swanton (2002) proposed applying assembly theory to weed communities. By describing weed species by their biological traits, it is possible to identify general rules that drive weed community assembly. In this framework, each management practice is likely to act as a filter on weed communities by removing, limiting or favouring species depending on their trait combination values. As observed in other situations such as the transition to organic farming (Delate and Cambardella, 2004), each change

in cultural practices is likely to modify the strength and mesh size of the filters and thus, the combination of selected trait values. For example, in arable crops, soil tillage is widely known as the main factor explaining the high percentage of annual species in the community. By frequently disturbing the soil surface, soil tillage filters mainly plants able to survive unfavourable perturbations in the form of seeds or, to a lesser extent, in the form of underground organs capable of vegetative propagation (e.g. rhizomes). Weed seeds buried by soil tillage remain dormant before being brought back to the soil surface by the following soil tillage. Due to the absence of soil disturbance when adopting CA, seeds remain concentrated on the soil surface and annual species are partly replaced by perennials as during plant succession (Bazzaz, 1979; Zanin et al. 1997). The presence of residues on the soil surface in CA systems modifies the conditions for germination and the emergence of weed seeds by reducing light availability and affecting the soil's characteristics (humidity, pH and temperature) (Holland, 2004). When the cover crop is alive, other processes such as competition for nutrients and allelopathy can affect germination and the emergence of some weed species (Teasdale, 1996). The diversification of crop succession with the adoption of CA modifies all the disturbances and stress events that shape communities, thus limiting the development of weed populations with phenological and physiological similarities to the crop as observed in simple crop sequences (Cardina et al. 1998).

Most of the studies describing the response of weed communities to CA focused on the response of weed species to one or two of the CA principles, with opposing results sometimes occurring between studies. In most cases, the reduction of tillage and crop diversification seemed to increase weed diversity. The effects on weed abundance seemed different for each of these two CA principles: the reduction of tillage tends to increase weed abundance while crop diversification tends to decrease it. (Mahaut et al. 2019; Travlos et al. 2018; Weisberger et al. 2019). The use of cover crops decreased weed abundance (Buchanan et al. 2016) and potentially the weed richness when the cover crop biomass is high (Smith et al. 2015a). Concerning changes identified in weed community composition when adopting one or the other of the CA principles, the results vary according to the system, although a strong tendency towards the filtering for perennial (no disturbance of perennial weed organs), wind disseminated and graminoid species was highlighted in CA systems (Trichard et al. 2013; Young and Thorne, 2004). To date, no study examined whether the adoption of CA on the long-term leads to a homogenisation of weed communities or, on the contrary, to an increase of dissimilarity between communities. Changes in dissimilarity between communities (β-diversity) in the literature are accessed through two main approaches (Brice et al. 2017; Fried et al. 2016; Rooney et al. 2004). The first approach is mainly used when comparing communities over time. In this case, an homogenization or a convergence of weed communities refers to the process by which β-diversity between communities decreases over time (Olden and Rooney, 2006). The second approach is mainly

used to compare different communities in different groups along an ecological gradient. In this case, homogenization refers to a decrease of β-diversity between communities belonging to the same group, i.e. in similar ecological conditions (Brice et al. 2017).

Using a network of 100 winter wheat fields covering an age gradient from 1 to 20 years since CA adoption, the present paper explored the responses of weed communities over time under new filtering pressures, using different scales (within the field and between fields) at both taxonomic and functional levels. More specifically, we investigated (1) how weed α-diversity changed according to time in CA, (2) whether these changes have led to change in β-diversity and (3) how many years were required to observe pronounced changes in β-diversity since the adoption of CA. As the adoption of CA reduces the range of cultural practices and weed management practices, we expected taxonomic and functional β-diversity to decrease over time. Because CA brings together farmers from different farming systems prior to adoption, we expected high mean values of β-diversity and a high heterogeneity between communities in the first years of CA. Alternatively, as the strength of the "soil disturbance" filter is reduced in CA, it can be expected that the diversity of the weed flora will be more dependent on landscape structures around plots and therefore differs more from plot to plot. The main objective of this work was to test whether the continuous application of cultural practices linked to the application of CA principles, resulted in a global homogenization of weed communities.

2 Materials and methods

2.1 Study site

The study area was set up in the Bourgogne-Franche-Comté region in north-eastern France, one of the main emerging areas of CA use. The study area was located in a temperate oceanic zone according to the Köppen-Geiger classification, with an average rainfall of 756 mm and an average temperature of 10.9°C (https://www.insee.fr/fr/statistiques/4176857). Since 2018, however, drier and warmer seasons than usual have been observed. Two types of soil are predominant in the region: clay-limestone soils and deep loamy soils with a more or less significant clay gradient (https://bourgogne.websol.fr/carto). In this study area, a network of 53 farmers belonging to different CA groups or organisations was created. A hundred winter wheat (Triticum aestivum) fields were selected in which farmers complied with CA principles and on the basis of the number of years since adopting this farming system (age gradient from 1 to 21 years). Due to the gradual adoption of CA in the study area, the distribution of fields along the age gradient was not homogenous, with a higher number of fields with a recent CA adoption. For analytical purposes, the oldest fields were grouped

together according to age in CA. We regrouped fields from 11, 12 and 13 years in CA as “12 years”, fields from 14, 15, 16 years as “15 years” and fields from 18, 20 , 21 years as “20 years”. The distribution of the 13 “age groups” in the study area is represented in Figure 1. In the field network, farming systems prior to the adoption of CA were mainly based on reduced tillage (76 of the 100 fields) but exact intensity of reduced tillage was not known. The management of the remaining fields was based on soil tillage (21 fields) or on no-till (3). Although herbicide use may vary among fields, farmers, and over the years in CA (Derrouch et al., 2020a), in this study all farmers used herbicides for weed control. The fields were mainly located in a landscape dominated by crops. No prior selections were made on soil type, even though the nature of the soil can influence the presence of weed species (Fried et al. 2008).

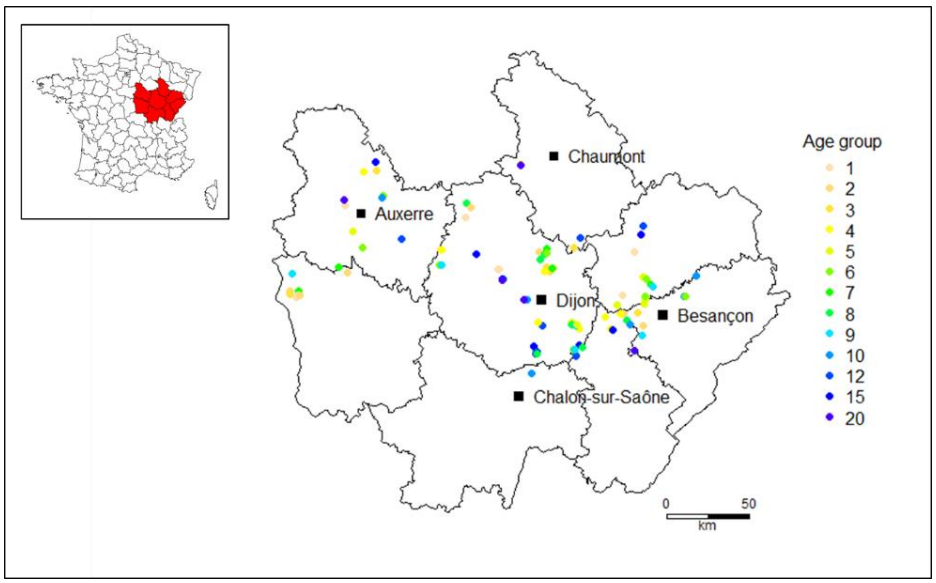


Figure 1: Location of the 100 winter wheat fields in the study area. The locations of the main cities are 47°19'18"N, 5°02'29"E for Dijon, 47°47'46"N, 3°34'14"E for Auxerre, 46°47'20"N, 4°51'11"E for Chalon-sur-Saône, 46°14'17"N, 6°01'28"E for Besançon and 48°6'40"N, 5°08'23"E for Chaumont.

2.2 Weed data collection and selection

For each field, weed communities were surveyed either in 2018 (51 fields) or in 2019 (49 fields) on a 50x40 m area, which was representative of the weeds present in the whole field according to the farmers. The area was located 50 m away from field boundaries to avoid field edge effects. Weed data were collected at three periods: in early March (before the last post-herbicide use), in mid-June (before harvest, i.e. a period of potential weed seed production) and in early September during the intercropping period (before sowing of the following crop). The sampling protocol was similar for all periods. All species were recorded within the 2,000 m2 surveyed area and following a W-shaped

walked path (two persons, 30-40 min for each survey). For each period, seven to eight days were required to collect all the data. Most plants were identified at species level according to Jauzein (1995). Taxonomy was corrected according to the TAXREF Taxonomic repository v13.0 (Gargominy et al. 2019). For some vegetative plants, plants were noted at the genus level (e.g. Lolium sp.) due to a lack of relevant distinguishing criteria at the seedling and/or vegetative stages. The abundance of each weed species was estimated using a modified Barralis scale of abundance (Barralis, 1976): [+] found once in the 2,000 m2 plot; [1] less than 1; [2] 1 to 2; [3] 3 to 10; [3.5] 11 to 20; [4] 21–50 and [5] 51 to 60 individuals m-2. For each period, the percentage of each stage of development (seedling, vegetative, flowering, fructification) was also estimated for each species. Only plants that were not intentionally sown by farmers in the given year or the preceding year were considered. Plants used for cover crop in the given year but also volunteers from the preceding year were excluded.

The aim of the three successive weed surveys was to provide an overview of all the species present during the crop period (from winter outgrowth to intercropping period) which cannot be captured via a single survey. Thanks to scoring based on stage of development, our survey could distinguish weed species able to produce propagules but also weed species not able to reproduce, i.e. species present only at a seedling or a vegetative stage. It was therefore possible to reduce the statistical noise due to casual species by selecting only weeds able to maintain and/or to produce propagules during a winter crop cycle. This selection was made in each field and for each species, and took into account density (centre of abundance classes), stage percentages, the survey period and Raunkiaer's life-form categorization (scheme shown in Figure 2). For therophytes species, i.e. species that persist only by seeds, only those with a flowering or fructification stage in either March, June or September were selected (example of species 1, 2 and 4 in Figure 2). As records of mature individuals of the same annual species during different surveys over time undoubtedly represent different cohorts, we summed the densities of selected weed species in order to obtain a single density measure for each species in a given field. Therophyte species observed in the seedling or vegetative stages were not retained (example for species 3 in Figure 2), recognizing that early spring flowering species (Scandix pecten-veneris, Anthriscus caucalis) could be more affected than others species by the applied selection method. For perennial weed species (hemicryptophytes, geophytes, chamaephytes and phanerophytes), able to survive for several years and/or produce propagules (sexual and/or vegetative reproduction), the selection was carried out regardless of their stage of development. Since similar individual plants were present in the plot over several survey periods (weed surveys conducted exactly at the same location), we used the average density value for each species to further obtain a single density measure (species 5, 6, 7 and 8 in Figure 2). Of the 257 identified weed species, 30 therophytes species were never found in a flowering or fructification stage and were therefore excluded for

analysis. This selection also reduced the weight of weed species present in many fields but predominantly at the vegetative stage. This was the case of Sonchus asper, Fallopia convolvulus, Geranium dissectum and Lapsana communis. The differences in species abundance and frequency between the original data set and the retained data set are presented in Table S1. Over the 100 fields, 227 weed species out of the 257 recorded species were considered in the analysis (see Table S1 for the list of weed species). Hereafter the term “community” will comprise species recorded in a plot field.

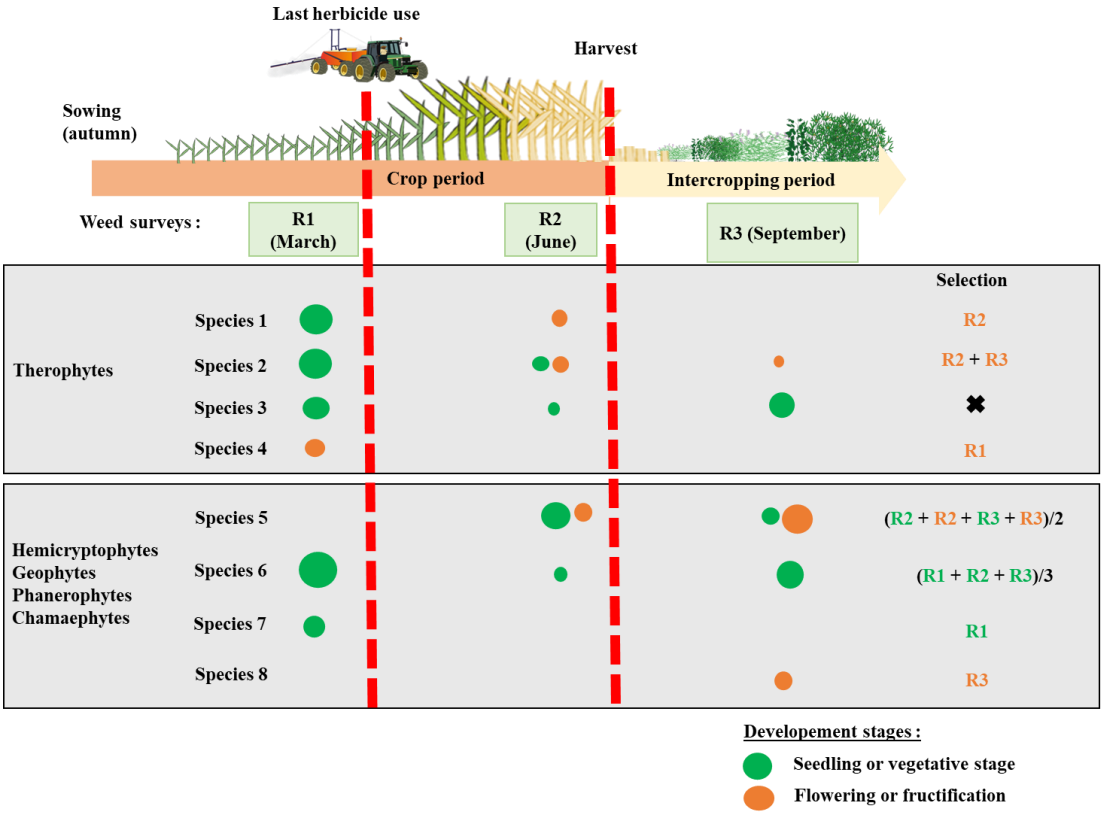


Figure 2: Scheme of weed data selection from initial database. Species on the line ‘Species 3’ were excluded for analysis. Circle size = species abundance, R1, R2, R3: weed surveys

2.3 Trait data

Ten response traits (Table 1) were selected based on a reference list of functional traits for arable weeds (Booth and Swanton, 2002; Gaba et al. 2014, Gaba et al. 2017) and on articles related to CA or no-till systems (Armengot et al. 2016; Trichard et al. 2013). Traits were selected for their key role in the weed dynamic. Raunkiaer’s life-form (Raunkiær et al. 1934) and the number of cotyledons (graminoids, eudicotyledons) referred to plant life-form. The Raunkiær’s life form was used to capture the potential effect of an absence of mechanical soil disturbance on weed communities. The trait "number of cotyledons" was chosen due to the important effect of herbicide application on the proportion of monocotyledons or eudicotyledons in the weed community. Because farmers can

specifically target graminoids and/ or eudicotyledons weeds through herbicide application, this trait can refer to some possible changes in weed management with CA duration. Time of germination (season) and time of flowering (season) gave indications on weed life cycle and thus could capture the effects of CA on temporal niches, but also a possible change in weed management. Soil seedbank longevity (years), mode of seed dispersal (four classes) and seed mass (mg) referred to either temporal or spatial weed seed dispersion. In CA, vertical seed movements in the soil due to the abandonment of tillage are reduced which could therefore induce changes regarding the values of these three traits that will be favoured under this system. Specific leaf area ($mm^2.mg-1$), leaf dry matter content (mg.g–1) and Ellenberg's indicator value for light (five classes) represented weed resource use (see Table 1 for source, and Table S2 for attributes and more information about data selection from databases). For weed species identified at genus level, trait values were from the most common species from the same genus in the initial database. For trees and shrubs, traits values were based on the most common species in the region (Bardet et al. 2008). Finally, to enable analysis, missing values (see Table S2 for the number of missing values per trait) were completed with expert opinion, taking into account the closest attributed values.

Table 1: Response traits used

Traits	Number of attributes	Trait role	Main associated principle or change induced by the adoption of CA*	Data source
Raunkiaer's life-form	5	Plant life-form	P1	1 (2)
Number of cotyledons	2	Plant life-form	P1, P2, P3: Low use of specific grass-weed herbicide treatment (Trichard et al., 2013)	3
Time of germination	9	Life cycle	P2; P3; shift towards post herbicide application (Derrouch et al. 2020a); longer crop cycle period (intercropping period)	4
Time of flowering	6	Life cycle	P3; longer crop cycle period (intercropping period)	3 (1)
Soil seedbank longevity	6	Dispersion	P1	5 (6)
Seed dispersal	4	Dispersion	P1	3
Seed mass	6	Dispersion	P1	7 (5)
Specific leaf area	7	Resource use	P1; P2	5 (6)
Leaf dry matter content	6	Resource use	P1; P2	5 (6)
Ellenberg light	6	Resource use	P2	3 (8,2)

*P1: minimum soil disturbance (no-tillage); P2: residue cover on the soil surface (cover crops or dead mulch); P3: diverse crop successions and cover crop mixes
1 (Bardet et al. 2008); 2 (Bocci, 2015), 3 (Julve, 1998); 4 (Mamarot and Rodirguez, 2014); 5 (Kleyer et al. 2008); 6 (Tavşanoğlu and Pausas, 2018); 7 (Royal Botanic Gardens Kew, 2020); 8 (Hill et al. 1999)

2.4 Data analysis

2.4.1 α-diversity

Potential changes in diversity of weed communities were first studied at the plot scale using indices referring directly to α-diversity (species diversity, functional diversity) or more generally to community description (species richness, species evenness and abundance). Abundance, represented here by a density measure, was the total abundance of all species present per m2 in a given field. For weed diversity, Shannon's (H') and Simpson's (D) diversity indices were calculated with H^'=-∑_(i=1)^s⁡〖pi(ln⁡〖pi)〗〗, where pi is the proportion of individuals belonging to the i species and S is the total number of species and D=∑_(i=1)^s⁡p_i^2 where pi is the proportional abundance of i species. Each index provided different information. While the Shannon index is strongly influenced by

rare species and species richness, the Simpson index gives more weight to common species and evenness. The evenness of weed communities was represented by the Pielou index (J'), with J^'=H'/H'max, where H' is the Shannon diversity index and H'max the maximum possible value of H'. Functional diversity was represented by the functional diversity index developed by Cardoso et al. (2014) which corresponds to the total length of branches of a community tree linking all species present in a given plot. The functional diversity was estimated using all functional traits (227 species x 10 functional traits). The community tree was obtained by multiple correspondence analysis on the "species x traits" matrix followed by clustering analysis. The community tree was constructed on the basis of Euclidean distances with the Ward algorithm and considering all axes of the multiple correspondence analysis. To create a community tree, the three quantitative traits (seed mass, specific leaf area, and leaf dry matter content) were divided into classes (see Table S2 for attributes). Diversity and evenness indices were obtained using the "vegan" package (Oksanen et al. 2019) of R software (R Development Core Team, 2020). Functional diversity estimations were provided by the "BAT" package (Cardoso et al. 2020).

Relationships between the number of years of conversion to CA and indices were tested by robust regression using function rlm() in the MASS package (Venables and Ripley, 2002) in R. In robust regressions, the effects of outliers on the model are reduced giving less weight to large residuals (Rousseeuw and Leroy, 1987).

2.4.2 β-diversity

Potential changes in the diversity of weed communities were then studied using a between community scale. In order to do so, pairwise dissimilarities were estimated. At the taxonomic level, taxonomic β-diversity ($T\beta_{total}$) was calculated using the Jaccard dissimilarity index based on the presence/absence of species with $T\beta_{total} = \frac{b+c}{a+b+c}$ where *a* is the number of species shared by both communities, *b* the number of species unique to the first community and *c*, the number of species unique to the second community. Following the approach proposed by Podani and Schmera (2011), $T\beta_{total}$ was decomposed into richness difference ($T\beta_{rich}$), with $T\beta_{rich} = \frac{|b-c|}{a+b+c}$ and into replacement ($T\beta_{repl}$) with $T\beta_{repl} = \frac{2\min(b,c)}{a+b+c}$. While Tβtotal represents the total taxonomic dissimilarity, Tβrepl gives the variation resulting from species replacement (turnover) and Tβrich accounts for the variation resulting from differences in species richness induced by species loss/gain. Using the framework developed by Cardoso et al. (2014) and the same community tree used for functional α-diversity, we quantified functional β-diversity (Fβtotal) and its components, i.e. functional difference (Fβrich) and

functional replacement (Fβrepl). All estimates for functional diversity and β-diversity were obtained using the BAT package (Cardoso et al. 2020).

To access changes in β-diversity within and between age groups, both mean value and heterogeneity of dissimilarities measures were taken into account. Differences in heterogeneity between age groups were tested using an analysis of multivariate homogeneity of group dispersions (PERMDISP, Anderson et al. 2006). Using square root of dissimilarities indices, the "betadisper()" function from the "vegan" package (Oksanen et al. 2019) calculated the median spatial distance of fields belonging to the same age group to the group centroid in a multivariate space. The difference in mean dissimilarities measures between age groups was tested using a permutational non-parametric multivariate analysis of variance (PERMANOVA, Anderson, 2001) which tested for location differences between centroids. The "adonis()" function, an analogous test to non-parametric MANOVA was used with 9,999 permutations. Because PERMANOVA is sensitive to differences in multivariate dispersion (i.e. a significant result may be due to the difference in variation rather than differences in the centroid location), only indices with homogeneous dispersion were tested (PERMDISP not significant). Finally, for all significant PERMDISP tests, group mean dispersions were compared using the Tukey post-hoc pairwise comparison test (function "TukeyHSD.betadisper()" from the "vegan" package). In order to identify the number of years required in CA before identifying noticeable changes since adoption, the pairwise comparison was only performed between age "1" and other ages groups. Analysis of β-diversity was performed on all β-diversity indices (Tβtotal, Tβrich, Tβrepl, Fβtotal, Fβrich and Fβrepl).

After been studied with all the traits (10 traits), α- and β-functional diversity were also estimated using four trait combinations referring to the trait roles presented in Table 1: plant life-form (2 traits), life cycle (2 traits), dispersion (3 traits), and resource use (3 traits). A new community tree was built for each trait combination. This approach allowed us to examine whether the response was the same for all traits or whether some trait combinations responded differently.

3 Results

3.1 Weed species

Of the 227 species retained from the initial database, nearly half of them (43.6 %) were therophyte species (50.2 % from the initial database) and hemicryptophyte species represented 38.8 %. Graminoid species represented 15 %. The most abundant plant families were Poaceae (32.1 % of weeds), Asteraceae (16.1 %) and Amaranthaceae (13.5 %). The three most frequent species with an occurrence (number of fields where species was present) higher than 75 % were *Taraxacum officinale*

(84 %), *Chenopodium album* (78 %) and *Alopecurus myosuroides* (78 %). In the fields where these species were recorded, their mean abundance was comprised between 0.83 and 1.79 plants m-2. The most common species were not the most abundant species, which were represented by *Veronica hederifolia* (occurrence of 5 % and mean abundance of 7.55 plants m-2), *Digitaria sanguinalis* (occurrence of 17 % and mean abundance of 7.32 plants m-2) and *Setaria pumila* (occurrence of 20 % and mean abundance of 6.43 plants m-2) (Table S1). The mean abundance of most of species (91.7 %) was represented by less than one plant m-2. Half of the species (114) were found in less than five fields (5 %). Some species, not usually found in the core area of arable crops were recorded, such as woody (*Hedera helix*, *Euonymus europaeus*, *Acer* sp.) or field border species (*Heracleum sphondylium*, *Vulpia myuros*, *Jacobaea vulgaris*, *Bromus commutatus*) and some species previously used as cover that persisted in fields (e.g. *Medicago sativa*, *Lotus corniculatus*, *Vicia sativa*). Five rare or threatened species listed on the National Action Plan for the conservation of segetal flora (Cambecèdes et al. 2012) have been recorded (see Table S1), with at least two species (*Bromus secalinus*, *Bromus arvensis*) with higher frequency than observed in a weed survey of mainly conventional fields in the same region (Fried et al. 2016). No failure situations (crop destruction, major yield loss) due to weeds were observed in any of the studied fields.

3.2 α-diversity

The weed species richness varied greatly from field to field and ranged from 6 to 69 species with a global mean of 23.9 species (± 12.7 SD). Its value increased significantly ($F=9.76$, $P=0.002$) with the number of years of CA (Figure 3a) from a mean of 19.2 to a mean of 31.0 species after 20 years. The trend was similar for functional diversity estimated with all traits ($F=10.8$, $P=0.001$, Figure S1) and with the four trait combinations (Figure S2). The relationship between species richness and the estimation of functional diversity with all traits revealed a high correlation ($rp=0.99$, $P<0.001$), indicating that each species has a unique trait combination (hardly any functional redundancy) (Figure 3b). Results obtained with others estimations of functional diversity also showed a strong correlation with species richness for trait combinations related to dispersion, life cycle and resource use (rp comprised between 0.88 and 0.95, $P<0.001$). The relationship appeared less significant for traits referring to plant life-form ($rp=0.62$, $P<0.001$).

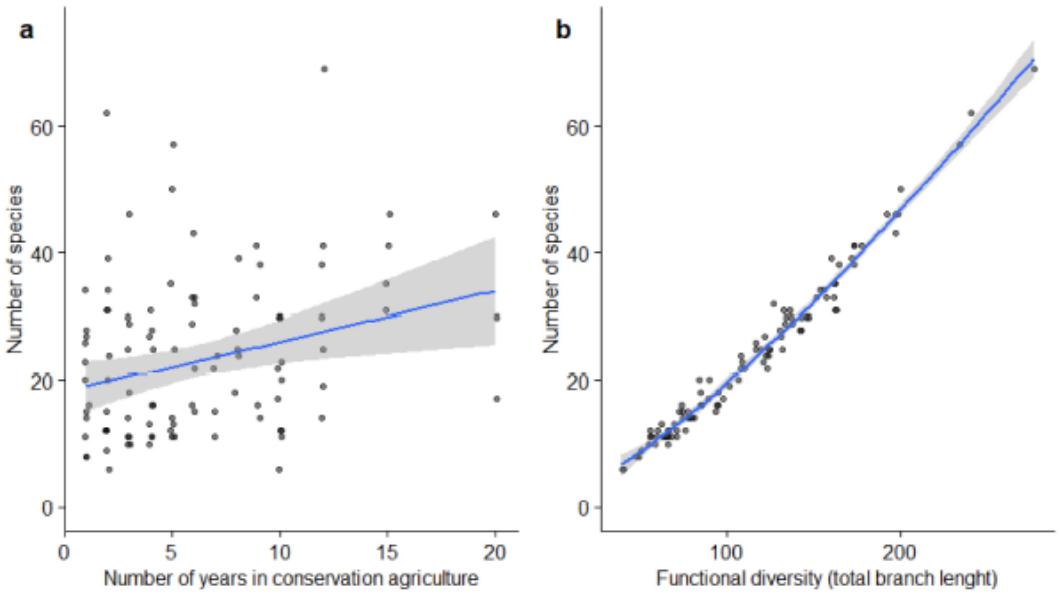


Figure 3 : Relationships between a) the species richness and the number of years of conversion to conservation agriculture (the blue line represent an rlm regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval) and b) the species richness and the functional diversity estimated with all traits (the blue line represent a non-parametric regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval)

Total weed abundance per field ranged from 2 to 80 plants m-2 with a mean of 21 plant m-2 (± 19 SD). Although the robust regression result was not significant (F=3.55, P=0.062), total abundance of weed tended to increase over time. The means of Shannon and Simpson diversities were relatively high (2.15 ± 0.74 SD and 8.54 ± 7.58 SD respectively). Pielou's evenness ratio ranged from 0.16 to 0.99 with a mean value of 0.7 (± 0.21 SD). For all these indices, no relationships with age groups were found (Table 2).

Table 2: Values of slopes of robust linear regression model based on all 100 fields with ages of CA as explicative variable and the index as response variable. In bold, significant results ($p < 0.05$).

Index	Estimate	SE	F	P
Species richness	0.807	0.258	9.76	**0.002**
Abundance	0.574	0.304	3.55	0.062
Shannon diversity	0.021	0.017	1.57	0.214
Simpson diversity	0.096	0.125	0.59	0.443
Pielou evenness	-0.003	0.005	0.26	0.611
Functional diversity (all traits)	3.39	1.03	10.8	**0.001**

Shown are standard errors *(SE), F*-statistic values (*F*) and probability values (*P*)

3.3 β-diversity

Across all CA fields and age groups, Tβtotal ranged between 0.47 and 1.00, with a mean of 0.82. Tβrepl was higher than Tβrich indicating that taxonomic β-diversity among fields was driven more by species replacement (59.5 %) than species loss or gain (40.5 %). Fβtotal estimated with all traits was lower than Tβtotal and ranged between 0.37 and 0.90, with a mean of 0.70. Concerning its components, Fβrepl and Fβrich, the same pattern was observed as with β-taxonomic diversity. Fβrepl drove 56.8 % of functional β-diversity and Fβrich 43.2 %. According to the PERMDISP analysis, dispersion of β-diversity values within age groups differed significantly among age for Tβtotal ($F = 5.42$, $P < 0.001$) and Fβtotal ($F = 5.50$, $P < 0.001$, all traits) but not for the other β-diversity indices (Table 3). The relationship between dispersion measured as median distance to centroid and the number of years in CA showed that dispersion within age groups tended to decrease over time for Tβtotal and Fβtotal (all traits). Median distances to centroids decreased from 0.61 to 0.5 for Tβtotal and from 0.56 to 0.47 for Fβtotal (all traits) after 20 years in CA. However, the decrease was not linear (Figure 4). The same global decreasing trend was observed for the average Tβtotal and Fβtotal values over time (Figure S3). β-diversity mean values decreased slightly from 0.82 to 0.76 after 20 years in CA for Tβtotal and from 0.69 to 0.63 for Fβtotal.

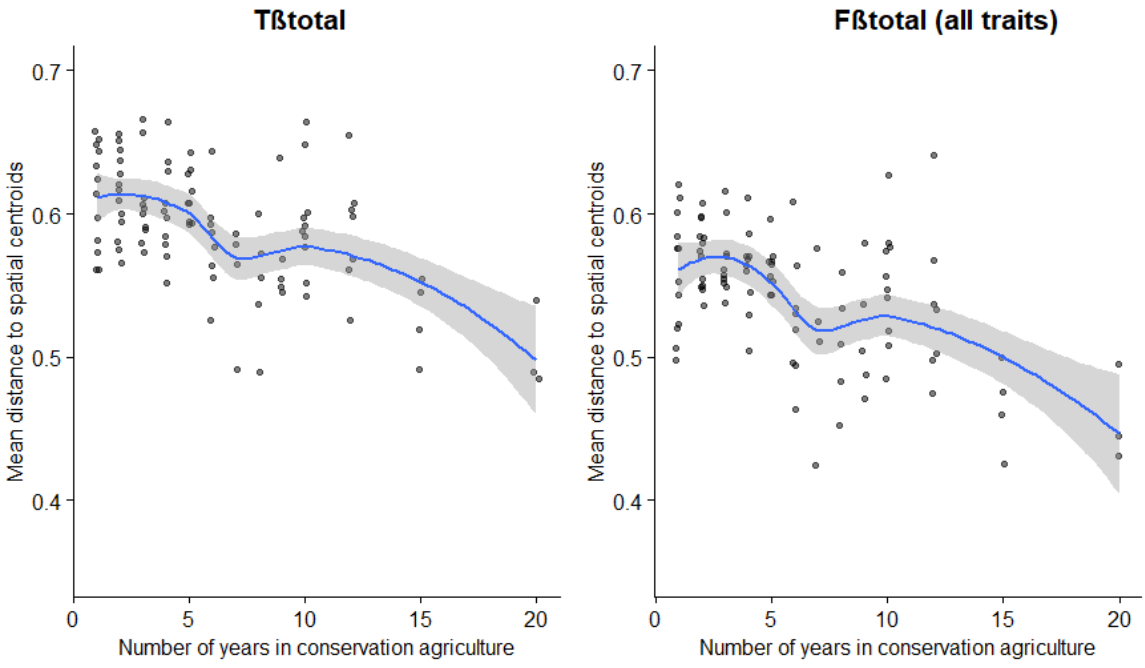


Figure 4: Relationships between the number of years in conservation agriculture with the mean distances to centroid within age for both Tβtotal and Fβtotal (all traits). The blue line represent a non-parametric regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval

For indices that were homogeneous for dispersion, PERMANOVA found no significant difference in group centroids for Tβrepl, Tβrich, Fβrich and Fβrepl (Table 3).

Results gained from analysis with β-diversity indices obtained with the four trait combinations showed different results according to the combinations. Results showed similar trends to those revealed for functional diversity indices obtained with all traits for traits referring to dispersion (seed mass, seed dispersal, soil seedbank longevity), life cycle (time of germination and time of flowering), and resource use (specific leaf area, leaf dry matter content and Ellenberg light) (Table S3). However, for traits referring to plant life-form (Raunkiaer's life-form and number of cotyledons), PERMDISP analysis showed no difference in dispersion of β-diversity values within age groups and PERMANOVA found a significant difference in group centroids for Fβtotal and Fβrich (Table S3) but no trend was identified over time (figure not shown).

Table 3: Values of permutational non-parametric multivariate analysis of variance (PERMANOVA) and analysis of multivariate homogeneity of group dispersions (PERMDISP) with ages of CA as explicative variable and the β-diversity as response variable. Functional β-diversity indexes present in the table were estimated with all traits. In bold, significant results ($p < 0.05$).

	PERMANOVA						**PERMDISP**			
	Df	SS	MSS	F	R^2	P	SS	MSS	F	P
$T\beta_{total}$							0.075	0.0063	5.42	**<0.001**
$T\beta_{repl}$	12	1.84	0.153	1.13	0.135	0.334	0.124	0.0104	0.44	0.942
$T\beta_{rich}$	12	1.22	0.101	1.37	0.159	0.155	0.233	0.0195	1.26	0.257
$F\beta_{total}$							0.091	0.0076	5.50	**<0.001**
$F\beta_{repl}$	12	1.24	0.104	1.13	0.135	0.345	0.096	0.0080	0.39	0.963
$F\beta_{rich}$	12	1.16	0.097	1.62	0.183	0.072	0.299	0.0249	1.74	0.073

Shown are factor and residual degrees of freedom (*Df*), sum of squares (*SS*), mean sum of squares (*MSS*), *F*-statistic values (*F*), proportion of explained variance (R^2) and probability values (*P*). For $T\beta_{repl}$ and $F\beta_{repl}$, negative squared distances were changed to zero for PERMDISP test.

For all age groups, Tukey's post-hoc pairwise comparisons revealed similar or lower heterogeneity of values relating to age group 1. According to Figure 5, only the values from age groups 8, 15 and 20 were significantly less heterogeneous for Tβtotal and from age groups 15 and 20 for Fβtotal (all traits). The first five years in CA showed values with a similar degree of heterogeneity for Tβtotal and Fβtotal (all traits). Although not significantly different with regard to age group 1, the values for both indices tended to be less heterogeneous after 6 to 7 years of CA. This trend appeared to be reversed after 9 and 10 years in CA, before decreasing again after 12 years in CA.

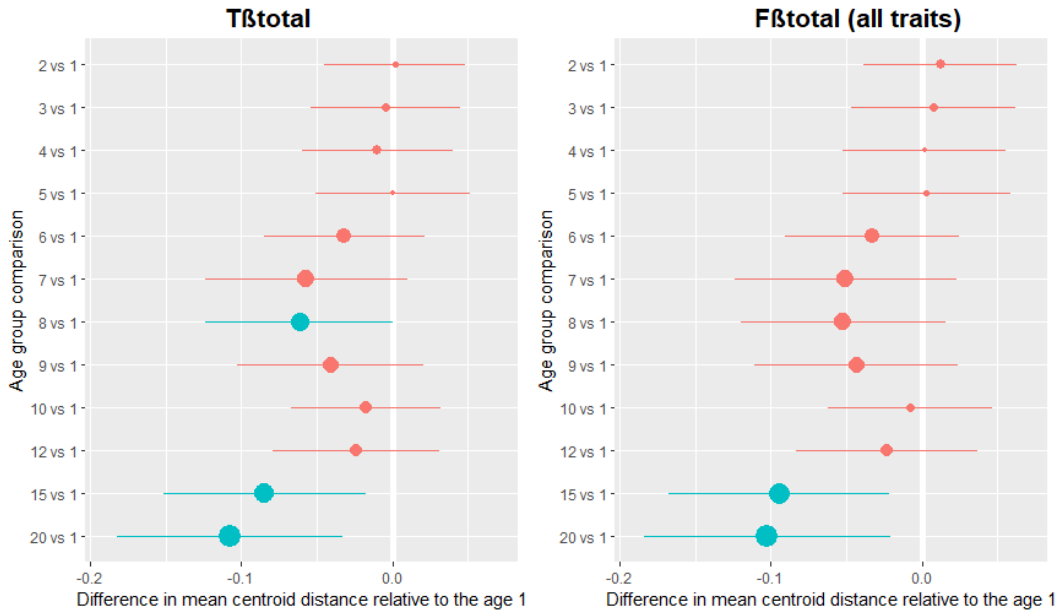


Figure 5: Values of Tukey's post-hoc pairwise comparison test. The blue colour indicates a significant difference of mean dispersion relative to age 1 (Tukey's adjusted p-value <0.05)

Results of Tukey's post-hoc pairwise comparisons on Fβtotal obtained with the other trait combinations (dispersion, life cycle and resource use) showed similar but less pronounced results to those obtained with all traits. The values from age group 15 were significantly less heterogeneous for Fβtotal than for age group 1 for traits related to dispersion and resource use, as well as the values from age group 20 for resources use traits (Figure S4).

4 Discussion

The results focused only on weed species able to maintain and/or to produce propagules in the field. The hypothesis is that those weed species better explain the effects of cultural practices on the changes in the community than casual species. With this selection of species and on the basis of three weed surveys, CA winter wheat fields showed rich plant communities. The number of species (mean of 23.9 species) was higher than usually recorded in conventional or no-till fields. To compare, Alarcón et al. (2018) found less than 14 species in cereal crops in minimum or no-till systems, Armengot et al. (2016) recorded a species richness comprised between 2 and 15 species according to the country and the system (conventional or reduced tillage), and Hernandez Plaza et al. (2011) a species richness comprised between 6 and 9 species. The high number of species we found may be the result of the three weeds surveys conducted. By covering a larger period than is usually carried out in other studies and thus covering more temporal niches, we highlighted a higher level of species richness. However,

the number of species remained higher to those found by Trichard et al. (2013) with a similar number of weed surveys in no-till fields (mean species richness of 19 species). The species diversity values obtained with the Shannon (mean of 2.15) and Simpson (mean of 8.54) indices were also outside the range of values usually reported for weed communities, thus describing the weed communities found on the CA fields as very diverse communities. Usually, the Shannon index is <2 (Hernandez Plaza et al. 2011; Légère et al. 2005; Smith and Gross, 2007). The Simpson index is less frequently used than the Shannon index but Alarcón et al. (2018) reported values <6.5.

With regard to all species, annual species represented only 43.6 % of the observed weed species whereas conventional fields are usually composed of around 80 % of annual species (Jauzein, 1995). This result indicated that CA allows favourable conditions for both annual and perennial species and could explain the higher overall diversity and the presence of woody or field border species (Armengot et al. 2016; Trichard et al. 2013; Zanin et al. 1997). Although we did not investigate the same fields in a time series but different fields of different CA ages at the same time, some species were common to all fields, as Taraxacum officinale, a perennial species. This species has also been considered as one on the most common weed species in no-till system by Trichard et al. (2013). T. officinale has the ability to disperse over long distances due to its wind-disseminated seeds (Benvenuti, 2007). This seed dispersal mechanism makes this weed species a rapid colonizer, which could explain its presence at low density in 84 % of the CA fields. Since anemochory is a characteristic of Asteraceae family, this could also explain the important presence of Asteraceae weeds in CA (Fried et al. 2012; Young and Thorne, 2004; Zanin et al. 1997). Poaceae weeds are also well represented in CA fields (32.1 % of weeds plants), through one of the most common species (*Alopecurus myosuroides*) or through the most abundant species (*Digitaria sanguinalis*, *Setaria pumila*). As found in the literature (Debaeke and Orlando, 1991; Murphy et al. 2006; Trichard et al. 2013), Poaceae weeds are favored by the reduction of soil tillage. If *A. myosoroides* is generally affiliated to winter-sown crops (Fried et al. 2008), *D. sanguinalis* and *S. pumila* are two summer weed species. Their presence in high densities could result from a development during the intercropping period, as well as for *Chenopodium album*. Although competition is increased during the intercropping period by the use of cover crops, more than half of CA French farmers use herbicides (mainly glyphosate) to simultaneously destroy the cover crop and the weeds (Derrouch et al. 2020b), so short time before the sowing of the next crop. Thus, after the harvest of the crop, some summer weeds species can take advantage of the absence of chemical or mechanical disturbance to develop.

In our study, evenness values described most of weed communities as equitably composed and suggested no evidence of truly dominant species. Pielou's evenness ratio was quite variable from a community to another (values ranged from 0.16 to 0.99) but its mean value (0.7) was quite close to

those found by Hernandez Plaza et al. (2011) for no-till or minimum tillage systems (around 0.62) and for conventional systems (0.64). Weed communities were equitably composed of many low-density species (91.7 % of the species with a mean abundance less than 1 plant m-2). This result is consistent with the value of abundance of weed plants (< 3 plants m-2) observed in no-till fields with a similar number of weed surveys by Trichard et al. (2013). However, globally, the mean of total abundance nonetheless reached 21 plants m-2 able to maintain and/or to produce propagules over the entire crop period. These communities with a high number of plants m-2, although distributed throughout the entire crop period, can become complex for farmers to manage. Such communities may theoretically represent an advantage in terms of competition between crops and weeds compared to weed communities dominated by just a few species, which are more likely to have weeds that share similar trait combinations with the crop (Adeux et al. 2019).

4.1 Variation of α-diversity over time in conservation agriculture

Our results showed a moderate increase of species' richness (approximately one species per year) over time since conversion to CA. This result is consistent with results found in some studies focused on soil tillage reduction (Dorado and López-Fando, 2006; Mulugeta et al. 2001; Teresa Mas and Verdú, 2003) and on the crop diversification (Mahaut et al. 2019; Satorre et al. 2020). By adopting CA, farmers modified both the intensity and the diversity of filters that may impact the weed communities. These filter changes appeared favourable for new species to establish. The observed establishment of species could result either from seed and vegetative propagule dispersal or from unintentional human mechanical dispersal such as crop harvests or seed exchanges between farmers (Benvenuti, 2007).

As few functional redundancies were found between species using all traits or only combinations of these traits, functional diversity also increased along the CA age gradient. The establishment of species with new combinations of biological traits may progressively lead to a change in the functional composition of the community over time as observed in no-till systems by Trichard et al. (2013), but spotlights the necessity to study farming systems over a longer period. Functional redundancy was lower for the combination of plant life-form traits but this observation could result from the few numbers of attributes for both Raunkiaer's life-form (four attributes) and the number of cotyledons (two attributes), leading to fewer possible combinations than for other trait combinations.

We expected an increase of species diversity over time due to the reduction of soil tillage (Dorado and López-Fando, 2006; Murphy et al. 2006; Santín-Montanyá et al. 2013; Teresa Mas and Verdú, 2003; Travlos et al. 2018) and due to the diversification of crop successions (Mahaut et al. 2019) but no change in species diversity for both Shannon and Simpson indices was observed over time. In

fact, although the number of species increased over time, species evenness did not vary, leading to the absence of change in both the Shannon and Simpson indices. These results are consistent with others studies that compared different systems and found no (Alarcón et al. 2018; Hernandez Plaza et al. 2011) or few differences (Légère et al. 2005) in community diversity. The increased use of herbicide applications with the adoption of CA (only during to intercropping period application) by French CA farmers (Derrouch et al. 2020a) could also have masked the effects of abandonment of tillage, and thus the possible changes on weed diversity, as observed by Derksen et al. (1995).

Although the separate application of the different CA principles generally lead to antagonistic effects on species abundance, their simultaneous application tended to increase the total abundance of weeds over the CA duration. The reduction of soil tillage is generally linked to an increase of species abundance (Santín-Montanyá et al. 2013; Travlos et al. 2018), although this result may be dependent on certain species (i.e. only the perennials species according to Armengot et al. (2016)). The crop diversification generally reduces the abundance of weeds by increasing the time required for weeds to meet their optimal development conditions (Mahaut et al. 2019; Weisberger et al. 2019). The presence of a cover crop can, during the intercropping period, reduce the abundance of weed species (Baraibar et al. 2018; Buchanan et al. 2016; Fisk et al. 2001; MacLaren et al. 2019) through competition (Lawley et al. 2012) or by modifying the conditions of germination and emergence of weeds (Buhler et al. 1996; Teasdale and Mohler, 1993). Our results showed that when applied simultaneously, the effect of the abandonment of tillage on weed abundance outweighed the effect of the two other principles (residue cover and crop rotation).

4.2 Variation of β-diversity since conversion to conservation agriculture

Our results showed that the winter wheat weed communities converged over time, both taxonomically and functionally. The dispersion (and probably the mean value) within age groups of Tβtotal and Fβtotal (with all traits) decreased over time and weed communities after 20 years in CA were more similar and less heterogeneous than those in first years of CA.

The decrease of heterogeneity between values within age groups observed for both Tβtotal and Fβtotal (with all traits) showed that the CA cultural practices (as filtering process) tend, in the long-term, to act on weed communities in a similar way in all fields. Because CA brought together farmers with different systems prior to adoption (tillage, reduced tillage and no-till) and therefore with different weed communities, we took as reference a high degree of heterogeneity in weed communities for the new farmers in CA. When adopting CA, farmers reduce the range of usable cultural practices and weed management practices (Derrouch et al. 2020a), and the related filtering pressures. Thus, over the CA duration, the high degree of heterogeneity found in the first year of CA decreased,

meaning that species that established in fields over time were similar through the different fields, although the local species pool may be different. The establishment of similar species in CA fields induced a functional convergence over time.

Changes in β-diversity revealed a process of filtering that is not only relevant to CA but concern all continuous applications of farming systems (Murphy and Lemerle, 2006). In CA fields, the vertical seed movement on the soil due to the abandonment of tillage is reduced, although some soil organisms, such as earthworms, can bring to the soil surface a significant amount of buried seeds (Forey et al. 2011; Smith et al. 2005b). Only the seeds presented near the soil surface are able to germinate (Baskin and Baskin, 1985; Benech-Arnold et al. 2000). For the most part, these seeds were produced during the previous harvest or came from neighbouring plots (species easily dispersed over long distances). This reduction of vertical seed movement near the soil could have accelerated the convergence of weed communities over time in CA, compared to a conventional system (Fried et al. 2016). Despite this observed β-diversity decreasing trend after 20 years of CA, it is important to note that β-diversity values were still quite high, meaning that weed communities were still significantly different from one another. Lower values of Fβtotal (with all traits) relative to Tβtotal showed less functional differences between communities, although each species had its own combination of biological traits. Partitioning β-diversity into replacement and richness difference showed that both fractions were important components of β-diversity, with a more significant replacement effect, as also found by Fried et al. (2016).

The use of different trait combinations for estimating functional β-diversity demonstrated that the functional convergence observed using all traits did not occur for all trait combinations. The functional convergence over time in CA was observed for traits referring to spatial or temporal dispersion (seed mass, seed dispersal and soil seedbank longevity), plant life cycle (time of germination and time of flowering), and resource use traits (specific leaf area leaf dry matter content and Ellenberg light). However, the estimation of functional β-diversity using only traits referring to plant life-form (Raunkiaer's life-form and number of cotyledons) did not show a functional convergence over time in CA. The tendency towards the addition of perennial and graminoid species to annual eudicotyledons observed for CA systems (Trichard et al. 2013; Young and Thorne, 2004) and for systems with minimum tillage (Debaeke and Orlando, 1991; Murphy et al. 2006) did not concern all CA fields. The persistence of annual species could be explained by disturbances related to the seeding and harvesting periods. As herbicide application represents a main part of the weed management in CA for French farmers (Derrouch et al. 2020a), some differences between the use of herbicides (date of application, spectrum, dose) could explain the absence of convergence for the traits related to plant life-form, and

more particularly for the number of cotyledons which represent an important indication of the use of herbicides by farmers.

4.3 Non-immediate convergence in the assembly of communities between fields

As shown by our results, heterogeneity within age groups did not decrease during the first years and tended to decrease only after six years before being significantly less heterogeneous after eight years for Tβtotal.

Whereas abandoning tillage represents an immediate change in the farming system and thus rapidly modifies the filtering pressure on weeds (Clements et al. 1996), a buffer effect of the seedbank produced during the previous farming systems may persist. In CA, because of the soil seedbank is mainly located near the soil surface, a larger proportion of the seeds are subject to germination (Benech-Arnold et al. 2000; Benvenuti et al. 2001) or to abiotic deterioration and predation (Petit et al. 2017) than when buried. The soil seedbank is therefore expected to decline more rapidly. The time required for this decline in the soil seedbank is therefore dependent on species seed longevity in the soil seedbank. According Murphy et al. (2006), soil seedbank declined after six years in no-till systems from 41 000 to 8 000 seeds m-3, which corresponds to the number of years before heterogeneity within age groups started to decrease in our results. However, this soil seedbank decline is possible in no-till systems only if the emerged weeds are well managed (Légère et al. 2011).

As CA represents a new farming system in France, this five-year period after adoption could also represent a period during which each farmer tests his or her own system to acquire experience and knowledge before stabilizing it. According to French farmers, approximately five years are necessary before mastering the weed management in CA (Derrouch et al. 2020a). When reaching a mastered weed management, the farmers delay applying herbicides (shift from pre to post emergence application) and rely more on management practices related to the crop diversification such as alternating sowing periods and crop rotation optimization (Derrouch et al. 2020a). This timeframe could also explain the absence of difference in heterogeneity between weed communities during the first years in CA. After nine and ten years, this decreasing trend could result from different adjustments of weed management according to farmers. As CA fields remain a source of human food production, farmers have continuously to deal with these changes in weed communities and to adapt their management.

Acknowledgements

The authors would like to thank all groups or associations of farmers involved (APAD Centre-Est, GIEE Du Sol Eau Soleil, Club AgroEcos, GIEE MAGELLAN and chambers of agricultures of Haute-Marne and Haute-Saône) and all the farmers for their time, the data they provided and their permission to access the fields. This work was made possible thanks to funding from European Union's horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 727321 (IWMPraise) and the agreement to support a thesis grant No 2017-9201AAO048S01305 of the Bourgogne-Franche-Comté region.

References

Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S., Bàrberi, P., Munier-Jolain, N., Cordeau, S., 2019. Mitigating crop yield losses through weed diversity. Nat. Sustain. 2, 1018–1026. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y

Alarcón, R., Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M., 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. Soil Tillage Res. 179, 54–62. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.014

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance in ecology. Austral Ecol. 26, 32–46. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecol. Lett. 9, 683–693. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: A functional perspective. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 276–285. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.021

Baraibar, B., Hunter, M.C., Schipanski, M.E., Hamilton, A., Mortensen, D.A., 2018. Weed Suppression in Cover Crop Monocultures and Mixtures. Weed Sci. 66, 121–133. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.59

Bardet, O., Fédoroff, É., Causse, G., Moret, J., 2008. Atlas de la flore sauvage de Bourgogne, Biotope, M. ed. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

Barralis, G., 1976. Méthode d'étude des groupements adventices des cultures annuelles : Application à la Côte-d'Or, in: Vème Colloque International Sur l'Ecologie et La Biologie Des Mauvaises Herbes. Dijon, France, pp. 59–68.

Baskin, J.M., Baskin, C.C., 1985. The Annual Dormancy Cycle in Buried Weed Seeds: A Continuum. Bioscience 35, 492–498. https://doi.org/10.2307/1309817

Bazzaz, F.A., 1979. The Physiological Ecology of Plant Succession. Annu. Rev. Ecol. Syst. 10, 351–371. https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.002031

Benech-Arnold, R.L., Sánchez, R.A., Forcella, F., Kruk, B.C., Ghersa, C.M., 2000. Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil. F. Crop. Res. 67, 105–122. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00087-3

Benvenuti, S., 2007. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. Weed Biol. Manag. 7, 141–157. https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2007.00249.x

Benvenuti, S., Macchia, M., Miele, S., 2001. Quantitative analysis of emergence of seedlings from buried weed seeds with increasing soil depth. Weed Sci. 49, 528–535.

Bocci, G., 2015. TR8: an R package for easily retrieving plant species traits. Methods Ecol. Evol. 6, 347–350. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12327

Booth, B.D., Swanton, C. l. J., 2002. Assembly theory applied to weed communities. Weed Sci. 50, 2–13. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0002:AIATAT]2.0.CO;2

Brice, M.H., Pellerin, S., Poulin, M., 2017. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests ? Divers. Distrib. 23, 828–840. https://doi.org/10.1111/ddi.12565

Buchanan, A.L., Kolb, L.N., Hooks, C.R.R., 2016. Can winter cover crops influence weed density and diversity in a reduced tillage vegetable system ? Crop Prot. 90, 9–16. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.006

Buhler, D., Mester, T., Kohler, K., 1996. The effect of maize residues and tillage on emergence of *Setaria faberi*, *Abutilon theophrasti*, *Amaranthus retroflexus* and *Chenopodium album*. Weed Res. 36, 153–165. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1996.tb01811.x

Cambecèdes, J., Largier, G., Lombard, A., 2012. Plan national d'actions en faveur des plantes messicoles. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi Pyrénées.

Cardina, J., Webster, T.M., Herms, C.P., 1998. Long-term tillage and rotation effects on soil seedbank characteristics. Asp. Appl. Biol. 51, 213–220.

Cardoso, P., Mammola, S., Rigal, F., Carvalho, C., 2020. BAT: Biodiversity Assessment Tools.

Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C., Fortelius, M., Borges, P.A.V., Podani, J., Schmera, D., 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. J. Biogeogr. 41, 749–761. https://doi.org/10.1111/jbi.12239

Clements, D., Benoit, D., Murphy, S., Swanton, C., 1996. Tillage Effects on Weed Seed Return and Seedbank Composition. Weed Sci. 44, 314–322. https://doi.org/10.1017/S0043174500093942

Debaeke, P., Orlando, D., 1991. Simplification du travail du sol et evolution de la flore adventice: consequences pour le desherbage à l'échelle de la rotation, in: Lessaffre, B., Thevenet, G. (Eds.), Simplification Du Travail Du Sol. INRA, Paris, pp. 35–62.

Delate, K., Cambardella, C.A., 2004. Agroecosystem performance during transition to certified organic grain production. Agron. J. 96, 1288–1298. https://doi.org/10.2134/agronj2004.1288

Derksen, D.A., Thomas, A.G., Lafond, G.P., Loeppky, H.A., Swanton, C.J., 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. Weed Res. 35, 311–320. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1995.tb01794.x

Derrouch, D., Chauvel, B., Felten, E., Dessaint, F., 2020a. Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response. Agronomy 10, 843. https://doi.org/10.3390/agronomy10060843

Derrouch, D., Dessaint, F., Felten, E., Chauvel, B., 2020b. L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ? Cah. Agric. 29, 5. https://doi.org/10.1051/cagri/2020003

Dorado, J., López-Fando, C., 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. Weed Res. 46, 424–431. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00526.x

Fisk, J.W., Hesterman, O.B., Shrestha, A., Kells, J.J., Harwood, R.R., Squire, J.M., Sheaffer, C.C., 2001. Weed suppression by annual legume cover crops in no- tillage corn. Agron. J. 93, 319–325. https://doi.org/10.2134/agronj2001.932319x

Forey, E., Barot, S., Decaëns, T., Langlois, E., Laossi, K.R., Margerie, P., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2011. Importance of earthworm-seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review. Acta Oecologica 37, 594–603. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.001

Fried, G., Dessaint, F., Reboud, X., 2016. Local and regional changes in taxonomic and functional diversity of arable weed communities in Burgundy (France) between the 1970s and the 2000s. Bot. Lett. 163, 359–371. https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1234410

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species' response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158, 147–155. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.005

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agric. Ecosyst. Environ. 128, 68–76. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.003

Gaba, S., Fried, G., Kazakou, E., Chauvel, B., Navas, M.L., 2014. Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. Agron. Sustain. Dev. 34, 103–119. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0166-5

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. 57, 123–147. https://doi.org/10.1111/wre.12245

Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Daszkiewicz, P., Poncet, L., 2019. TAXREF v13, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Paris. Rapport Patrinat. https://doi.org/Rapport SPN 2014 - 42

Hernandez Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., Gonzalez-Andujar, J.L., 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agric. Ecosyst. Environ. 140, 102–105. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.016

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., Bunce, R.G.H., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 543–555. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169

Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. Agric. Ecosyst. Environ. 103, 1–25. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.018

Jauzein, P., 1995. Flore des champs Cultivés, Quae. ed. Paris.

Julve, P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France [WWW Document]. URL http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm (accessed 3.24.20).

Kassam, A.H., Friedrich, T., Derpsch, R., 2018. Global spread of Conservation Agriculture. Int. J. Environ. Stud. 76, 29–51. https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschold, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. J. Ecol. 96, 1266–1274. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x

Lawley, Y.E., Teasdale, J.R., Weil, R.R., 2012. The mechanism for weed suppression by a forage radish cover crop. Agron. J. 104, 205–214. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0128

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2011. The Selective Memory of Weed Seedbanks after 18 Years of Conservation Tillage. Weed Sci. 59, 98–106. https://doi.org/10.1614/ws-d-10-00092.1

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2005. Diversity and assembly of weed communities: Contrasting responses across cropping systems. Weed Res. 45, 303–315. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2005.00459.x

MacLaren, C., Swanepoel, P., Bennett, J., Wright, J., Dehnen-Schmutz, K., 2019. Cover crop biomass production is more important than diversity for weed suppression. Crop Sci. 59, 733–748. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.05.0329

Mahaut, L., Gaba, S., Fried, G., 2019. A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability. J. Appl. Ecol. 56, 1400–1409. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13389

Mamarot, J., Rodirguez, A., 2014. Mauvaises herbes des cultures.

Mulugeta, D., Stoltenber, D.E., Boergoom, C.M., 2001. Weed species–area relationships as influenced by tillage. Weed Sci. 49, 217–223. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0217:WSARAI]2.0.CO;2

Murphy, C.E., Lemerle, D., 2006. Continuous cropping systems and weed selection. Euphytica 148, 61–73. https://doi.org/10.1007/s10681-006-5941-9

Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussoff, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reproduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. Weed Sci. 54, 69–77. https://doi.org/10.1614/WS-04-125R1.1

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. Vegan: Community Ecology Package.

Olden, J.D., Rooney, T.P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. Glob. Ecol. Biogeogr. 15, 113–120. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x

Petit, S., Trichard, A., Biju-Duval, L., McLaughlin, B., Bohan, D.., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. Agric. Ecosyst. Environ. 240, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014

Podani, J., Schmera, D., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. Oikos 120, 1625–1638. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x

R Development Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.

Raunkiær, C., Gilbert-Carter, H., Fausbøll, A., Tansley, A.G., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. The Clarendon Press, Oxford.

Reicosky, D.C., 2015. Conservation tillage is not conservation agriculture. J. Soil Water Conserv. 70, 103–108. https://doi.org/10.2489/jswc.70.5.103A

Robertson, G.P., Swinton, S.M., 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: A grand challenge for agriculture. Front. Ecol. Environ. 3, 38–46. https://doi.org/10.2307/3868443

Rooney, T.P., Wiegmann, S.M., Rogers, D.A., Waller, D.M., 2004. Biotic Impoverishment and Homogenization in Unfragmented Forest Understory Communities. Conserv. Biol. 18, 787–798. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00515.x

Rousseeuw, P.J., Leroy, A.M., 1987. Robust regression and outlier detection. John Wiley & Sons, Inc, New York.

Royal Botanic Gardens Kew, 2020. Royal Botanic Gardens Kew Seed Information Database [WWW Document]. URL http://data.kew.org/sid/ (accessed 4.27.20).

Santín-Montanyá, M.I., Martín-Lammerding, D., Walter, I., Zambrana, E., Tenorio, J.L., 2013. Effects of tillage, crop systems and fertilization on weed abundance and diversity in 4-year dry land winter wheat. Eur. J. Agron. 48, 43–49. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.02.006

Satorre, E.H., de la Fuente, E.B., Mas, M.T., Suárez, S.A., Kruk, B.C., Guglielmini, A.C., Verdú, A.M.C., 2020. Crop rotation effects on weed communities of soybean (Glycine max L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. Crop Prot. 130, 105068. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105068

Smith, R.G., Atwood, L.W., Pollnac, F.W., Warren, N.D., 2015a. Cover-Crop Species as Distinct Biotic Filters in Weed Community Assembly. Weed Sci. 63, 282–295. https://doi.org/10.1614/ws-d-14-00071.1

Smith, R.G., Gross, K.L., 2007. Assembly of weed communities along a crop diversity gradient. J. Appl. Ecol. 44, 1046–1056. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01335.x

Smith, R.G., Gross, K.L., Januchowski, S., 2005b. Earthworms and weed seed distribution in annual crops. Agric. Ecosyst. Environ. 108, 363–367. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.014

Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J., 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. Sci. Data 5, 180135. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.135

Teasdale, J.R., 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. J. Prod. Agric. 9, 475–479. https://doi.org/10.2134/jpa1996.0475

Teasdale, J.R., Mohler, C.L., 1993. Light Transmittance, Soil Temperature, and Soil Moisture under Residue of Hairy Vetch and Rye. Agron. J. 85, 673–680. https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500030029x

Teresa Mas, M., Verdú, M.C.A., 2003. Tillage system effects on weed communities in a 4-year crop rotation under Mediterranean dryland conditions. Soil Tillage Res. 74, 15–24. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00079-5

Travlos, I.S., Cheimona, N., Roussis, I., Bilalis, D.J., 2018. Weed-species abundance and diversity indices in relation to tillage systems and fertilization. Front. Environ. Sci. 6, 1–10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00011

Trichard, A., Alignier, A., Chauvel, B., Petit, S., 2013. Identification of weed community traits response to conservation agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 179, 179–186. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.012

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Modern Applied Statistics with S, Fourth edition.

Weisberger, D., Nichols, V., Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. PLoS One 14, 1–12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847

Young, F.L., Thorne, M.E., 2004. Weed-species dynamics and management in no-till and reduced-till fallow cropping systems for the semi-arid agricultural region of the Pacific Northwest, USA. Crop Prot. 23, 1097–1110. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.03.018

Zanin, G., Otto, S., Riello, L., Borin, M., 1997. Ecological interpretation of weed flora dynamics under different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 177–188. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00081-9

Supplementary information

Table S1: List of weed species (non-selected and selected species) with their frequency and mean abundance on the 100 winter wheat fields. Only species that have not been intentionally sown by farmers the given year or the preceding year. The list is ordered according to the frequency of the species after selection

		Before selection		After selection	
EPPO code	Latin name	Frequency	Mean abundance* (per m^2)	Frequency	Mean abundance* (per m^2)
Weed species able to maintain/or to produce propagules: selected species					
TAROF	*Taraxacum officinale*	84	0.83	84	0.83
ALOMY	*Alopecurus myosuroides*	82	1.34	78	1.77
CHEAL	*Chenopodium album*	82	1.10	78	1.79
CONAR	*Convolvulus arvensis*	74	0.68	74	0.68
CIRAR	*Cirsium arvense*	68	0.40	68	0.40
CIRVU	*Cirsium vulgare*	60	0.30	60	0.30
LOLSS	*Lolium* spp.	67	1.69	53	0.95
POLCO	*Fallopia convolvulus*	80	1.10	53	0.99
GALAP	*Galium aparine*	77	0.90	51	0.48
Others cereals**		52	0.55	48	0.72
SONAS	*Sonchus asper*	94	0.84	47	0.72
PLAMA	*Plantago major*	40	0.40	40	0.40
ANGAR	*Lysimachia arvensis*	50	1.11	39	1.83
POLAV	*Polygonum aviculare*	48	0.45	35	0.47
SENVU	*Senecio vulgaris*	56	0.44	35	0.73
RUMCR	*Rumex crispus*	33	0.23	33	0.23
ACRSS	*Acer* spp.	31	0.29	31	0.29
AVEFA	*Avena fatua*	35	0.29	30	0.28
BROST	*Anisantha sterilis*	31	2.21	30	1.88
ECHCG	*Echinochloa crus-galli*	33	1.40	29	1.36
EPIAD	*Epilobium tetragonum*	29	0.54	29	0.54
LAPCO	*Lapsana communis*	71	1.29	28	2.57
TRFRE	*Trifolium repens*	28	0.48	28	0.48
MEDSA	*Medicago sativa*	27	0.37	27	0.37
PICHI	*Picris hieracioides*	26	0.27	26	0.27
RUMOB	*Rumex obtusifolius*	26	0.54	26	0.54
KICSP	*Kickxia spuria*	43	0.45	23	0.46
AMACH	*Amaranthus hybridus*	25	4.66	22	5.23
MATIN	*Tripleurospermum inodorum*	34	0.36	22	0.43
VIOAR	*Viola arvensis*	61	1.19	22	2.97
BROCO	*Bromus commutatus*	21	0.35	21	0.36
MELAL	*Silene latifolia subsp. alba*	21	0.42	21	0.42
CHEPO	*Lipandra polysperma*	21	0.45	20	0.51
SETPU	*Setaria pumila*	24	4.79	20	6.43
ATXPA	*Atriplex patula*	33	0.41	19	0.39
CAPBP	*Capsella bursa-pastoris*	34	0.52	19	0.89
DAUCA	*Daucus carota*	19	0.23	19	0.23

GALMO	*Galium mollugo*	19	0.19	19	0.19
SENJA	*Jacobaea vulgaris*	19	0.17	19	0.17
SONOL	*Sonchus oleraceus*	27	0.39	19	0.37
AETCY	*Aethusa cynapium*	40	1.39	18	1.83
HERSP	*Heracleum sphondylium*	18	0.20	18	0.20
POLPE	*Persicaria maculosa*	34	0.47	18	0.53
PRNSS	*Prunus* spp.	18	0.18	18	0.18
VERPE	*Veronica persica*	40	0.75	18	0.59
CRWSS	*Cornus* spp.	17	0.28	17	0.28
DIGSA	*Digitaria sanguinalis*	19	5.53	17	7.32
POLLA	*Persicaria lapathifolia*	21	0.43	17	0.44
RUBSS	*Rubus* spp.	17	0.37	17	0.37
TRFPR	*Trifolium pratense*	17	0.37	17	0.37
ARTVU	*Artemisia vulgaris*	16	0.66	16	0.66
CAGSE	*Convolvulus sepium*	16	0.44	16	0.44
ERICA	*Erigeron canadensis*	26	0.43	16	0.41
MERAN	*Mercurialis annua*	22	0.56	16	0.89
CENCY	*Cyanus segetum*[s]	18	0.37	15	0.37
HEEHE	*Hedera helix*	15	0.15	15	0.15
PLALA	*Plantago lanceolata*	15	0.32	15	0.32
GEUUR	*Geum urbanum*	14	0.18	14	0.18
SINAR	*Sinapis arvensis*	25	0.30	14	0.32
URTDI	*Urtica dioica*	14	0.65	14	0.65
ERIAN	*Erigeron annuus*	13	0.29	13	0.29
EPHHE	*Euphorbia helioscopia*	18	0.31	12	0.38
POAAN	*Poa annua*	17	0.62	12	1.10
VLPMY	*Vulpia myuros*	12	3.25	12	3.25
ARFLA	*Arctium lappa*	11	0.20	11	0.20
EUOEU	*Euonymus europaeus*	11	0.27	11	0.27
FAGES	*Fagopyrum esculentum*	14	3.29	11	2.15
FESRU	*Festuca rubra*	11	0.31	11	0.31
SHRAR	*Sherardia arvensis*	14	0.49	11	0.64
SOLNI	*Solanum nigrum*	18	0.33	11	0.45
STEME	*Stellaria media*	20	0.71	11	0.94
CLVVT	*Clematis vitalba*	10	0.25	10	0.25
GERPU	*Geranium pusillum*	24	2.43	10	0.44
KICEL	*Kickxia elatine*	10	0.40	10	0.40
LOTCO	*Lotus corniculatus*	10	3.90	10	3.90
MATCH	*Matricaria chamomilla*	27	1.08	10	0.55
PICEC	*Helminthotheca echioides*	10	0.25	10	0.25
TRFSS	*Trifolium* spp.	10	1.08	10	1.08
AMARE	*Amaranthus retroflexus*	10	0.45	9	0.44
BROSE	*Bromus secalinus*[s]	9	0.75	9	1.11
GERDI	*Geranium dissectum*	49	0.65	9	0.61
LACSE	*Lactuca serriola*	39	1.47	9	0.54

CVPVT	*Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia*	8	0.38	8	0.38
FRXSS	*Fraxinus* spp.	8	0.31	8	0.31
GERCO	*Geranium columbinum*	34	1.43	8	2.05
IUGSS	*Juglans* spp.	8	0.16	8	0.16
MALSI	*Malva sylvestris*	8	0.44	8	0.44
PAPRH	*Papaver rhoeas*	19	0.64	8	0.06
ANGCO	*Lysimachia foemina*	9	0.58	7	0.79
CSCSS	*Crataegus* spp.	7	0.14	7	0.14
EPHEX	*Euphorbia exigua*	17	0.35	7	0.29
MEDLU	*Medicago lupulina*	7	0.18	7	0.18
ACHMI	*Achillea millefolium*	6	0.13	6	0.13
BARIN	*Barbarea intermedia*	6	0.21	6	0.21
CENJA	*Centaurea jacea*	6	0.29	6	0.29
ERISU	*Erigeron sumatrensis*	6	0.42	6	0.42
GERRT	*Geranium rotundifolium*	40	1.70	6	0.58
LAMPU	*Lamium purpureum*	11	0.44	6	0.62
SETVI	*Setaria italica subsp. viridis*	9	0.44	6	0.25
CHEHY	*Chenopodiastrum hybridum*	5	0.50	5	0.50
DACGL	*Dactylis glomerata*	5	0.30	5	0.30
EQUAR	*Equisetum arvense*	5	0.45	5	0.45
EROCI	*Erodium cicutarium*	8	0.38	5	0.90
EUPCA	*Eupatorium cannabinum*	5	+	5	+
MEUOF	*Trigonella altissima*	5	0.20	5	0.20
MYOAR	*Myosotis arvensis*	26	0.40	5	0.50
POATR	*Poa trivialis*	5	0.50	5	0.50
RESLU	*Reseda lutea*	5	0.40	5	0.40
SCAPV	*Scandix pecten-veneris*	14	0.48	5	0.40
TOIAR	*Torilis arvensis*	5	0.15	5	0.20
VERHE	*Veronica hederifolia*	22	2.07	5	7.55
VERPO	*Veronica polita*	12	0.44	5	0.20
VERSE	*Veronica serpyllifolia*	5	0.30	5	0.30
BEAVX	*Beta vulgaris*	4	0.50	4	0.50
BROAV	*Bromus arvensis*[s]	5	0.20	4	0.25
MALSS	*Malva* spp.	4	0.25	4	0.25
PAVSA	*Pastinaca sativa*	4	0.25	4	0.25
POAPR	*Poa pratensis*	4	0.25	4	0.25
ROSSS	*Rosa* spp.	4	0.13	4	0.13
SLYMA	*Silybum marianum*	4	0.25	4	0.25
VEBOF	*Verbena officinalis*	4	0.13	4	0.13
ARREL	*Arrhenatherum elatius*	3	+	3	+
BROMO	*Bromus hordeaceus*	3	0.17	3	0.17
BRSNN	*Brassica napus*	38	2.10	3	0.42
CARHI	*Cardamine hirsuta*	7	2.86	3	0.57
CHNMI	*Chaenorrhinum minus*	5	0.50	3	0.50
EPIHI	*Epilobium hirsutum*	3	0.67	3	0.67

HOLLA	*Holcus lanatus*	3	+	3	+
LTHSS	*Lathyrus* spp.	3	0.17	3	0.17
MEUSS	*Trigonella* spp.	3	0.17	3	0.17
OXACO	*Oxalis corniculata*	4	0.44	3	0.50
SETAD	*Setaria adhaerens*	3	0.50	3	0.50
SINSS	*Sinapis* spp.	14	0.75	3	0.33
SOUSS	*Sorbus* spp.	3	0.17	3	0.17
VICSS	*Vicia* spp.	15	0.32	3	0.33
AGRRE	*Elytrigia repens*	2	+	2	+
ALLSS	*Allium* spp.	2	0.50	2	0.50
AMBEL	*Ambrosia artemisiifolia*	5	0.40	2	0.50
APESV	*Apera spica-venti*	3	0.33	2	0.50
ATHOR	*Misopates orontium*	3	0.50	2	0.50
BIDFR	*Bidens frondosa*	2	0.25	2	0.25
BIDTR	*Bidens tripartita*	5	0.45	2	0.25
BYODI	*Bryonia dioica*	2	+	2	+
CHYLE	*Leucanthemum vulgare*	2	0.25	2	0.25
CICIN	*Cichorium intybus*	2	0.50	2	0.50
CIPBE	*Carpinus betulus*	2	0.50	2	0.50
CVPCA	*Crepis capillaris*	9	0.31	2	0.50
CVPSE	*Crepis setosa*	7	0.36	2	0.50
DIWSI	*Dipsacus fullonum*	2	0.50	2	0.50
EPICT	*Epilobium ciliatum*	2	0.25	2	0.25
GNAUL	*Gnaphalium uliginosum*	4	0.50	2	0.75
HRYRA	*Hypochaeris radicata*	2	0.25	2	0.25
IUNBU	*Juncus bufonius*	5	0.50	2	0.25
LACVI	*Lactuca virosa*	2	0.25	2	0.25
LAMAM	*Lamium amplexicaule*	2	+	2	+
LYTSA	*Lythrum salicaria*	2	+	2	+
MALAL	*Malva alcea*	2	0.42	2	0.42
MEDSS	*Medicago* sp.	2	0.50	2	0.50
PTLRE	*Potentilla reptans*	2	0.13	2	0.13
PULDY	*Pulicaria dysenterica*	2	0.25	2	0.25
QUESS	*Quercus* spp.	2	+	2	+
ROBPS	*Robinia pseudoacacia*	2	+	2	+
SENIQ	*Senecio inaequidens*	2	+	2	+
SETVE	*Setaria verticillata*	3	+	2	+
SILVU	*Silene vulgaris*	2	0.13	2	0.13
SOLDU	*Solanum dulcamara*	2	+	2	+
SONAR	*Sonchus arvensis*	2	0.50	2	0.50
TROPR	*Tragopogon pratensis*	2	+	2	+
TROSS	*Tragopogon* spp.	2	0.25	2	0.25
ULMSS	*Ulmus* spp.	2	0.25	2	0.25
VICSA	*Vicia sativa*	5	1.50	2	0.25
AGSST	*Agrostis stolonifera*	1	0.50	1	0.50

AMASS	*Amaranthus* spp.	1	+	1	+
ANKSY	*Angelica sylvestris*	1	+	1	+
BELPE	*Bellis perennis*	1	0.50	1	0.50
BETSS	*Betula* spp.	1	0.50	1	0.50
BROCA	*Ceratochloa cathartica*	1	0.50	1	0.50
CERAR	*Cerastium arvense*	1	+	1	+
CETAU	*Celtis australis*	1	+	1	+
CRXHI	*Carex hirta*	1	+	1	+
CVPSS	*Crepis* spp.	9	0.33	1	0.50
EHIVU	*Echium vulgare*	1	+	1	+
EPHBR	*Euphorbia flavicoma subsp. verrucosa*	1	0.50	1	0.50
EPHSV	*Euphorbia stricta*	1	+	1	+
FOEVU	*Foeniculum vulgare*	1	0.50	1	0.50
GASPA	*Galinsoga parviflora*	1	0.50	1	0.50
GERMO	*Geranium molle*	11	0.42	1	+
HELAN	*Helianthus annuus*	4	0.38	1	0.50
HUMLU	*Humulus lupulus*	1	+	1	+
LIUUT	*Linum usitatissimum*	2	0.50	1	0.50
MALMO	*Malva moschata*	1	0.50	1	0.50
MATMT	*Matricaria discoidea*	1	+	1	+
MENSU	*Mentha suaveolens*	1	0.50	1	0.50
MEUAL	*Trigonella alba*	1	+	1	+
ONBVI	*Onobrychis viciifolia*	1	+	1	+
ONOSS	*Ononis* spp.	1	0.50	1	0.50
OTGUM	*Ornithogalum umbellatum*	1	+	1	+
PANSS	*Panicum* spp.	1	0.50	1	0.50
PHRCO	*Phragmites australis*	1	+	1	+
PIUSS	*Pinus* spp.	1	0.50	1	0.50
PLAME	*Plantago media*	1	0.50	1	0.50
POLAM	*Persicaria amphibia*	1	0.50	1	0.50
POROL	*Portulaca oleracea*	5	0.30	1	0.50
PRUVU	*Prunella vulgaris*	1	0.50	1	0.50
RANAC	*Ranunculus acris*	1	+	1	+
RANBU	*Ranunculus bulbosus*	1	0.50	1	0.50
RANSS	*Ranunculus* spp.	1	+	1	+
RAPSR	*Raphanus sativus*	1	0.50	1	0.50
RAPSS	*Raphanus* spp.	6	0.42	1	0.50
RESPH	*Reseda phyteuma*	1	+	1	+
RORSY	*Rorippa sylvestris*	1	0.50	1	0.50
SALPR	*Salvia pratensis*	1	0.50	1	0.50
SANMI	*Poterium sanguisorba*	1	0.50	1	0.50
SEDSS	*Sedum* spp.	1	+	1	+
SENER	*Jacobaea erucifolia*	1	0.50	1	0.50
Perennial *Sonchus* species (different from *S. arvensis)*		1	0.50	1	0.50
SSYOF	*Sisymbrium officinale*	1	0.50	1	0.50

STAAN	*Stachys annua*[s]	1	+	1	+
STAAR	*Stachys arvensis*	2	0.38	1	0.50
TAUCO	*Dioscorea communis*	1	0.50	1	0.50
TEUBO	*Teucrium botrys*	2	0.50	1	0.50
THLAR	*Thlaspi arvense*[s]	2	+	1	+
TILPL	*Tilia platyphyllos*	1	0.50	1	0.50
TUSFA	*Tussilago farfara*	1	+	1	+
VERAR	*Veronica arvensis*	4	0.25	1	0.50
VESSS	*Verbascum* spp.	1	0.33	1	0.33
VITVI	*Vitis vinifera*	1	0.50	1	0.50
Weed species excluded from selection					
ANRCA	*Anthriscus caucalis*	16	5.16		
ANTCO	*Anthemis cotula*	3	5.06		
APHAR	*Aphanes arvensis*	14	0.45		
ARISE	*Arenaria serpyllifolia*	6	0.33		
BROSS	*Bromus* spp.	13	0.38		
CERGL	*Cerastium glomeratum*	6	0.42		
CVPPU	*Crepis pulchra*	1	+		
CVPSA	*Crepis sancta*	3	+		
DATST	*Datura stramonium*	1	+		
EPHPE	*Euphorbia peplus*	1	0.50		
ERISS	*Erigeron* spp.	2	0.25		
FUMOF	*Fumaria officinalis*	8	0.28		
GLXMA	*Glycine max*	5	0.45		
HYPHU	*Hypericum humifusum*	1	0.50		
IUNSS	*Juncus* spp.	1	+		
LEPCA	*Lepidium campestre*	1	+		
LITAR	*Buglossoides arvensis*	1	0.50		
MATSS	*Matricaria* spp.	5	0.20		
OXASS	*Oxalis* spp.	1	0.50		
PANMI	*Panicum miliaceum*	1	+		
PHCTA	*Phacelia tanacetifolia*	1	+		
PIBSX	*Pisum sativum var. sativum*	1	0.50		
RAPRA	*Raphanus raphanistrum*	1	0.50		
TOISS	*Torilis* spp.	5	0.10		
TRFAR	*Trifolium arvense*	2	0.38		
TRFIN	*Trifolium incarnatum*	2	0.50		
VERSS	*Veronica* spp.	1	0.50		
VICFX	*Vicia faba*	5	0.50		
VLLSS	*Valerianella* spp.	7	0.36		
ZEAMX	*Zea mays*	1	+		

*The average abundance of species includes only the plots where the species were observed. The "+" note means that the species has, on average, been observed at an abundance of 1 individual in 2000 m^2

** This could results from volunteers from crop or cover crop sown more than two years before the weed survey or from a contamination of seed lots. Mainly composed by *Hordeum vulgare* and *Secale cereale.*

[S] rare or threatened species listed on the National Action Plan for the conservation of segetal flora (Cambecèdes et al. 2012)

Table S2: Details of trait attributes and selection from database

Traits	Attributes (number of species)	Details about data selection	Number of missing data (on 227 weed species)
Raunkiaer's life-form	Therophyte (99); geophyte (15); hemicryptophyte (88); chamaephyte (5); phanerophyte (20)	Only the major form was selected	4
Number of cotyledons	Eudicotyledon (193); graminoid (34)	For *Equisetum arvense* (pteridophyte), the eudicotyledon category was chosen in order to avoid missing data for analysis	2
Time of germination	All year (54); spring (52); spring to summer (34); spring to autumn (4); summer (14); autumn to winter (22); autumn to spring (21); autumn and spring (14); winter to spring (12)	Autumn (September to November), winter (December to February), spring (March to May); summer (June to August). For perennial weed species, the emergence of the vegetative form was included. For missing values, research on varied floras and opinion expert were used.	91
Time of flowering	All year (4); spring (13); spring to summer (49); spring to autumn (53); summer (22); summer to autumn (86)	Autumn (September to November), winter (December to February), Spring (March to May); Summer (June to August). Because only one specie (*Ulmus* sp.) was characterized by "Winter to Spring", the category "Spring" was used for analysis	1
Soil seedbank longevity	Transient (<1 year) (124); short term persistent (1 to 5 years) (15); long term persistent (more than 5 years) (12); transient to short term (29); short term to long term (13); transient to long term (34)	Soil seedbank category chosen was the category cited by the largest number of citations. Others categories were selected only if the number of citations was at least half the number of citations of the main category. Categories of closest species and opinion expert were used for missing values	21
Seed dispersal	No mechanism (73); anemochore (62); zoochore (84); autochore (8)	"Zoochore" category included several dispersion mechanisms (epizoochore, dyszoochore, endozoochore and myrmecochore). "Hydrochore" category has been replaced by "No mechanism"	3
Seed mass	< 0.20 mg (35); 0.21–0.50 mg (37); 0.51–1.00 mg (28); 1.01–2.00 mg (40); 2.01–10.0 mg (51); > 10 mg (36)	For values coming from LEDA database, the median value relative to the weight of 1000 seeds has been used	4
Specific leaf area	<15 (21); 15-20 (53); 21-25 (61);26-30 (49);31-35 (25);36-40 (10); >40 (8)	Median value from LEDA base. For missing data, values were estimated according median value of closest species (similar genus), or of specific groups (e.g. phanerophytes), or on the 258 observed species	13
Leaf dry matter content	50-100 (6); 101-150 (56); 151-200 (76); 201-250 (51); 251-300 (29); >300 (9)		16
Ellenberg light	4 (2); 5 (13); 6 (16); 7 (102) ; 8 (87); 9 (7)		0

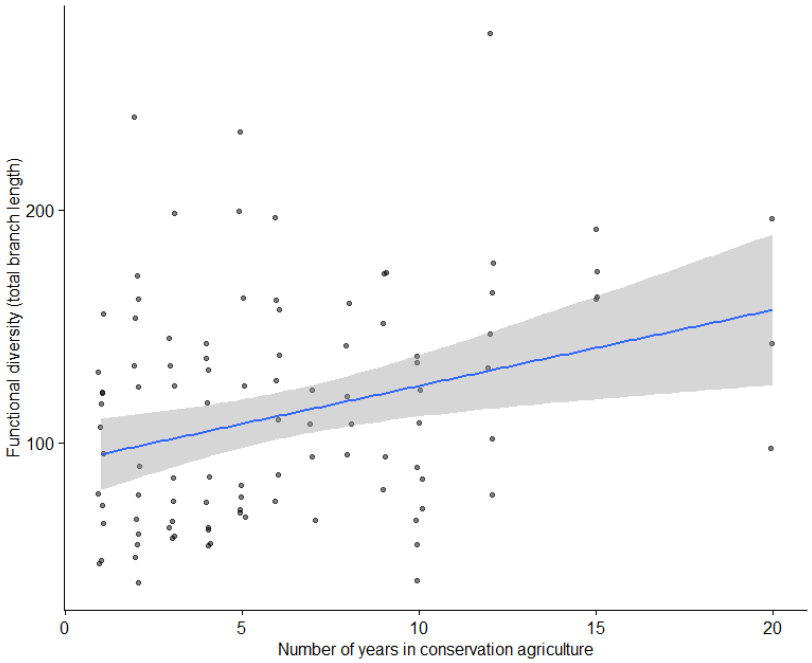


Figure S1: Relationships between the functional diversity (all traits) and the number of years of conversion to conservation agriculture (the blue line represents a rlm regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval)

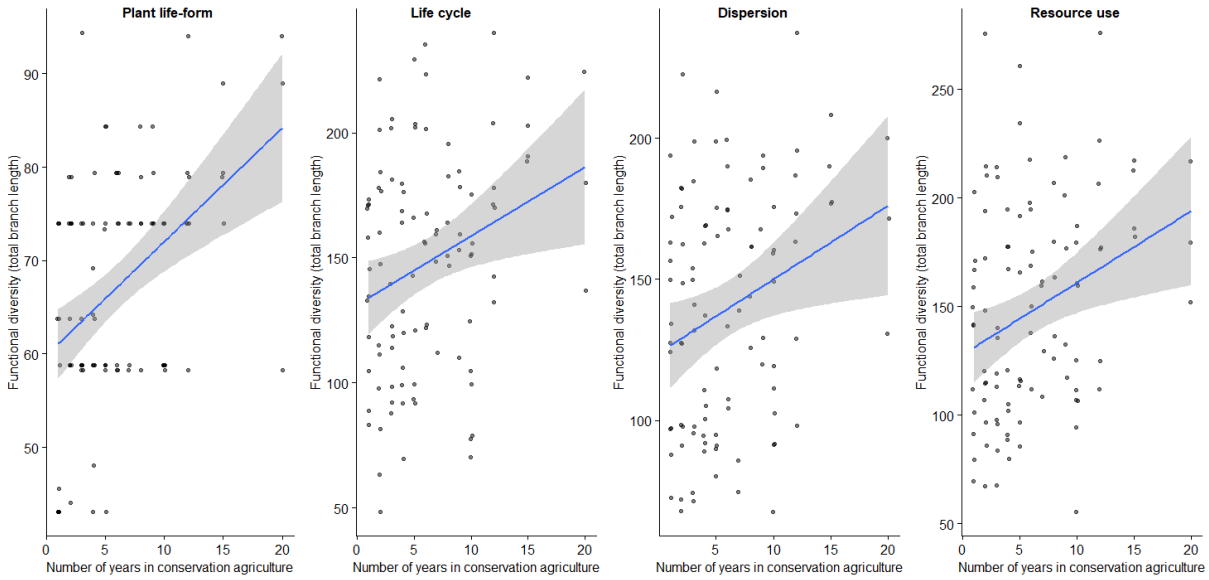


Figure S2: Relationships between the functional diversity with the four combinations of traits and the number of years of conversion to conservation agriculture (the blue line represents a rlm regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval)

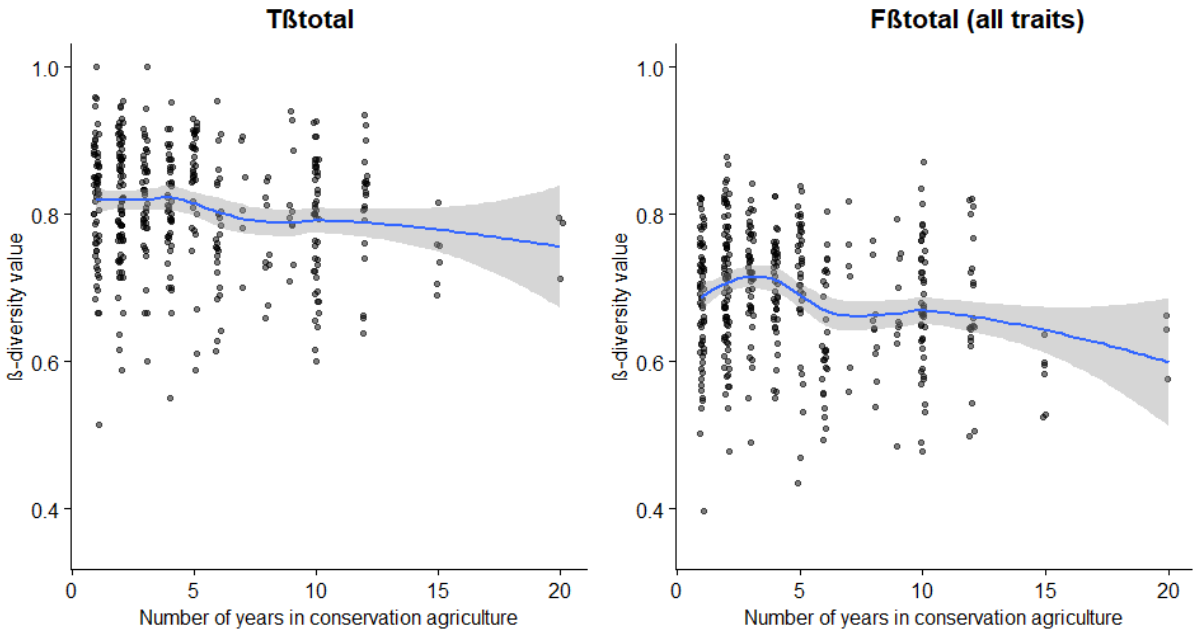


Figure S3: Relationships between the number of years in conservation agriculture and the β-diversity values for both $T\beta_{total}$ and $F\beta_{total}$ (all traits). The blue line represents a non-parametric regression between the two variables and the shadow the 95% confidence interval

Table S3: Values of permutational non-parametric multivariate analysis of variance (PERMANOVA) and analysis of multivariate homogeneity of group dispersions (PERMDISP) with ages of CA as explanatory variable and the functional β-diversity indexes estimated with different combinations of traits as response variable. In bold. significant results ($p < 0.05$).Negative values were changed to zero distances for PERMDISP test

Combination of traits		PERMANOVA						PERMDISP			
		Df	SS	MSS	F	R2	P	SS	MSS	F	P
Plant life-form	Fβtotal	12	0.891	0.0743	2.22	0.235	0.002	0.321	0.0268	0.80	0.646
	Fβrepl	12	0.105	0.0087	0.97	0.118	0.507	0.344	0.0287	1.28	0.245
	Fβrich	12	0.651	0.0542	2.66	0.268	0.003	0.233	0.0194	0.62	0.821
Dispersion	Fβtotal	12						0.167	0.0139	4.19	<0.001
	Fβrepl	12	0.587	0.0489	1.34	0.156	0.208	0.111	0.0092	0.68	0.768
	Fβrich	12	0.797	0.0664	1.46	0.168	0.132	0.253	0.0211	1.83	0.056
Life cycle	Fβtotal	12						0.210	0.0175	3.21	<0.001
	Fβrepl	12	0.302	0.0252	0.75	0.093	0.729	0.204	0.0170	0.89	0.556
	Fβrich	12						0.365	0.0304	2.59	0.005
Resource use	Fβtotal	12						0.116	0.0097	3.41	<0.001
	Fβrepl	12	0.731	0.0609	1.18	0.140	0.301	0.044	0.0035	0.19	0.999
	Fβrich	12	0.853	0.0711	1.46	0.168	0.124	0.235	0.0196	1.53	0.130

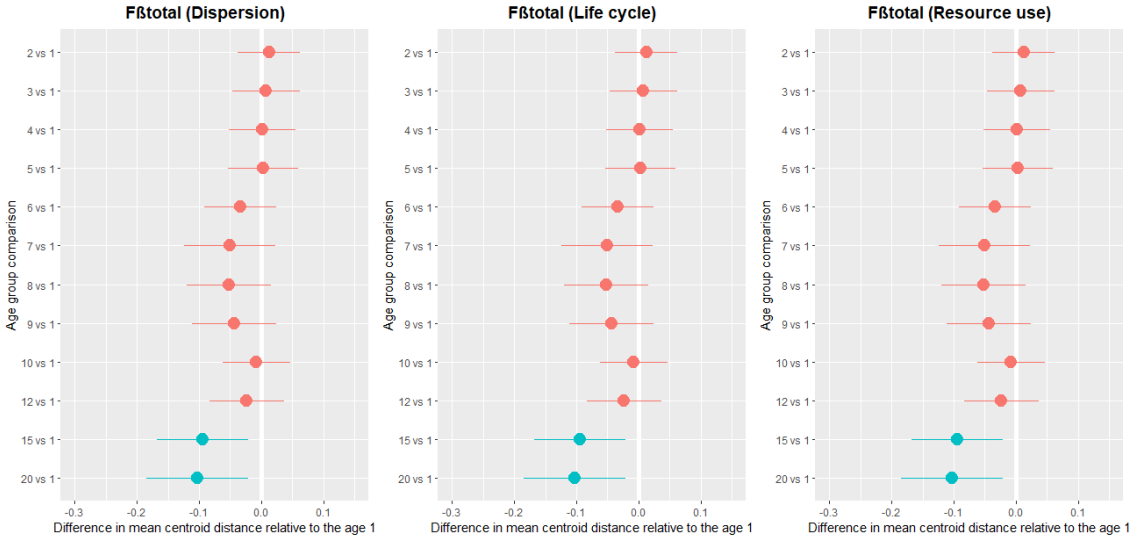


Figure S4: Values of Tukey's post-hoc pairwise comparison test on $F\beta_{total}$ indexes estimated with different combinations of traits. The blue colour indicates a significant difference of mean dispersion relative to age 1 (Tukey's adjusted p-value <0.05)

1 - Points à retenir de l'article 4

- Les communautés adventices capables de se reproduire et/ou de se maintenir durant le cycle de culture du blé tendre sur les parcelles en ACS sont riches, diverses (taxonomiquement et fonctionnellement) et composées par des espèces à faible abondance.

- Le passage puis le maintien des parcelles en ACS modifie les contraintes environnementales et biologiques qui agissent sur les processus d'assemblage des communautés, l'adoption de l'ACS permet progressivement à des espèces de s'établir sur les parcelles (une espèce supplémentaire par an). Peu de redondance fonctionnelle étant présente, la diversité fonctionnelle des communautés adventices augmente avec la durée d'application de l'ACS.

- L'application continue de l'ACS ne conduit pas à une augmentation de la diversité spécifique et de l'équitabilité des communautés adventices. Une tendance à l'augmentation de l'abondance totale des adventices reste cependant visible.

- Les communautés adventices présentes sur les parcelles en ACS tendent à converger taxonomiquement et fonctionnellement avec le temps. Les communautés présentes sur les parcelles en ACS depuis longtemps (plus de 20 ans) sont plus homogènes que les communautés observées sur les parcelles ayant adoptées l'ACS plus récemment.

- Pour la majorité des traits utilisés (8/10) la convergence fonctionnelle est plus forte sur les parcelles les plus anciennes en ACS. Néanmoins, cette convergence n'est pas linéaire et n'apparaît qu'après 5 ans d'application de l'ACS.

- La convergence taxonomique et fonctionnelle n'est pas immédiate mais débute après cinq ans d'application continue de l'ACS.

Chapitre 11 : Changements dans la composition fonctionnelle des communautés adventices le long d'un gradient d'années en agriculture de conservation

1 - Introduction du chapitre

Dans le chapitre précédent, nous avons mis en évidence que l'application continue et simultanée des principes de l'ACS conduit, à long terme, à une convergence fonctionnelle des communautés. En utilisant différentes combinaisons de traits (tolérance aux perturbations, cycle de vie, dispersion, utilisation des ressources), nous avons montré un réponse fonctionnelle différente en fonction des combinaisons. La combinaison de trait décrivant la tolérance des adventices aux perturbations chimiques ou mécaniques (Classification de Raunkiær, nombre de cotylédons) pour décrire les communautés adventices est la seule combinaison avec laquelle il n'a pas été observé de convergence avec la durée en ACS. Dans ce chapitre, nous identifierons précisément comment chacun des dix traits répond à la durée d'application de l'ACS.

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article en préparation pour une soumission au journal *Journal of Vegetation Science*.

Le jeu de données utilisé est en partie similaire au jeu de données utilisé précédemment. Il a été estimé que le groupe « Autres céréales cultivées », composé majoritairement de pieds d'orge ou de seigle présents dans le blé tendre, résultait d'une potentielle contamination du lot de semence du blé tendre. Ce groupe a donc été retiré, portant le nombre d'espèce adventices à 226 espèces pour 100 parcelles de blé tendre. Les traits de réponse utilisés sont similaires au chapitre précédent. Les traits quantitatifs n'ont cette fois pas été regroupés en catégories, mais laissés sous une forme quantitative. Un regroupement de catégories a été effectué sur le trait « période de germination »

Les 100 parcelles ont été regroupées en 4 classes en fonction de la durée depuis l'adoption de ACS : [1 an] (12 parcelles), [2 à 5 ans] (42 parcelles), [6 à 10 ans] (32 parcelles) et [> 10 ans] (14 parcelles). Nous avons montré dans le chapitre 3 que d'autres facteurs pouvaient avoir un effet sur les communautés adventices. Dans ce chapitre nous avons donc décidé d'inclure 4 variables supplémentaires à savoir, l'année de relevé de flore, le type de sol (estimé grâce aux analyses de sols en utilisant un triangle des textures), la profondeur de sol et l'influence d'un élevage sur la gestion de la parcelle (fourni par les agriculteurs dans les itinéraires techniques).

2 - Article 5: Shifts in functional composition of weed communities from short to long-term application of conservation agriculture

Shifts in functional composition of weed communities from short to long-term application of conservation agriculture

Damien Derrouch[1], Bruno Chauvel[1], Fabrice Dessaint[1]

[1]Agroécologie, AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

Abstract

Aims**:** The adoption of conservation agriculture, a more sustainable form of agriculture, appears limited in some countries. Among the various constraints to adoption, farmers identified the development of particular weed communities as one of the major constraints. We investigated the response of weed communities to changes in cropping practices over a gradient of 1 to 21 years of continuous application of conservation agriculture.

Location: Bourgogne Franche-Comté Région, France.

Methods: We collected data on 100 winter wheat fields belonging to 53 farmers. To better explain the changes in processes of community assembly induced by conservation agriculture, only weeds with a successful establishment, *i.e*. able of producing propagules were selected. Compositional data analysis was applied for categorical traits.

Results: The specific life area, the leaf dry matter content, the seed dispersal and the soil seedbank longevity did not respond to selection pressures induced by conservation agriculture. Regarding the seed mass, the number of cotyledons and the Ellenberg light index, changes occurred gradually along the age gradient of conservation agriculture. For Raunkiær's life form, the germination and the flowering periods, the functional composition of the weed communities formed intermediates states depending on the age of conservation agriculture.

Conclusions: A better understanding of the changes in weed communities induced by the adoption of new farming systems over years is necessary to promote the adoption more sustainable forms of agriculture by farmers.

Key words: response trait, community weighted mean, community assembly processes, transition, no-tillage, direct-seeding, cover crops, rotation diversification

1 Introduction

In agroecosystems, cropping practices play a key role in assembling weed communities. Together with ecological conditions, they act as environmental filters on the composition of weed communities (Booth and Swanton, 2002; Pyšek et al., 2005; Fried et al., 2008). Thus, any change in cropping practices decided by farmers, leads to more or less important changes in weed communities, depending on the intensity and duration of the filters. These changes in weed communities can become problematic for farmers if effective weed management practices are no longer used, which usually goes hand in hand with the adoption of less intensive and more sustainable forms of agriculture. This is the case with the adoption of farming systems based on reduced tillage (Bijttebier et al., 2018), such as conservation agriculture. Conservation agriculture (CA) is a farming system characterized by the simultaneous and continuous application of three principles: minimum soil disturbance (no-tillage, direct seedling), residue cover on the soil surface (cover crops or dead mulch) and a high crop diversification in the rotation (Reicosky, 2015). Widely developed in some countries such as United States, Brazil, Argentina, Canada, Australia, its adoption in France has started more recently, in the 2000th. In 2015, the CA area reached around 300 000 hectares (Kassam et al., 2018), or 1.6 % of the French Utilized Agricultural Area.

Although the transition to CA for farmers is generally performed gradually (Derrouch et al., 2020a), changes in cropping practices remain important, as do changes in weed community assembly processes. Suppressing soil tillage removes one of the main source of disturbance for weed species (Gaba et al., 2017). The absence of tillage also modifies the overall weed seed return process to the soil that drives most of tilled agroecosystems (Gardarin et al., 2010) by changing the vertical distribution of seeds in the soil (Clements et al., 1996; Swanton et al., 2000). Maximizing soil cover mainly affects the dynamics of communities by increasing competition between sown species (cover crops and crops) and weeds. This increase in competition relation mainly concerns annual species and is species and resources-dependent (Cordeau et al., 2018). The presence of organic cover on the soil surface can also alter the germination stimuli required for weed germination (Teasdale and Mohler, 1993) and provide suitable habitat for seed predatory organisms (Petit et al., 2017). The diversification of the rotation results in diversifying all disturbance and stress events that shape weed communities, thereby reducing weed selection and promoting new time niches for weeds (Mahaut et al., 2019). Even when the practice is maintained, it can be modified. This is the case for chemical weed control (Derrouch, Chauvel, et al., 2020). For example, the presence of soil residues on the soil surface reduces

the effectiveness of the application of some herbicides (Chauhan et al., 2012), leading farmers to use post-emergence rather than pre-emergence applications (Locke et al., 2002; Derrouch et al., 2020b). According farmers, it takes about five years in CA to reach a mastered weed management (Derrouch et al., 2020b).

The response of weed communities to changes of cropping practices has often been studied at the taxonomic level (Légère et al., 2005; Fried et al., 2008). Recently, the use of functional traits in the study of weed communities has been identified as an effective method for identifying the general rules governing community assembly and thus for identifying the response of weed communities to changes in cropping practices (Lavorel and Garnier, 2002; Fried et al., 2012; Trichard et al., 2013). The identified traits changes when adopting CA system vary across studies. However, a strong tendency towards a selection of perennials, graminoids and wind disseminated species was identified for CA and no-till asystems (Debaeke and Orlando, 1991; Streit et al., 2002; Young and Thorne, 2004; Murphy et al., 2006). A one-year study confirmed these functional shifts during the first years of CA (Trichard et al., 2013). However, some studies found a greater effect on weed communities of inter-annual environmental variability or pedoclimatic conditions than the effect of reducing tillage (Alarcón et al., 2018; Alarcón Víllora et al., 2019). Whatever the shifts in weed communities' traits composition, the continuous application of CA seems to select similar weed communities over years. Derrouch et al. (accepted paper) showed better functional similarity and homogeneity of weed communities over years with a 20-years gradient of CA. This convergence did not occur continuously over years and started occur after the first 5 years following the adoption of CA.

Using a network of 100 winter wheat fields covering a 21-year age gradient of CA, we investigated whether the composition or the value of ten functional traits of the weed species responded to the continuous application of CA. Through this work, we expected to confirm the generally observed trends of changes in functional composition of weed communities induced by CA application.

2 Material and methods

2.1 Study site

The study area was established in Bourgogne-Franche-Comté, a temperate continental zone located in the northeaster of France, where rainfall and average temperatures are 756 mm and 10.8°C, respectively. Based on a network of 53 farmers (Figure 1), we selected 100 winter wheat (Triticum aestivum) fields along a gradient of years since the adoption of CA. The selected fields were under annual crop production for at least four years and covered an age gradient in CA from 1 to 21 years. Fields were grouped into four groups according to their CA age. Age group boundaries were chosen

according to the periods during which changes in community structure (Derrouch et al., accepted paper) and/or in weed management practices (Derrouch et al., 2020b) were observed. Group "1" grouped fields with one year of CA experience (12 fields); group "2-5" fields from two to five years in CA (42 fields); group "6-10" fields with 6 to 10 years of CA (32 fields) and group ">10" fields with more than 10 years in CA (14 fields).

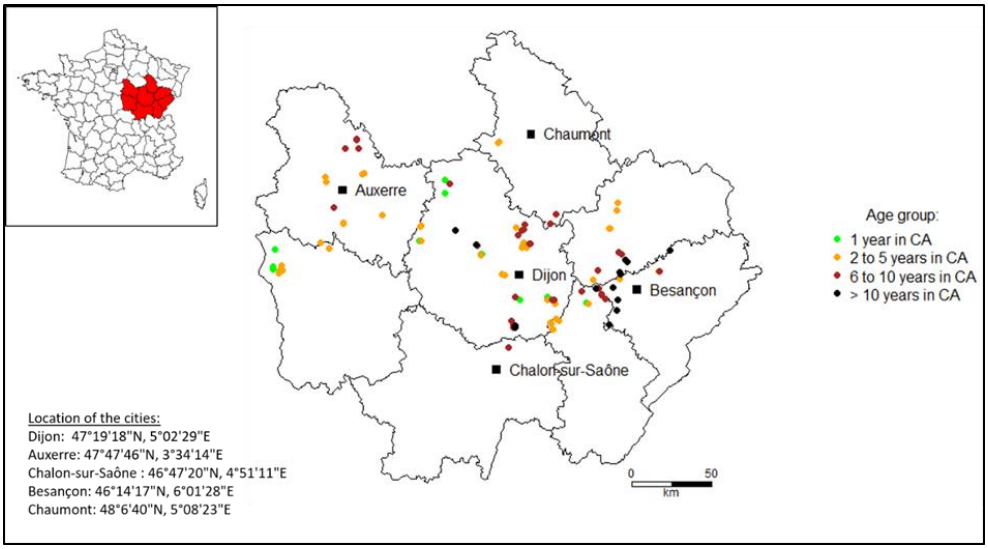


Figure 1: Location of the 100 winter wheat fields over the study area and their age group

2.2 Weed data collection

Weed surveys were conducted in each field in either 2018 (51 fields) or 2019 (49 fields) on a 40x50 m representative area, located 50 m away from field boundaries. In order to provide an overview of weed community during the crop cycle, we conducted surveys with a similar protocol over three periods: early March (before the last post-herbicide use), mid-June (before harvest), and early September (intercropping period before sowing of the following crop). In all surveys, weeds were recorded following a "W" pattern (2 persons, 30-40 min for each survey). Most plants were identified at the species level (Jauzein, 1995) and named according to TaxRef V13 (Gargominy et al., 2019). The genus level was used only for immature plants or because of the lack of distinguishing criteria (e.g. Lolium sp.). The abundance of each species was estimated according to a modified Barralis' scale (Barralis, 1976): "+" found once in the 2000 m2 plot; "1" less than 1; "2" 1 to 2; "3" 3 to 10; "3.5" 11 to 20; "4" 21–50 and "5" 51 to 60 individuals m-2. The percentage of stage of development (germination, vegetative, flowering, fructification) of each species was also estimated. Based on informations provided by the farmers, only unintentionally sowed species were considered in the analysis, thus excluding most cover crop species sown the current year or the preceding year and volunteer cereals.

Only species able of maintaining and/or producing propagules were selected. A complete and detailed selection is presented in previous research in Appendix S1. Of the 257 weed species present on the 100 fields, only 226 remained after selection.

2.3 Biological trait

Based on a reference list of functional traits for arable crops (Booth and Swanton, 2002; Gaba et al., 2017) and articles on no-till or CA (Debaeke and Orlando, 1991; Young and Thorne, 2004; Murphy et al., 2006; Trichard et al., 2013), we selected ten responses traits (Table 1). Seven were categorical (Raunkiær's life form, soil seedbank longevity, number of cotyledons, time of flowering, time of germination, seed dispersal, Ellenberg light index) and three were quantitative (seed mass, specific leaf area, leaf dry matter content). The Raunkiær's life form (Raunkiær et al., 1934), the seed mass and the soil seedbank longevity were related to the reduction of soil disturbances. The Raunkiær's life form was used to capture the potential effect of an absence of mechanical soil disturbance on the development of non-therophytes life forms. The traits referring to seeds (seed mass and soil seedbank longevity) were used to access the effect of a change in the vertical distribution of seeds in the soil on seed characteristics and their persistence capacity. Over years in CA, we expected a selection of species with perennial life forms (Zanin et al., 1997) and species with smaller seeds able of easily penetrating the soil (Armengot et al., 2016) and lower soil seedbank longevity. The use of Ellenberg light index was related to habitat closure by crops, cover crops and residues, which could lead over time in CA to a selection to more shade-affiliated species. The specific leaf area and the leaf dry matter content were used to capture the effect of both changing internal dynamics of communities and reducing disturbances. We expected an unfavorable selection for species with high internal conductivity (high specific leaf area) and low investment in structural tissues (low leaf dry matter content), as can be observed in field margin (Carlesi et al., 2013). The periods of germination and of flowering were chosen to capture the effect of CA on temporal niches, but also to capture the effect of a possible change on weed management. Selection towards summer or summer to autumn in CA was expected for germination and flowering. The seed dispersal was used to access the ability of plants to colonize the fields (Benvenuti, 2007b). We expected a selection of rapid colonizers such as anemochore species. Finally, the use of the number of cotyledons was chosen to confirm the shift to graminoids species observed in the literature (Debaeke and Orlando, 1991). All traits were taken from databases (Appendix S2 for selection details). For weed species identified at genus level, trait values were taken from the most common species with a similar genus in the initial database. For trees and shrubs, traits values were based on the most common species in the region (Bardet et al., 2008).

Table 1: Response traits used

Response traits	Data type	Attribute or unit of measure	rationale	Data source
Raunkiaer's life-form	categorical	Therophyte, Hemicryptophyte, Geophyte, Chamaephyte, Phanerophytes	Absence of mechanical soil disturbance	1 (2)
Soil seedbank longevity	categorical	Transient (<1 year), Short-term (1 to 5 years), Long-term(more than 5 years), Transient to short-term, Short-term to long-term, Transient to long-term	Absence of mechanical soil disturbance	3 (4)
Number of cotyledons	categorical	Eudicotyledon, Graminoids	Weed management	5
Time of flowering	categorical	All year, Spring, Spring to summer, Spring to autumn, Summer, Summer to autumn	Weed management changes, new temporal niches	5 (1)
Time of germination	categorical	All year, Spring, Spring to summer, Summer, Autumn to spring		6
Seed dispersal	categorical	No mechanism, Anemochore, Zoochore, Autochore	Colonization	5
Ellenberg light	categorical	4, 5, 6, 7, 8, 9	Habitat closure	5 (7,2)
Seed mass	quantitative	mg	Absence of mechanical soil disturbance	8 (3)
Specific leaf area	quantitative	$mm^2.mg^{-1}$	Reduction of disturbance, increase of competition	3 (4)
Leaf dry matter content	quantitative	$mg.g^{-1}$		3 (4)

1 (Bardet et al., 2008); 2 (Bocci, 2015); 3 (Kleyer et al., 2008); 4 (Tavşanoğlu and Pausas, 2018); 5 (Julve, 1998); 6 (Mamarot and Rodirguez, 2014); 7 (Hill et al., 1999); 8 (Royal Botanic Gardens Kew, 2020)

2.4 Explanatory variables

The main variable tested in this paper was the time since the adoption of CA. As some studies revealed a greater effect of environmental variables on some traits (Alarcón et al., 2018; Alarcón Víllora et al., 2019), we also included variables describing the survey year (climatic conditions), the soil type and depth and the farming system. The soil types (loam, clay, clay loam, sandy clay loam, silt loam, silty clay loam, silty clay or sandy loam) was estimated on the basis of standard particle size analysis of the top soil (0-10 cm) of the 2000 m2 surveyed area (fourteen to sixteen cores taken randomly with a hand probe) which were reported on a texture triangle. The depth of arable soil (0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm and >50 cm) and the farming system (grain farm, livestock influence) were asked to farmers by an online surveys.

2.5 Statistical analysis

To obtain a value representative of each trait at the community level, we started by computing the community-level weighted mean of trait values (CWM). To do this, we used the function

"functcomp" of the package {FD} (Laliberté et al., 2014) of the R software (R Development Core Team, 2019). We did not only select the dominant attribute for categorical traits but all attributes using the CWM.type = "all" argument. Therefore, for the seven categorical traits, we obtained the proportions of each attribute. This form of data, composed of non-negative components whose sum was 1 (or 100 %) for each trait, corresponded to composition data (CoDa). We used package {compositions} (Van-den-boogaart et al., 2020) for our compositional analysis in acomp geometry. As zero counts represented a problem for the analysis of compositional data, zero counts were imputed according to a Bayesian paradigm (square root Bayesian multiplicative using the "cmultRepl" function in version v1.3.4 of the zCompositions package (Palarea-Albaladejo and Martin-Fernandez, 2015). We reported compositional descriptive statistics and variance for traits proportions as the closed geometric mean and variance matrix of centered log-ratio (clr) transformed data set. The compositional geometric mean better represents the center of compositional data points than the arithmetic mean, and dispersion of compositional data is summarized using a variance matrix of pairwise log-ratios (Aitchison, 2003).

We used a principal component analysis on clr transformed data (PCA. acomp) to examine variance in the proportions of traits for each field (Aitchison, 1983; Aitchison and Greenacre, 2002). PCA axes were plotted using a biplot in which the length of the link (*i.e*., distance between arrowheads) along a component relates to the SD of the log-ratio of two components. Thus, the distance between links was used to evaluate relative variation between components.

To examine differences in traits proportions between explanatory variables, we used a permutation-based MANOVA (PERMANOVA) on Euclidean distance matrix calculated on the clr-transformed data using the adonis function from the vegan package. For the three quantitative traits, we computed a matrix of Euclidean distance on the CWM values. As for the analysis of categorical traits, we performed an analysis of variance (adonis) on the distance matrices using 999 permutations and the same pseudo-randomization. Visualization of significant results was done using common boxplots.

All variables (CA age, survey year, soil type, soil depth and influence of livestock) were initially used as explanatory variables in a preliminary analysis. Then, the variables with no significant effect (soil type, farming system) were removed for final analysis.

3 Results

On average, weed communities were composed by 23.9 species (± 12.7 SD). While half of the 226 species were present in less than five fields, the most common species were *Taraxacum officinale* (present in 84 % of the fields), *Alopecurus myosuroides* (78 %) and *Chenopodium album* (78 %).

3.1 Global trait representation

All average values of CWM traits and average percentage of attributes are presented in Table 2. Annual weeds rather than the perennial species mainly composed weed communities (71.2 % of therophyte plants). Hemicryptophytes (23.1 %) and a tiny fraction of chamaephytes, geophytes and phanerophytes represented perennial weeds. Eudicotyledon weeds mainly composed the communities (73.2 %). With the exception of long-term and short to long-term soil seedbank attributes with accounted to 4.5 and 9.5 % respectively, all others attributes of soil seedbank longevity were well represented in communities. The weeds able of producing propagule during the winter wheat cycle had mainly an autumn to spring (34.8 %), a spring to summer (23.3 %) or an indefinite (all year, 23.6 %) germination period. In terms of flowering periods, weeds in CA mainly flowered during summer to autumn (42 %) spring to summer (28.7 %) or spring to autumn (20.4 %) periods. Nearby half of weeds presents in CA communities did not had a seed dispersion mechanism. Zoochory and anemochory also accounted a significant part of seed dispersion mechanisms (30.8 and 19.9 %, respectively). Regarding the values of Ellenberg light index, heliophile plants (score of 7, 8 or 9) mainly composed weed communities (88.8 %). The remaining part of the percentage was composed by plant with an intermediate light affinity (score of 4, 5 and 6). Mean values for seed mass, specific leaf area and leaf dry matter content were 4.92mg, 25.4 $mm^2.mg^{-1}$, and 187.2 $mg.g^{-1}$, respectively.

Table 2: Mean community weighted means value or percentage of attributes

Biological trait	**Data type**	**Attribute or unit of measure**	**Mean CWM or percentage of attribute (± standard deviation) on the 100 fields***
Raunkiær 's life form	categorical	Therophyte	71.2 % (± 20.1 %)
		Hemicryptophyte	23.1 % (± 18.2 %)
		Geophyte	3.69 % (± 6.11 %)
		Chamaephyte	0.03 % (± 0.2 %)
		Phanerophytes	1.97 % (± 3.82 %)
Soil seedbank longevity	categorical	Transient	35.8 % (± 22.8 %)
		Short term persistent	18.5 % (± 22.8 %)
		Long term persistent	4.51 % (± 11.8 %)
		Transient to short term	15.9 % (± 18.1 %)
		Short term to long term	9.50 % (± 14.2 %)
		Transient to long term	15.7 % (± 14.6 %)
Number of cotyledons	categorical	Eudicotyledon	73.2 % (± 24.7 %)
		Graminoids	26.8 % (± 24.7 %)
Time of flowering	categorical	All year	2.99 % (± 6.51 %)
		Spring	1.68 % (± 3.41 %)
		Spring to summer	28.7 % (± 24.4 %)
		Spring to autumn	20.4 % (± 17.5 %)
		Summer	4.28 % (± 8.58 %)
		Summer to autumn	42 % (± 24.1 %)
Time of germination	categorical	All year	23.6 % (± 17.7 %)
		Spring	7.46 % (± 10.3 %)
		Spring to summer	23.3 % (± 18 %)
		Summer	10.8 % (± 21.2 %)
		Autumn to spring	34.8 % (± 25.5 %)
Seed dispersal	categorical	No mechanism	46.9 % (± 22.8 %)
		Anemochore	19.9 % (± 14.7 %)
		Zoochore	30.8 % (± 22.9 %)
		Autochore	2.35 % (± 7.90 %)
Ellenberg light	categorical	4	1.86 % (± 6.91 %)
		5	2.42 % (± 4.80 %)
		6	6.92 % (± 9.70 %)
		7	50.3 % (± 23 %)
		8	38.4 % (± 23.9 %)
		9	0.1 % (± 0.7 %)
Seed mass	quantitative	mg	4.92 (± 3.95)
Specific leaf area	quantitative	$mm^2.mg^{-1}$	25.4 (± 3.21)
Leaf dry matter content	quantitative	$mg.g^{-1}$	187.2 (± 26.3)

*After imputation of zero counts

3.2 Identified trait variations between CA age groups

Time since adoption of CA appeared to have the more important effect on functional composition of weed communities. For categorical traits, PERMANOVA results (Table 3) identified an effect of CA age on the Raunkiær's life form (F= 4.208, p =0.001), the time of flowering (F= 3.816, p =0.001), the time of germination (F= 2.810, p =0.010) an Ellenberg light attributes (F= 2.649, p =0.004). A non-significant trend was also observed for the number of cotyledons (F= 0.261, p =0.053). For quantitative traits, only a trend towards an effect of time since adoption of CA was observed for the seed mass (F= 0.2385, p =0.066).

Table 3: Values of permutational test using distance matrices (PERMANOVA) with the ten traits as responses variables and three variables (CA age, Survey year and Soil depth) as explicative variable. In bold, significant results ($p < 0.05$).

Response traits	PERMANOVA results								
	CA age			Survey year			Soil depth		
	R^2	F	p	R^2	F	p	R^2	F	p
Qualitative traits									
Raunkiær's life form	0.111	4.208	**0.001**	0.040	4.569	**0.008**	0.038	1.454	0.182
Soil seedbank longevity	0.044	1.545	0.095	0.043	4.508	**0.003**	0.025	0.871	0.572
Number of cotyledons	0.073	0.261	0.053	0.002	0.261	0,628	0.062	2.212	0.091
Time of flowering	0.105	3.816	**0.001**	0.023	2.471	**0.042**	0.037	1.338	0.199
Time of germination	0.0732	2.810	**0.010**	0.011	1.321	0.249	0.102	3.897	**0.003**
Seed dispersal	0.026	0.917	0.486	0.004	0.467	0.640	0.102	3.583	**0.001**
Ellenberg light	0.075	2.649	**0.004**	0.020	2.086	0.095	0.022	0.769	0,665
Quantitative traits									
Seed mass	0.068	2.385	0.066	0.044	4.648	**0.037**	0.017	0.615	0.608
Specific leaf area	0.021	0.712	0.533	0.012	1.228	0.261	0.065	2.169	0.091
Leaf dry matter content	0.005	0.150	0.932	0.004	0.362	0.570	0.036	1.155	0.320

3.2.1 Raunkiær's life form

The first component of the Raunkiær's life form PCA biplot (Figure 2a) was associated with differences in ratios of phanerophytes with geophytes and explained 51.6 % of the variance. The second component, associated with difference in ratios between a group of attributes (chamaephyte, therophyte and hemicryptophyte) with both phanerophytes and geophytes, explained 38.5 % of the variance. The greatest links distance (distance between arrowheads) occurred between phanerophytes, geophytes and chamaephytes, indicating the most relative variation occurred between these three attributes. The shortest link, indicating consistency in their ratio over communities, was found between therophytes and hemicryptophytes. By interpreting the position of ellipses, we identified a higher proportion of chamaephytes, therophytes and hemicryptophytes weeds

just after adoption of CA and a higher proportion of phanerophytes and geophytes species for old fields in CA.

3.2.2 Time of germination

The first component of the time of germination PCA biplot (Figure 2b) was associated with a difference in ratios between summer and all other attributes. The first component explained 58.1 % of the variance. The second component was associated with the difference in ratios between spring and a group of attributes (fall to spring, spring to summer) and explained 25.2 % of the variance. The greatest link distance was found between spring and summer. The figure 2b showed little change in the ratio of attributes ratio between the age group 1, the age group 2-5 and the age group 6-10. Nevertheless, weed attributes ratios appeared to be less variable across communities within the age group >10. A higher proportion of summer germinating plants was also identified for this age group compared to the other age groups.

3.2.3 Time of flowering

The first component of the time of flowering PCA biplot (Figure 2c) was associated with the difference in ratios between all year and summer attributes, explaining 32.7 % of the variance. The second dimension explained 29.4 % of the variance and was affiliated with the differences in ratios between spring and a group of attributes (summer to autumn, spring to summer, and spring to autumn). The greatest links distance was found between spring and summer, as well as between spring and all year. Age group 1 showed a higher proportion of plants capable of flowering all year round. Compared to age group 1, the other age groups had higher proportions of summer flowering plants. Weed communities for age group >10 also appeared to have a higher proportion of spring flowering species, accompanied by lower proportions of others attributes (summer to autumn, spring to autumn, spring to summer), in comparison with others age groups.

3.2.4 Ellenberg light

The first component of the Ellenberg light biplot (Figure 2d) explained 41.8 % of the variance and was affiliated with the difference between the ratios of the score 5 and the score 6. The second component was affiliated with the difference in ratios between a group of Ellenberg light scores (7, 8, and 9) and both the scores 4 and 5. The second component explained 27.7 % of the variance. The strongest links were found between the score 4 and 5. Weed communities of the age group 1 appeared to have less variability in the ratios of attributes than others age groups. Higher proportions of the scores 6, 7, 8, 9 were also linked to age group 1, while proportions of the scores 4 and 5 were higher in the others age groups.

3.2.5 Number of cotyledons

Attribute ratios for the age groups 1 and 2-5 appeared to be more variables within the age groups in comparison with others age groups. The figure 2e also showed a continuous increase of graminoids proportions over the years in CA.

3.2.6 Seed mass

The CWM of the seed mass increased continuously over the CA age groups (Figure 2f). Median values of the CWM seed mass increased from 2.62 mg in the age group 1 to 5.19 mg in the age group >10. Weed communities with very high CWM values (up to 20 mg) appeared for the age groups 6-10 and >10.

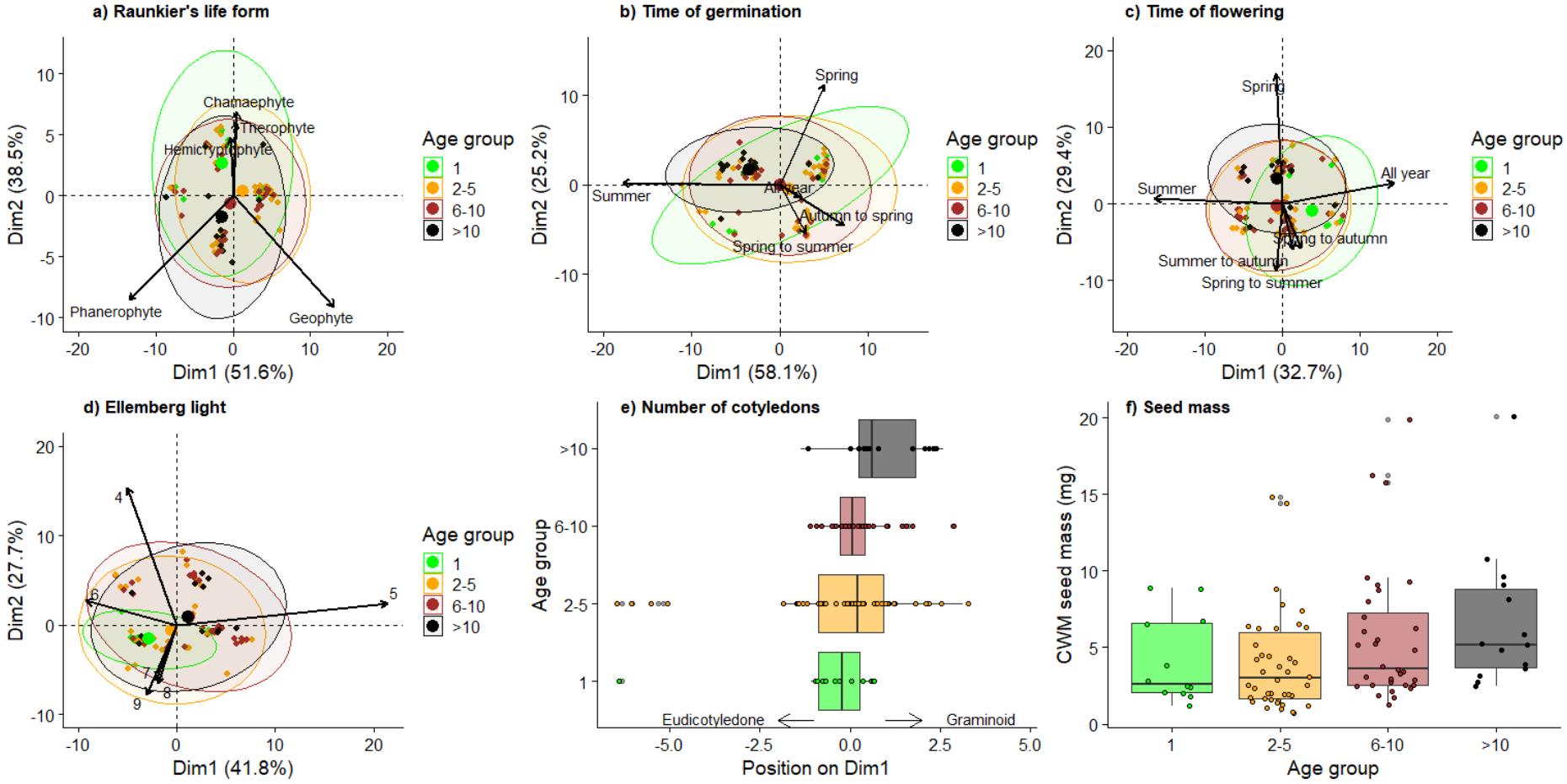


Figure 2: In composition data PCA biplot (a, b, c and d), the relevant variables are represented by the links (*i.e*. the difference between two arrowheads) which correspond to the distance of log ratio between two components. Because only two attributes composed the trait "number of cotyledons", the distances of log ratio were represented with a boxplot (e). For the quantitative trait "seed mass", the CWM values were represented using a boxplot (f)

3.3 Effect of the survey year and the soil depth

The soil type and the farming system did not affect the functional composition of the weed communities. The survey year (climatic conditions) appeared to be the second variable with the most pronounced effect on traits. PERMANOVA results (Table 3) identified differences between the surveyed years for the Raunkiær's life form (p=0.008), the soil seedbank longevity (p=0.003), the time of flowering (p=0.042) and the seed mass (p=0.037). The soil depth appeared to affect the time of germination (p=0.003) and the seed dispersal (p=0.001).

Weed communities in 2018 were characterized by a higher proportion of species with a geophyte life form, with a transient to short-term soil seedbank longevity and with a spring-germination period. In contrast, higher proportions of phanerophyte species and of species with a transient or a short-term soil seedbank longevity characterized weed communities in 2019. The variability and the CMW values of seed mass was also more important in 2018 (data not shown). Concerning, the effect of soil depth on the functional composition of weed communities, the deeper the soil, the greater the proportion of summer germinating species was. In addition, anemochorous and autochorous weeds appeared to contribute more to weed communities on shallow soils (data not shown).

4. Discussion

All the results presented only concerned weed species with a potential successful establishment, able to maintain themselves in fields with conservation agriculture principles by sexual and/or vegetative reproduction. The hypothesis underlying this selection is that these 226 selected species better explained the changes in community assembly processes induced by the application of CA.

Of all the traits used, the specific leaf area (SLA) and the leaf dry matter content (LDMC) were found to be the least influenced traits by the different explanatory variables, which is consistent with their constancy over the one hundred-weed communities (low standard deviation). Unlike others traits, these traits can be extremely variable within species (Kichenin et al., 2013). Using data from the database in this study, we have only captured the possible response of weed communities to CA resulting from a change in composition and excluding an intraspecific adjustment in plant physiology. We can therefore conclude that the weed composition change that may along the age gradient of CA did not alter the capacity of plants to use resources or to compete. This result is consistent for the SLA with those found by Armengot et al. (2016).

The CA age did not affect the mode of seed dispersion. We expected to found more wind-disseminated plants in the youngest CA age group, which are typically the first species to colonize untilled agroecosystem (Zanin et al., 1997; Young and Thorne, 2004). We also expected an increase of mechanisms dependents of others communities such as zoochory because of a better soil life activity than other farming systems (Henneron et al., 2015). As most of CA farmers used reduced tillage systems before adopting CA (Derrouch et al., 2020a) and reduced tillage is also known to favor anemochore species (Swanton et al., 1993), changes in seed dispersal may have been masked by this progressive transition.

Nevertheless, our results showed a greater effect of soil depth on seed dispersal. This higher proportion of anemochore species in shallow soils could result from less successful plant establishments in these soils due to poor soil resources. Therefore, as found is the case in other stressed habitats such as rooftop habitats (Francis and Lorimer, 2011), plants that have the capacity to disperse easily such as anemochorous species are more involved in the colonization of the habitat.

The lack of effect of the CA age on the soil seedbank longevity is consistent with previous results (Armengot et al., 2016). In agroecosystems, the soil tillage plays an important role on the soil seedbank. By burying the seeds, the soil tillage induces dormancy, thus improving their persistence in time (Albrecht and Auerswald, 2009). Without tillage, seed burial is reduced and most seeds remain localized near the soil surface (Clements et al., 1996; Swanton et al., 2000), under conditions that may be unsuitable for germination (Froud-Williams et al., 1984) but also to be predated (Petit et al., 2017) thus decreasing their persistence on soil. This lack of observed effect could therefore be due to a compensation of the effect of the absence of tillage by other factors. Firstly, these changes in selection pressure could have affected short-lived seeds more rapidly than persistent seeds, masking a decrease in the longevity of soil seed banks (Albrecht and Auerswald, 2009). Secondly, the presence of a permanent soil cover could have increased the seed persistence on soils by modifying the soil conditions for weed to germinate. Finally, this lack of effect could be the result of the high soil life activity in CA fields (Henneron et al., 2015). By facilitating natural seed burial, macrofauna and megafauna may have replaced part of the effect of tillage.

For seed mass, it was expected that there would be a selection towards smaller seeds, capable of penetrating the surface layer of the soil more easily (Benvenuti, 2007a). This selection has already been observed for reduced or no-tillage systems (Hernández Plaza et al., 2015; Armengot et al., 2016). However, our results showed an opposite trend and an increase of the CWM value of seed mass in CA. This increase toward larger seeds can correspond to a progressive shift toward smaller seeds with high

colonizing capacity in early years of CA to larger seed with high competition capacity in the oldest age groups as observed in secondary succession on meadows (Zhang et al., 2018).

The effect of the maximum soil cover on weed communities can be observed through the changes identified on the Ellenberg light. In the years after CA adoption, the weed communities appeared to be composed only by heliophile species (Ellenberg index of 7 and 8). By voluntarily closing the habitat, farmers allowed colonizing species with an intermediate light affinity (Ellenberg index of 4, 5 and 6) to establish and reproduce in fields. Although the results showed an increase in weed species more affiliated to shade, the majority of the CA weeds community remains composed of heliophile weeds

The results regarding the Raunkiær's life form were a little different than we expected. With the decrease in mechanical soil disturbances, we expected an increase of all perennial life forms (Zanin et al., 1997; Trichard et al., 2013). Nevertheless, proportions of hemicryptophytes and chamaephytes were higher in the age group 1. This presence could be the result of the progressive soil reduction tillage chosen by farmers before adopting CA (Derrouch et al., 2020a). Age groups 2-5 and 6-10 appeared as an intermediate state between the other groups, with higher proportions of geophytes and phanerophytes than age group 1 and lower proportions of therophytes, hemicryptophytes and chamaephytes than age group >10. Although the proportion of geophytes and phanerophytes increased with continuous application of CA, the part of therophytes in the weed communities in CA remains undisputed. As shown in the literature (Alarcón et al., 2018; Alarcón Víllora et al., 2019), this trait showed significant annual variability.

Our results showed a tendency to select graminoids by CA selection pressures. Weed communities in the age groups 6-10 and >10 appeared to be less variables in their proportions of eudicotyledons/ graminoids and composed of a higher proportion of graminoids. This result has already been observed in systems with reduced or no-tillage (Murphy et al., 2006; Trichard et al., 2013) and may result from a smaller range of chemical solutions that can be used on grasses.

The CA age group affected both the time of germination and flowering. The oldest age group (> 10) showed a higher proportion of species germinating in summer and the age groups 2-5, 6-10 and >10 had a higher proportion of summer flowering. In CA, due to the absence of post-harvest disturbance by tillage and to the use of chemical weeding mainly before the sowing of the next crop, the intercropping period represent in CA systems a new temporal niche for weeds, as shown by our results. This selection towards intercropping-period life span weeds in CA could also have been facilitated by the third principle of CA, the diversification of rotation. This diversification, already applied by half of farmers before adopting CA (Derrouch et al., 2020a) is generally optimized by farmers

after the first five years of CA to reach a mastered weed management (Derrouch et al., 2020b). This post-adoption change in the weed management, resulting in more spring and summer crops may could explain the observed increase in summer germination proportions in the age group >10.

Conclusion

A better knowledge of the responses of weed communities to CA with the potential harmfulness is essential to improve CA adoption by farmers. Community modification is not only due to the reduction of soil disturbances, but also to the adjustments on cropping practices accompanying the transition to CA.

Each studied functional trait did not respond in the same way to changes with the adoption of CA. For some traits, the change appeared to have been progressive over the CA age groups. For others, weed communities in the intermediate age groups (2-5 and 6-10) appeared as an intermediate functional state between youngest and oldest communities.

Acknowledgements

The authors would like to thank all the groups or associations (APAD Centre-Est, GIEE Du Sol Eau Soleil, Club AgroEcos, GIEE MAGELLAN and chambers of agricultures of Haute-Marne and Haute-Saône) and farmers involved in this project who donated time, data and their permission to access the fields.

References

Aitchison, J., 2003. A Concise Guide to Compositional Data Analysis, in: The 2nd Compositional Data Analysis Workshop. Girona, Spain, p. 134. https://doi.org/10.2307/4355794

Aitchison, J., 1983. Principal component analysis of compositional data. Biometrika 70, 57–65. https://doi.org/10.2307/2335943

Aitchison, J., Greenacre, M., 2002. Biplots of compositional data. J. R. Stat. Soc. Ser. C Appl. Stat. 51, 375–392. https://doi.org/10.1111/1467-9876.00275

Alarcón, R., Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M., 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. Soil Tillage Res. 179, 54–62. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.014

Alarcón Víllora, R., Hernández Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Sánchez, A.M., 2019. Climate and tillage system drive weed communities' functional diversity in a Mediterranean cereal-legume rotation. Agric. Ecosyst. Environ. 283, 106574. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106574

Albrecht, H., Auerswald, K., 2009. Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land-use changes. Basic Appl. Ecol. 10, 516–524. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.02.002

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: A functional perspective. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 276–285. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.021

Bardet, O., Fédoroff, É., Causse, G., Moret, J., 2008. Atlas de la flore sauvage de Bourgogne, Biotope, M. ed. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

Barralis, G., 1976. Méthode d'étude des groupements adventices des cultures annuelles : Application à la Côte-d'Or, in: Vème Colloque International Sur l'Ecologie et La Biologie Des Mauvaises Herbes. Dijon, France, pp. 59–68.

Benvenuti, S., 2007a. Natural weed seed burial: Effect of soil texture, rain and seed characteristics. Seed Sci. Res. 17, 211–219. https://doi.org/10.1017/S0960258507782752

Benvenuti, S., 2007b. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. Weed Biol. Manag. 7, 141–157. https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2007.00249.x

Bijttebier, J., Ruysschaert, G., Hijbeek, R., Werner, M., Pronk, A.A., Zavattaro, L., Bechini, L., Grignani, C., ten Berge, H., Marchand, F., Wauters, E., 2018. Adoption of non-inversion tillage across Europe: Use of a behavioural approach in understanding decision making of farmers. Land use policy 78, 460–471. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.044

Bocci, G., 2015. TR8: an R package for easily retrieving plant species traits. Methods Ecol. Evol. 6, 347–350. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12327

Booth, B.D., Swanton, C. l. J., 2002. Assembly theory applied to weed communities. Weed Sci. 50, 2–13. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0002:AIATAT]2.0.CO;2

Carlesi, S., Bocci, G., Moonen, A.C., Frumento, P., Bàrberi, P., 2013. Urban sprawl and land abandonment affect the functional response traits of maize weed communities in a heterogeneous landscape. Agric. Ecosyst. Environ. 166, 76–85. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.013

Chauhan, B.S., Singh, R.G., Mahajan, G., 2012. Ecology and management of weeds under conservation agriculture: A review. Crop Prot. 38, 57–65. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.03.010

Clements, D., Benoit, D., Murphy, S., Swanton, C., 1996. Tillage Effects on Weed Seed Return and Seedbank Composition. Weed Sci. 44, 314–322. https://doi.org/10.1017/S0043174500093942

Cordeau, S., Wayman, S., Reibel, C., Strbik, F., Chauvel, B., Guillemin, J.-P., 2018. Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. Weed Biol. Manag. 18, 12–25. https://doi.org/10.1111/wbm.12136

Debaeke, P., Orlando, D., 1991. Simplification du travail du sol et evolution de la flore adventice: consequences pour le desherbage à l'échelle de la rotation, in: Lessaffre, B., Thevenet, G. (Eds.), Simplification Du Travail Du Sol. INRA, Paris, pp. 35–62.

Derrouch, D., Chauvel, B., Felten, E., Dessaint, F., 2020a. Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response. Agronomy 10, 843. https://doi.org/10.3390/agronomy10060843

Derrouch, D., Dessaint, F., Chauvel, B., (accepted paper) Weed community diversity in conservation agriculture: post-adoption changes, submitted to *Agronomy ecosystem environment*.

Derrouch, D., Dessaint, F., Felten, E., Chauvel, B., 2020b. L'adoption du semis direct sous couvert végétal : transition douce ou rupture ? Cah. Agric. 29, 5. https://doi.org/10.1051/cagri/2020003

Francis, R.A., Lorimer, J., 2011. Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. J. Environ. Manage. 92, 1429–1437. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species' response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158, 147–155. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.005

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agric. Ecosyst. Environ. 128, 68–76. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.003

Froud-Williams, R.J., Chancellor, R.J., Drennan, D.S.H., 1984. The effects of seed burial and soil disturbance on emergence and survival of arable weeds in relation to minimal cultivation. J. Appl. Ecol. 21, 629–641. https://doi.org/10.2307/2403434

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. 57, 123–147. https://doi.org/10.1111/wre.12245

Gardarin, A., Dürr, C., Colbach, N., 2010. Effects of seed depth and soil aggregates on the emergence of weeds with contrasting seed traits. Weed Res. 50, 91–101. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00757.x

Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Daszkiewicz, P., Poncet, L., 2019. TAXREF v13, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Paris. Rapport Patrinat. https://doi.org/Rapport SPN 2014 - 42

Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., Blanchart, E., 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. Agron. Sustain. Dev. 35, 169–181. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0215-8

Hernández Plaza, E., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 207, 101–108. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.031

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., Bunce, R.G.H., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon.

Jauzein, P., 1995. Flore des champs Cultivés, Quae. ed. Paris.

Julve, P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France [WWW Document]. URL http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm (accessed 3.24.20).

Kassam, A.H., Friedrich, T., Derpsch, R., 2018. Global spread of Conservation Agriculture. Int. J. Environ. Stud. 76, 29–51. https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927

Kichenin, E., Wardle, D.A., Peltzer, D.A., Morse, C.W., Freschet, G.T., 2013. Contrasting effects of plant inter- and intraspecific variation on community-level trait measures along an environmental gradient. Funct. Ecol. 27, 1254–1261. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12116

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschold, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. J. Ecol. 96, 1266–1274. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.

Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. Funct. Ecol. 16, 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2005. Diversity and assembly of weed communities: Contrasting responses across cropping systems. Weed Res. 45, 303–315. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2005.00459.x

Locke, M.A., Reddy, K.N., Zablotowicz, R.M., 2002. Weed management in conservation crop production systems. Weed Biol. Manag. 2, 123–132. https://doi.org/10.1046/j.1445-6664.2002.00061.x

Mahaut, L., Gaba, S., Fried, G., 2019. A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability. J. Appl. Ecol. 56, 1400–1409. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13389

Mamarot, J., Rodirguez, A., 2014. Mauvaises herbes des cultures.

Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussoff, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reproduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. Weed Sci. 54, 69–77. https://doi.org/10.1614/WS-04-125R1.1

Palarea-Albaladejo, J., Martin-Fernandez, J., 2015. zCompositions – R package for multivariate imputation of left-censored data under a compositional approach. Chemom. Intell. Lab. Syst. 143, 85–96. https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2015.02.019.

Petit, S., Trichard, A., Biju-Duval, L., McLaughlin, B., Bohan, D.., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. Agric. Ecosyst. Environ. 240, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014

Pyšek, P., Jarošík, V., Kropáč, Z., Chytrý, M., Wild, J., Tichý, L., 2005. Effects of abiotic factors on species richness and cover in Central European weed communities. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.018

R Development Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.

Raunkiær, C., Gilbert-Carter, H., Fausbøll, A., Tansley, A.G., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. The Clarendon Press, Oxford.

Reicosky, D.C., 2015. Conservation tillage is not conservation agriculture. J. Soil Water Conserv. 70, 103–108. https://doi.org/10.2489/jswc.70.5.103A

Royal Botanic Gardens Kew, 2020. Royal Botanic Gardens Kew Seed Information Database [WWW Document]. URL http://data.kew.org/sid/ (accessed 4.27.20).

Streit, B., Rieger, S.B., Stamp, P., Richner, W., 2002. The effect of tillage intensity and time of herbicide application on weed communities and populations in maize in central Europe. Agric. Ecosyst. Environ. 92, 211–224. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00307-3

Swanton, C., Clements, D., Derksen, D., 1993. Weed Succession under Conservation Tillage: A Hierarchical Framework for Research and Management. Weed Technol. 7, 286–297. https://doi.org/10.1017/S0890037X00027615

Swanton, C.J., Shrestha, A., Knezevic, S.Z., Roy, R.C., Ball-Coelho, B.R., 2000. Influence of tillage type on vertical weed seedbank distribution in a sandy soil. Can. J. Plant Sci. 80, 455–457. https://doi.org/10.4141/P99-020

Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J., 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. Sci. Data 5, 180135. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.135

Teasdale, J.R., Mohler, C.L., 1993. Light Transmittance, Soil Temperature, and Soil Moisture under Residue of Hairy Vetch and Rye. Agron. J. 85, 673–680. https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500030029x

Trichard, A., Alignier, A., Chauvel, B., Petit, S., 2013. Identification of weed community traits response to conservation agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 179, 179–186. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.012

Van-den-boogaart, K.G., Tolosana, R., Bren, M., 2020. compositions: Compositional Data Analysis.

Young, F.L., Thorne, M.E., 2004. Weed-species dynamics and management in no-till and reduced-till fallow cropping systems for the semi-arid agricultural region of the Pacific Northwest, USA. Crop Prot. 23, 1097–1110. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.03.018

Zanin, G., Otto, S., Riello, L., Borin, M., 1997. Ecological interpretation of weed flora dynamics under different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 177–188. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00081-9

Zhang, H., Qi, W., Liu, K., 2018. Functional traits associated with plant colonizing and competitive ability influence species abundance during secondary succession: Evidence from subalpine meadows of the Qinghai–Tibetan Plateau. Ecol. Evol. 8, 6529–6536. https://doi.org/10.1002/ece3.4110

Supplementary information

Appendix S1: Description of the selection applied on weeds

The use of three survey periods provided an overview of all species present in fields from outgrowth to intercropping period. Using stage of development scoring, our survey was able to identify, for each survey period, the species able to produce propagules and the species not able to reproduce, *i.e*. species present only at a seedling or a vegetative stage. In order to reduce the statistical noise due to possible casual species, only weed able of maintaining and/or producing propagules were selected. Selection was made individually on each field and for each species using the survey period, the development stages, the species density (center of abundance classes) and the Raunkiaer's life-form categorization. For therophytes species, *i.e*. species able to persist on fields by seeds, only individuals in either a flowering or fruiting stage of development were selected. As the records of mature individuals of the same species in different periods undoubtedly represent different cohorts, the densities of selected individuals were added in order to obtain an unique density measure for therophyte species. For perennial species (geophytes, chamaephytes, phanerophytes and hemicryptophytes), able of vegetative reproduction and of surviving in the fields several years, selection was done regardless of the stage of development. As the records of individuals of the same species in March, June or September could represent the same individuals, we used the average density value of the periods during which the species was recorded.

Appendix S2: Details about data selection from databases

Traits	Details about data selection	Number of missing data (on 226 weed species)
Raunkiær's life-form	Only the major life form of species was selected from database	4
Number of cotyledons	To avoid missing for data analysis, the *Equisetum arvense* (pteridophyte) was considered as a eudicotyledon specie.	2
Time of germination	Periods were based on the seasons of the year: Autumn (September to November), winter (December to February), spring (March to May); summer (June to August). For perennial weed species, the emergence of the vegetative form was included. Period of germination few represented (Autumn to spring, autumn and spring, autumn and winter, and winter to spring) were regrouped in Autumn to spring category. In addition, four species with a germination period from Spring to autumn were regrouped in the "all year" category. For missing values, research on varied floras and opinion expert were used.	91
Time of flowering	Autumn (September to November), winter (December to February), Spring (March to May); Summer (June to August). Because only one specie (*Ulmus* sp.) was characterized by "Winter to Spring", the category "Spring" was used for analysis	1
Soil seedbank longevity	The category cited by the largest number of citations was conserved as well as others categories if the number of citations was at least half the number of citations of the main category. Categories of closest species (e.g. similar genus) or of specific groups (e.g. phanerophyte), and opinion expert were used for missing values	21
Seed dispersal	"Zoochore" category regrouped several seed dispersion mechanisms (epizoochore, dyszoochore, endozoochore and myrmecochore). "Hydrochore" category has been replaced by "No mechanism"	3
Seed mass	For values coming from LEDA database, the median value relative to the weight of 1000 seeds has been used A limit of 200 mg was kept, thus affecting seed mass of *Celtis australis, Cornus mas, Juglans sp.,* and *Quercus sp.*	4
Specific leaf area	Median value from LEDA base. For missing data, values were estimated according median value of closest species (similar genus), or of specific groups (e.g. phanerophytes).	13
Leaf dry matter content		16
Ellenberg light		0

3 - Points à retenir de l'article 5 :

- C'est principalement la durée depuis la conversion à l'ACS, et dans une moindre mesure la profondeur du sol, qui permettent d'expliquer certaines des variations dans la valeur moyenne des traits ou la proportion des différentes modalités. A l'opposé, le type de sol et le type d'exploitation ne semblent pas avoir d'influence. Plus surprenant, l'année de relevé modifie aussi la valeur de certains traits.

- Plus particulièrement, l'application continue de l'ACS favorise à long terme les espèces phanérophytes et de géophytes mais les espèces thérophytes et les hémicryptophytes restent dominantes dans les parcelles en ACS.

- La durée depuis la conversion à l'ACS tend à favoriser dans le temps les adventices graminées au détriment des adventices eudicotylédones.

- Elle entraine aussi une augmentation des adventices avec une période de germination ou de floraison estivale ainsi que l'augmentation progressive du poids des semences.

- Enfin, elle permet un développement d'espèces avec une exigence moins importante à la lumière. Néanmoins, la majorité des individus présents dans les parcelles appartiennent cependant à des espèces héliophiles

- L'application de l'ACS n'entraine pas de modifications sur les mécanismes internes des plantes relatifs à l'acquisition et à la conservation des ressources (surface foliaire spécifique et teneur en matière sèche des feuilles). De même, son application ne favorise pas certains mécanismes de dispersion des semences ou des semences avec une longévité particulière dans le stock semencier.

Chapitre 12 : Une modification des processus d'assemblage similaire d'une culture à l'autre ?

1 - Introduction du chapitre

De nombreuses études, en agriculture conventionnelle, ont montré que la culture constituait l'un des facteurs importants de la structure/composition taxonomique (Fried et al., 2008) et fonctionnelle (Gunton et al., 2011) des communautés adventices. Elle représente un proxy de l'ensemble des caractéristiques et des pratiques utilisées. Son effet sur les communautés adventices est particulièrement marqué lorsque les cultures différent très fortement en terme de périodes d'implantation : automnale/hivernale vs printanière/estivale (Fried et al., 2008).

Dans les chapitres précédents, nous avons montré que l'application continue de l'ACS modifie l'assemblage des communautés présentes dans une culture de blé tendre (culture automnale/hivernale). La question posée dans ce chapitre concerne la généralité des résultats obtenus sur une culture d'hiver ou plus précisément : « les modifications induites par l'ACS sur les communautés adventices du soja (une culture d'été) sont-elles similaires à celles observées sur le blé tendre (une culture d'hiver) ?

Au travers de ce chapitre, nous avons exploré la réponse des communautés adventices présentes dans une culture de soja (*Glycine max*) à l'application continue de l'ACS. Les méthodes utilisées restent similaires à celles utilisées pour les communautés de blé tendre dans le chapitre 10 et le chapitre 11.

2 - Matériel et méthode

Pour ce chapitre, les données utilisées correspondent au jeu de données 6. Ce jeu de données décrit, à partir de deux relevés de flore (mai, août), les communautés adventices capables de se maintenir et/ou de se reproduire dans 42 parcelles de soja (*Glycine max*) en ACS. Ces 42 parcelles couvrent un nombre d'années depuis l'adoption de l'ACS qui s'échelonne de 6 à 21 ans. Aucune parcelle de soja en ACS depuis moins de 6 ans n'a été échantillonnée. Les 10 traits de réponse utilisés pour décrire les 200 espèces présentes sur les parcelles de soja sont identiques à ceux utilisés dans les chapitres 10 et 11.

2-1 *Etude de la variation des indices de diversité avec l'ancienneté en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Le premier objectif de ce chapitre a été d'identifier les variations des indices de diversité (α et β) des communautés adventices du soja en fonction de l'ancienneté d'application de l'ACS. Les 42 parcelles de soja ont été regroupées en 8 classes d'âge en fonction du nombre d'années depuis l'adoption de l'ACS. Le regroupement a été effectué afin d'obtenir *a minima* trois parcelles par classe d'âge (Tableau 12).

Tableau 12 : Répartition des parcelles de soja au sein des classes d'âge en ACS

Classe d'âge en ACS (en années)	6	8 (7-8)	9	10	12 (11-12)	14 (13-14)	16 (15-17)	20 (20-21)
Nombre de parcelles	3	5	6	8	7	4	5	4

Les indices de diversités utilisés se réfèrent à une échelle intra-parcellaire (diversité α) et à une échelle inter-parcellaires (diversité β). La diversité α des communautés a été décrite à un niveau taxonomique (indices de Shannon et de Simpson) et à un niveau fonctionnel (c'est-à-dire la longueur totale des branches d'un arbre reliant toutes les espèces présentes dans une parcelle donnée), ainsi que par l'utilisation d'indices plus généralement utilisés dans la description des communautés (richesse spécifique, abondance totale, équitabilité des espèces). Les indices de diversité α ont été estimés en utilisant le package « vegan » (Oksanen et al., 2019) ou le package « BAT » (Cardoso et al., 2015) du logiciel R (R Development Core Team, 2020). La diversité fonctionnelle a été estimée en utilisant tous les traits fonctionnels (200 espèces x 10 traits fonctionnels). L'arbre a été obtenu par une analyse de correspondances multiples sur la matrice « espèces x traits » suivie d'une classification hiérarchique ascendante. Il a été construit sur la base de distances euclidiennes, avec un algorithme de Ward et en considérant tous les axes de l'analyse des correspondances multiples (Figure 19)

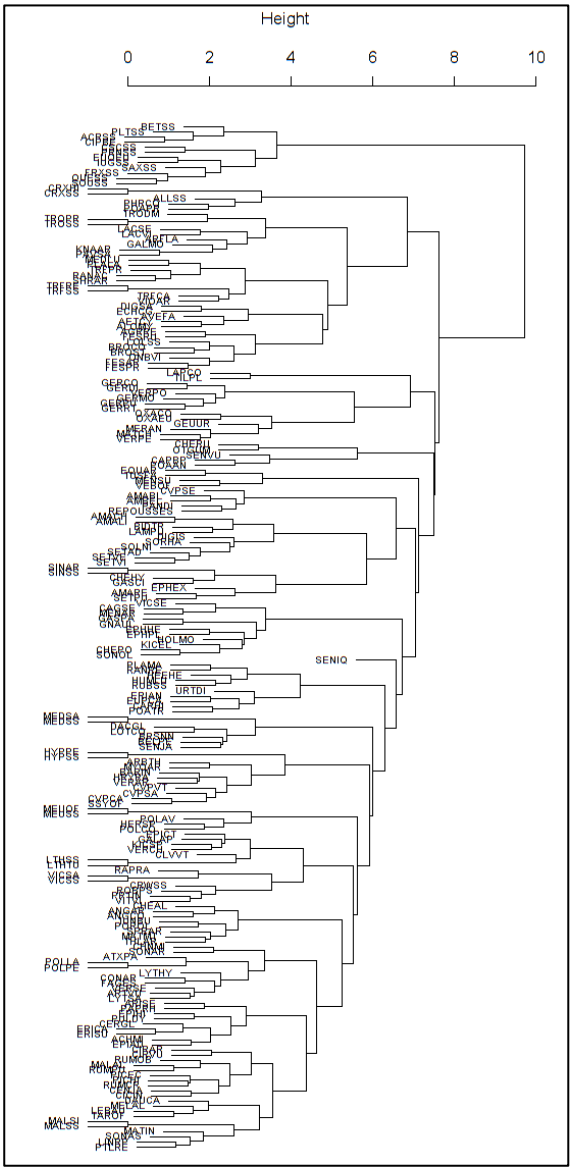


Figure 19 : Représentation de l'arbre fonctionnel reliant les 200 espèces présentes sur les parcelles de soja estimé à partir des 10 traits de réponse

Pour la description de la diversité β, un indice de dissimilarité ($T\beta_{total}$) de type Jaccard basé sur la présence/absence des espèces a été estimé. En suivant l'approche fournie par Podani et Schmera (2011), $T\beta_{total}$ a été décomposé en fonction de la variation résultant d'un remplacement des espèces ($T\beta_{repl}$) et de la variation résultant d'un gain/perte d'une espèce ($T\beta_{rich}$). En utilisant le cadre théorique développé par Cardoso et al (2014) et le package BAT (Cardoso et al., 2015), nous avons également quantifié la diversité β fonctionnelle ($F\beta_{total}$) et ses deux composantes : différence fonctionnelle ($F\beta_{rich}$) et remplacement fonctionnel ($F\beta_{repl}$).

Les relations entre le nombre d'années en ACS et les indices de diversité α ont été testées par une régression robuste en utilisant la fonction rlm () du package MASS (Venables and Ripley, 2002). Dans les régressions robustes, les effets des valeurs aberrantes sur le modèle sont réduits, ce qui donne moins de poids aux gros résidus (Rousseeuw and Leroy, 1987). Pour les indices de diversité β, les différences d'homogénéité entre les parcelles des 8 classes d'âge ont été testées à l'aide d'une analyse multivariée sur l'homogénéité des variances (PERMDISP, Anderson et al. 2006). L'analyse a été effectuée avec la fonction betadisper () du package vegan (Oksanen et al., 2019) en utilisant la racine carré des valeurs et sur la base de la distance médiane au centroïde. La différence de valeurs des indices de dissimilarité, et plus précisément du centroïde de chaque classe d'âge en ACS, a été testée à l'aide d'une analyse multivariée de la variation par permutations (PERMANOVA, Anderson 2001). La fonction adonis (), un test analogue non paramétrique, utilisant des matrices de distance, a été utilisé avec 9999 permutations. Étant donné que cette dernière analyse est sensible aux différences de dispersion (c'est-à-dire qu'un résultat significatif peut être dû à la différence de variation plutôt qu'à une différence d'emplacement du centroïde), seuls les indices de diversité β avec une dispersion homogène ont été testés (PERMDISP non significatif).

2-2 *Variation de la composition fonctionnelle des communautés adventices avec l'âge en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Le deuxième objectif de ce chapitre a été d'identifier dans quelles mesures les variations des indices de diversité des communautés (α et β) en fonction de l'ancienneté d'application de l'ACS ont conduit à une modification de la composition fonctionnelle des communautés adventices présentes dans le soja. Pour être homogène avec la méthode employée dans le chapitre 11, les parcelles de soja ont été regroupées en deux classes d'âge : 6-10 ans en ACS (22 parcelles) et > 10 ans en ACS (20 parcelles).

Nous avons commencé par calculer la valeur moyenne pondérée de chaque trait au niveau de la communauté (CWM). Pour cela, nous avons utilisé la fonction functcomp du package FD (Laliberté et al., 2014) du logiciel R, en utilisant l'argument CWM.type = "all". Pour les sept traits qualitatifs, nous avons obtenu les proportions de chaque attribut. Cette forme de données, composée de valeurs non négatives dont la somme est de 1 (ou 100 %) pour chaque trait, équivaut à des données de composition (CoDa). Nous avons donc utilisé le package compositions (Van-den-boogaart et al., 2020). Comme les valeurs nulles représentaient un problème pour l'analyse des données de composition, elles ont été imputées avec la fonction «cmultRepl» du package zCompositions (Palarea-Albaladejo and Martin-Fernandez, 2015). Nous avons utilisé une analyse en composantes principales sur les données transformées par clr pour examiner la variance des proportions de caractères pour chaque champ

(Aitchison, 1983; Aitchison and Greenacre, 2002). Les axes de l'ACP ont été tracés en utilisant un biplot dans lequel la longueur du lien (c'est-à-dire la distance entre les pointes de flèche) le long d'un composant se rapporte à l'écart type du rapport logarithmique de deux composants. Ainsi, la distance entre les liens est utilisée pour évaluer la variation relative entre les composants.

Pour examiner les différences dans les proportions des traits en fonction de la classe d'âge (6-10 ans et > 10 ans), nous avons utilisé une MANOVA basée sur une permutation (PERMANOVA) à partir d'une matrice de distances euclidiennes calculée sur les données transformées en clr en utilisant la fonction adonis du package vegan. Pour les trois traits quantitatifs, nous avons calculé une matrice de distance euclidienne sur les valeurs CWM. Comme pour l'analyse des traits catégoriels, nous avons effectué une analyse de variance (adonis) sur les matrices de distance en utilisant 999 permutations et la même pseudo-randomisation.

3 - Résultats

Parmi les 200 espèces capables de se maintenir et/ou de se reproduire dans un soja en ACS, les espèces les plus fréquentes (présentes sur plus de 75 % des parcelles) sont *Taraxacum officinale* (92,8 %), *Convolvulus arvensis* (85,7 %), *Sonchus asper* (83,3 %), *Chenopodium album* (81 %) et *Echinochloa crus-galli* (78,6 %). Plus de la moitié des 200 espèces sont présentes dans plus de 5 % des parcelles.

3-1 *Variations des indices de diversité α avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja*

En moyenne sur les parcelles, 29,6 espèces sont présentes (écart type de ± 11,9). D'après les résultats de la régression robuste présentés dans le Tableau 13, la richesse spécifique augmente significativement avec le nombre d'années en ACS (F=4,2 ; p=0,0469). Sa valeur passe d'une moyenne de 21 espèces dans les parcelles en ACS depuis 6 ans à 41 espèces dans les parcelles en ACS depuis 20 ans (Figure 20). La diversité fonctionnelle (longueur d'arbre), étant fortement corrélée avec la richesse spécifique (rp=0,98 ; p <0,001 ;Figure 20), augmente avec le nombre d'années en ACS (F=5,03 ; p=0,0306).

En ce qui concerne les autres indices, les résultats de la régression robuste ne mettent pas en évidence de variation significative avec le nombre d'années en ACS. L'abondance totale des espèces dans les communautés est comprise entre 6 et 104 plantes par m^2, avec une moyenne de 24 plantes par m^2 (± 23 plantes). Les indices de diversité de Shannon et de Simpson sont relativement élevés sur

les parcelles de soja (moyenne de 2,54 ± 0 ,6 pour l'indice de Shannon et de 12,4 ± 9,6 pour l'indice de Simpson). La valeur moyenne de l'indice d'équitabilité de Pielou est de 0,77 (± 0,16).

Tableau 13: Valeurs des pentes du modèle de régression linéaire robuste. Le nombre d'années en agriculture de conservation des 42 parcelles de soja est considéré comme la variable explicative et les valeurs des indices comme les variables à expliquer. En gras sont représentés les résultats significatifs (p <0,05)

Indice	Estimation	Erreur standard	Valeur statistique F	Valeur de probabilité p
Richesse spécifique	1,02	0,496	4,2	**0,0469**
Abondance totale	0,619	0,355	3,04	0,0889
Indice de diversité de Shannon	0,00306	0,0255	0,0143	0,905
Indice de diversité de Simpson	-0,250	0,396	0,400	0,531
Indice de Pielou	-0,00823	0,00798	1,06	0,308
Diversité fonctionnelle	4,10	1,83	5,03	**0,0269**

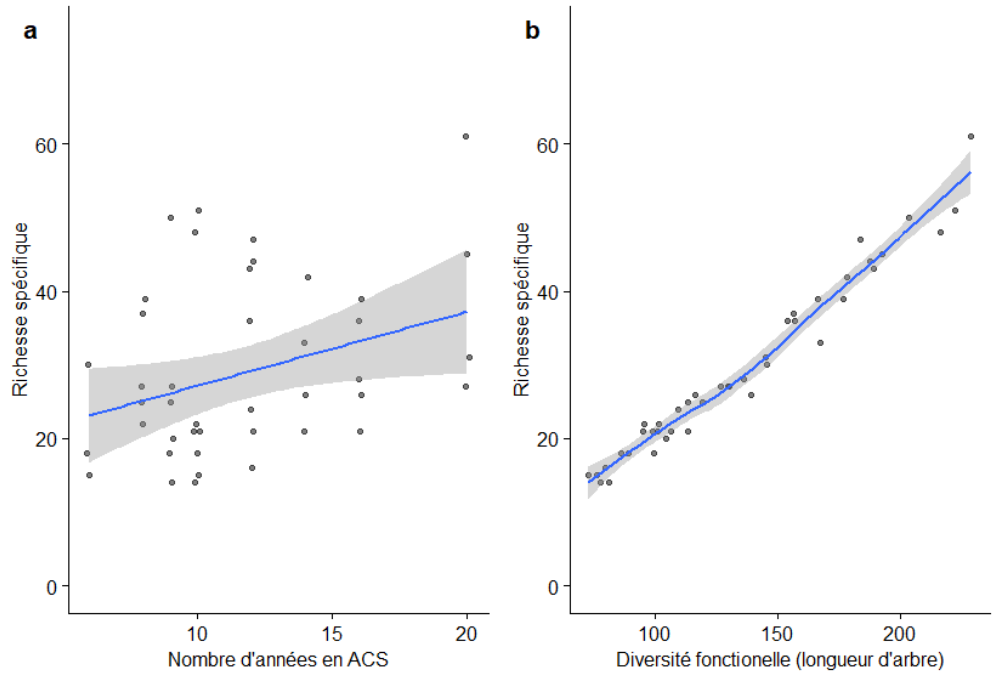


Figure 20 : Relation entre a) la richesse spécifique et le nombre d'années en agriculture de conservation (la ligne bleue représente une régression rlm entre les deux variables et l'ombre l'écart type) et b) la richesse spécifique et la diversité fonctionnelle (la ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type)

3-2 *Variation des indices de diversité β avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Au niveau taxonomique, les valeurs de l'indice de dissimilarité $T\beta_{total}$ sont comprises entre 0,54 et 0,96, pour une moyenne de 0,79 (en moyenne les parcelles ne partagent que ¼ des espèces). Les valeurs de l'indice $T\beta_{repl}$ sont supérieures à celle de $T\beta_{rich}$ signifiant une variation expliquée majoritairement par un remplacement d'espèces (61,8 %), plutôt que par une différence de richesse (38,2 %) – la différence observée de communautés entre les parcelles est majoritairement liée à des différences de composition plutôt qu'à des variations de richesse. Au niveau fonctionnel, les valeurs de $F\beta_{total}$ sont inférieures à celle de $T\beta_{total}$, avec une moyenne de 0,64 (en moyenne 40 % des traits présents dans les communautés sont communs aux parcelles). La part de variation expliquée par le remplacement ($F\beta_{repl}$) ou la différence ($F\beta_{rich}$) reste du même ordre que celle trouvée avec les indices taxonomiques.

Pour les indices de remplacement ($T\beta_{repl}$, $F\beta_{repl}$) et les indices de différence de richesse ($T\beta_{rich}$, $F\beta_{rich}$), les classes d'âge sont homogènes (PERMDISP) et non différentes (PERMANOVA) (Tableau 14). Concernant les indices de dissimilarité totaux ($T\beta_{total}$ et de $F\beta_{total}$), la dispersion des valeurs est significativement différente entre les classes d'âge (F= 6,41 ; p < 0,001 pour $T\beta_{total}$ et F= 6,87 ; p < 0,001 pour $F\beta_{total}$, Tableau 14). La représentation graphique de la dispersion des valeurs entre les classes d'âge en ACS met en avant une augmentation de la dispersion des valeurs pour les classes d'âge allant de 6 à 10 ans, à la fois $T\beta_{total}$ (Figure 21a) et de $F\beta_{total}$ (Figure 21b). Cette tendance s'inverse après 10 ans en ACS et la dispersion des valeurs diminue.

Tableau 14 : Valeurs de l'analyse multivariée de la variance par permutation (PERMANOVA) et de l'analyse multivariée de l'homogénéité des dispersions (PERMDISP) avec le nombre d'années en agriculture de conservation comme variable explicative et les indices de diversité β comme variables de réponse. En gras, résultats significatifs (p <0,05)

	PERMANOVA						**PERMDISP**			
	Df	*SS*	*MSS*	*F*	R^2	*P*	*SS*	*MSS*	*F*	*P*
$T\beta_{total}$							0.0328	0.00468	6.41	**<0.001**
$T\beta_{repl}$	7	1.28	0.183	1.26	0.206	0.202	0.0325	0.00464	0.199	0.984
$T\beta_{rich}$	7	0.386	0.0551	1.15	0.192	0.340	0.0366	0.00522	0.281	0.957
$F\beta_{total}$							0.0402	0.00574	6.55	**<0.001**
$F\beta_{repl}$	7	0.682	0.0975	1.11	0.186	0.406	0.0507	0.00724	0.309	0.945
$F\beta_{rich}$	7	0.340	0.0486	1.17	0.194	0.335	0.0296	0.00423	0.202	0.983

Avec les degrés de liberté (Df), la somme des carrés (SS), la somme moyenne des carrés (MSS), les valeurs de la statistique F (F), la proportion de la variance expliquée (R2) et les valeurs de probabilité (P). Pour $T\beta_{repl}$, Fβrepl, $T\beta_{rich}$ et $F\beta_{rich}$, les valeurs négatives ont été changées en zéro pour le test PERMDISP.

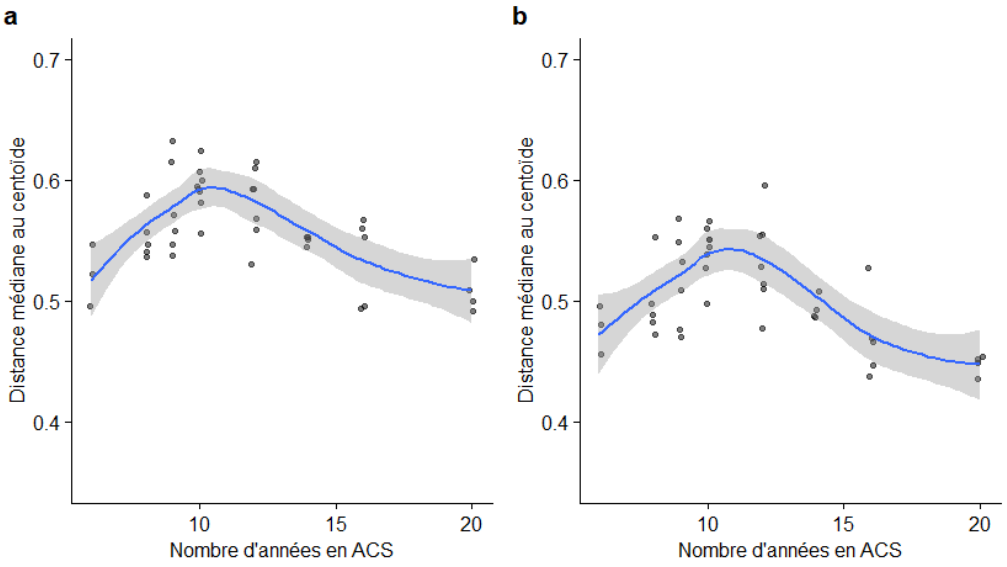


Figure 21 : Relation entre le nombre d'années en agriculture de conservation et les distances médianes au centroïde pour $T\beta_{total}$ (a) et $F\beta_{total}$ (b). La ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type.

La Figure 22 montre une tendance à la diminution des valeurs de dissimilarité pour $T\beta_{total}$ et de $F\beta_{total}$ avec le nombre d'années en ACS. La valeur moyenne de $T\beta_{total}$ passe de 0,82 après 6 ans en ACS

à 0,69 après 20 ans en ACS. La valeur moyenne de $F\beta_{total}$ passe de 0,68 après 6 ans en ACS à 0,53 après 20 ans en ACS. Cette tendance n'est cependant pas constante.

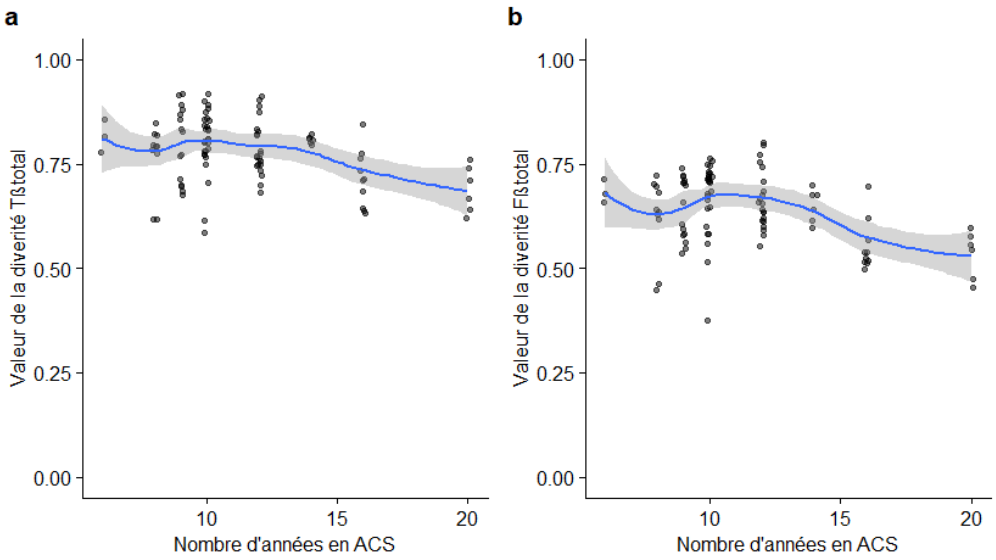


Figure 22 : Relation entre le nombre d'années en agriculture de conservation et les valeurs de diversité β pour $T\beta_{total}$ (a) et $F\beta_{total}$ (b). La ligne bleue représente une régression non paramétrique entre les deux variables et l'ombre l'écart type.

3-3 *Evolution de la composition fonctionnelle des communautés en agriculture de conservation dans une culture de soja*

La valeur moyenne des traits (trait quantitatif) ou le pourcentage moyen des catégories (trait qualitatif) sont présentés dans le Tableau 15. Les communautés adventices présentes dans les parcelles de soja en ACS sont majoritairement composées d'adventices à cycle de vie annuel (thérophytes). Les plantes à cycle pluriannuel, représentées en grande partie par les hémicryptophytes, constituent 31,7 % des communautés. Les communautés sont composées à hauteur de 79,1 % de plantes eudicotylédones. Environ 50 % des adventices présentes ont une période de floraison estivale-automnale. Les périodes de germination des plantes sont davantage réparties dans différentes catégories (toute l'année, printemps-été, été, automne-printemps). Le vent (anémochorie) et les communautés animales (zoochorie) contribuent respectivement à 25,5 et 28,4 % de la dispersion des semences. Le reste des espèces ne présente pas de dispositif particulier de dispersion des semences. La majorité des adventices présentes est préférentiellement héliophile (indice d'Ellenberg de 7 ou 8 pour la lumière). En ce qui concerne la longévité des semences dans le stock de semencier, les périodes « transitoire », « transitoire-court terme » et « transitoire-long terme » sont les plus représentées. Le poids des semences est en moyenne de 4,72 mg mais très variable d'une communauté à l'autre (écart type de 4,12 mg). Les valeurs moyennes de la surface

foliaire spécifique et de la teneur en matière sèche des feuilles sont respectivement de 25,2 mm^2/mg et de 176,8 mg/g.

Tableau 15 : Valeur moyenne des traits (trait quantitatif) et pourcentage des catégories (trait qualitatif) sur les 42 parcelles de soja en agriculture de conservation

Traits de réponse	**Attribut ou unité de mesure**	**Valeur moyenne du trait (CWW) ou pourcentage de la catégorie (± écart type)**
Classification de Raunkiær	Thérophyte	60.7 % (± 18.4 %)
	Hémicryptophyte	31.7 % (± 16.9 %)
	Géophyte	4.29 % (± 5.25 %)
	Chaméphyte	0.08 % (± 0.55 %)
	Phanérophyte	3.26 % (± 5.31 %)
Longévité des semences dans le stock semencier	Transitoire	38.4% (± 17.9 %)
	Court terme	13.3 % (± 18.6 %)
	Long terme	7.68 % (± 14.2 %)
	Transitoire - court terme	16.6% (± 12.6 %)
	Court terme - long terme	6.25 % (± 8.29 %)
	Transitoire - long terme	17.7 % (± 13.1 %)
Nombre de cotylédons	Eudicotylédone	79.1 % (± 22.8 %)
	Graminée	20.9% (± 22.8 %)
Période de floraison	Toute l'année	2.49 % (± 4.29 %)
	Printemps	3.06 % (± 6.26 %)
	Printemps - été	15.9% (± 18 %)
	Printemps - automne	23.1 % (± 14.9 %)
	Eté	4.04% (± 4.06 %)
	Eté - automne	51.4% (± 22.1 %)
Période de germination	Toute l'année	30.6 % (± 17.1 %)
	Printemps	5.63 % (± 5.79 %)
	Printemps - été	22.6% (± 13.0 %)
	Eté	18.6 % (± 21.7 %)
	Automne - printemps	22.6 % (± 20.1 %)
Mécanisme de dispersion des semence	Aucun mécanisme	44.7% (± 17.7 %)
	Anémochorie	25.5 % (± 14.9 %)
	Zoochorie	28.4 % (± 18.5 %)
	Autochorie	1.46 % (± 3.15 %)
Indice d'Ellenberg (lumière)	4	1.06 % (± 2.04 %)
	5	2.90 % (± 4.60 %)
	6	5.94 % (± 7.31 %)
	7	53.1% (± 19.6 %)
	8	36.9 % (± 21.2 %)
	9	0.141 % (± 0.62 %)
Poids des semences	mg	4.72 (± 4.12)
Surface foliaire spécifique	mm^2/mg	25.26 (± 2.06)
Teneur en matière sèche des feuilles	mg/g	176.3 (± 17.6)

Les résultats de la PERMANOVA montrent que, sur l'ensemble des traits utilisés, uniquement le nombre de cotylédons apparait significativement impacté par l'âge depuis l'adoption de l'ACS (F= 17.0559, p =0.001) (Tableau 16). Ce trait fonctionnel étant composé uniquement de deux catégories (eudicotylédone, graminée), un seul axe explique la totalité de la variance. La représentation graphique

(Figure 23) met en avant une plus grande variabilité du ratio eudicotylédone/graminée pour les communautés adventices des parcelles de 6-10 ans en ACS. Enfin, la Figure 23 montre une plus grande proportion de plantes eudicotylédones dans les communautés > 10 ans en ACS par rapport aux communautés de 6-10 ans.

Tableau 16 : Valeur du test par permutation utilisant des matrices de distance (PERMANOVA) avec les dix traits comme variables de réponse et la classe d'âge en agriculture de conservation comme variable explicative. En gras, résultats significatifs (p <0,05).

Traits de réponse	**Résultats de la PERMANOVA**		
	R^2	***F***	***p***
Traits catégoriels			
Classification de Raunkiær	0.02032	0.8297	0.446
Longévité des semences dans le stock semencier	0.03444	1.4267	0.252
Nombre de cotylédons	0.12776	5.8589	0.022
Période de floraison	0.02717	1.1172	0.332
Période de germination	0.03198	1.3215	0.285
Mécanisme de dispersion des semence	0.0013	0.0522	0.939
Indice d'Ellenberg (Lumière)	0.03101	1.2801	0.267
Traits quantitatifs			
Poids des semences	0.06	2.5534	0.116
Surface foliaire spécifique	0.00007	0.0027	0.952
Teneur en matière sèche des feuilles	0.00474	0.1904	0.69

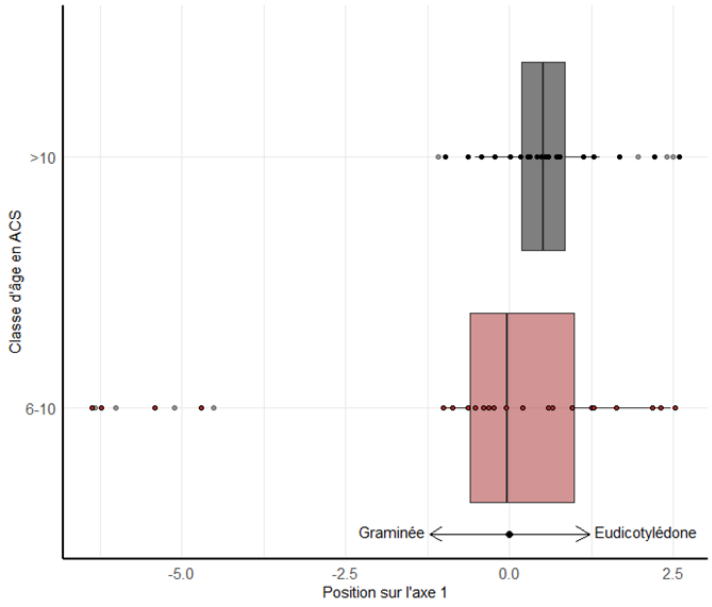


Figure 23 : Représentation du ratio eudicotylédone/graminée pour les communautés adventices présentes dans les parcelles de soja en fonction de la classe d'âge en agriculture de conservation

4 - Discussion

Les communautés adventices reflétant les espèces capables de se reproduire et/ou de se maintenir dans une parcelle de soja en système ACS s'avèrent être des communautés extrêmement riches et diverses. Il est difficile de comparer les valeurs obtenues (29,6 espèces en moyenne, indice de Shannon de 2,53 et indice de Simpson de 9,6) avec celles obtenues dans d'autres situations agronomiques avec la même culture car la majorité des études sur la composition adventice du soja concernent des sojas OGM cultivés en double culture en Amérique latine (Andrade et al., 2017; de la Fuente et al., 2006). De plus, les méthodologies de relevés de flore sont trop différentes (comptage en quadrats, 1 seul passage) (de La Fuente et al., 1999; Gawęda et al., 2020; Rauber et al., 2018; Swanton et al., 2006). Néanmoins les valeurs présentées dans les résultats restent supérieures à celles retrouvées dans la littérature.

La valeur moyenne de l'indice d'équitabilité de Pielou (0,76) ne met pas en avant d'espèces dominantes et suggère des effectifs par espèce assez constants à l'échelle des communautés. Dans les communautés, l'abondance totale des adventices s'élève en moyenne à 24 plantes par m^2, ce qui peut s'avérer problématique pour la production de la culture, bien qu'une densité importante d'adventices ne soit pas toujours liée à une baisse de la production (Ball et al., 2019). Les conséquences sur le stock semencier sont toutefois à prendre en compte.

4-1 *Variations des indices de diversité α avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Les résultats ont montré une augmentation importante de la richesse spécifique avec l'augmentation du nombre d'années en ACS. Le nombre d'espèces capables de se maintenir et/ou de se reproduire est multiplié par 2 en 14 ans. Bien que la diminution de l'intensité des perturbations induites par l'arrêt du travail du sol puisse contribuer à cette augmentation de la richesse spécifique dans la culture de soja (Ball et al., 2019), l'explication la plus plausible reste que la culture du soja n'est pas utilisée par les agriculteurs dans les premières années en ACS (chapitre 6). En effet, à l'adoption de l'agriculture de conservation, les agriculteurs optent majoritairement pour des cultures qu'ils maîtrisent comme le blé tendre, le colza ou le maïs. Le soja n'apparait donc dans les rotations qu'ultérieurement (chapitre 8). En ajoutant la culture du soja à leur système agricole, les agriculteurs créent une nouvelle niche écologique pour les adventices. La fréquence de retour de cette culture dans la succession augmentant avec la durée en ACS, les espèces adaptées à cette niche écologique et capables de coloniser la parcelle s'additionnent à celles initialement présentes, menant à une augmentation de la richesse spécifique. Etant donné qu'une grande partie des espèces possède une

combinaison de traits unique (peu de redondance fonctionnelle), la diversité fonctionnelle augmente également avec le nombre d'années en ACS.

Bien que les indices de Shannon et de Simpson apportent une information différente de par le poids qu'ils donnent aux espèces abondantes et rares, aucun des deux indices n'a varié en fonction du nombre d'années en ACS. Ces résultats restent cohérents avec les résultats trouvés dans plusieurs études ne montrant pas d'augmentation de la diversité avec la réduction du travail du sol (Alarcón et al., 2018; Hernandez Plaza et al., 2011).

4-2 *Variations des indices de diversité β avec le nombre d'années en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Les résultats fournis par le test PERMDISP sur la variation des valeurs au sein des classes d'âge en ACS ont mis en évidence une augmentation progressive de l'hétérogénéité dans la composition spécifique ($T\beta_{total}$) et fonctionnelle ($F\beta_{total}$) des communautés dans leurs premières années d'application en ACS (de 6 à 10 ans en ACS). L'ajout d'une nouvelle culture dans la rotation permet l'installation de nouvelles espèces capables de s'y établir. L'augmentation de l'hétérogénéité des valeurs au sein d'une même classe d'âge peut résulter soit d'un pool initial différent à l'installation du soja, soit d'une colonisation différente. Après 10 ans d'application continue de l'ACS, la tendance s'inverse. Les communautés d'une même classe d'âge convergent progressivement avec le nombre d'années en ACS, indiquant un processus d'assemblage des communautés similaire d'une parcelle à l'autre.

Bien que les processus d'assemblage des communautés puissent varier d'une communauté à l'autre dans les premières années suivant la mise en place d'un soja en ACS, les résultats ont montré une tendance à la diminution des valeurs des indices de dissimilarités $T\beta_{total}$ et $F\beta_{total}$ avec le nombre d'années en ACS. Les communautés d'adventices présentes dans une culture de soja après 20 ans d'application de l'ACS sont davantage similaires entre elles que des communautés présentes dans des parcelles en ACS depuis 6 ans. Cette tendance résulte de la diminution des apports de semences provenant du stock semencier profond en ACS. La flore adventice qui s'exprime dans les parcelles de soja en ACS se limite aux semences présentes dans l'horizon de surface (Baskin and Baskin, 1985; Benech-Arnold et al., 2000) résultant de la pluie de semences de l'année précédente ou d'éventuelles colonisations. Bien que les communautés adventices soient davantage similaires entre elles, les indices de dissimilarité restent néanmoins élevés, de l'ordre de 0,78 pour $T\beta_{total}$ et de 0,64 pour $F\beta_{total}$.

4-3 *Variation de la composition fonctionnelle en agriculture de conservation dans une culture de soja*

Bien que l'on observe une homogénéité fonctionnelle avec l'âge en ACS, les changements de la composition fonctionnelle restent assez mineurs. Seule la composition du trait « nombre de cotylédons » est apparue modifiée entre les parcelles de 6-10 et >10 ans. L'augmentation de la proportion d'adventices eudicotylédones avec la durée en ACS peut résulter d'une meilleure gestion des adventices graminées par les agriculteurs dans la culture du soja, du fait d'une meilleure sélectivité des produits herbicides. Ces résultats sont corroborés par ceux trouvé par Desouza *et al.*, (2015) qui observent une diminution du pourcentage de graminées en l'absence de travail du sol dans la culture du soja. A l'échelle de la communauté, les adventices graminées ne représentent que 20,8 % des adventices présentes.

La culture du soja créant une nouvelle niche écologique positionnée en été et début d'automne, une augmentation de la proportion d'adventices avec une germination estivale et une floraison estivale-automnale était attendue (Bernstein et al., 2014). Cependant les résultats n'ont pas mis en évidence de changement significatif. Les espèces avec une modalité pour le trait floraison « estivale-automnale » représentent cependant une part importante des espèces, soit 51,4 % des adventices. Certaines de ces adventices, comme *Chenopodium album et Echinochloa crus-galli,* ont une forte occurrence dans les parcelles suivies, comme dans les parcelles de soja suivies dans d'autres études (Bernstein et al., 2014; Gawęda et al., 2020; Swanton et al., 2006).

Aucun changement significatif concernant une augmentation des formes de vies pérennes (Hémicryptophyte, Géophyte, Chaméphyte, Phanérophytes) n'a également été constaté à l'opposé des résultats trouvés par Bernstein *et al.*, (2014).

Chapitre 13 : Des adventices particulières en fonction de l'ancienneté en agriculture de conservation ?

1 - Introduction

Dans les chapitres précédents, nous avons mis en évidence que l'application des pratiques de l'ACS entraine une augmentation du nombre d'espèces présentes sur les parcelles, en blé tendre (chapitre 10) comme en soja (chapitre 12). Nous avons également montré que d'un point de vue fonctionnel, l'application de l'ACS favorise des espèces avec certaines modalités de traits, et ce de manière différente dans un blé tendre (chapitre 11) et dans un soja (chapitre 12). L'enquête nationale a mis aussi en évidence que les agriculteurs en ACS identifiaient certaines espèces adventices pouvant poser davantage de problèmes de gestions (chapitre 9).

L'objectif de ce chapitre est donc d'identifier des espèces indicatrices en terme d'occurrence et/ou d'abondance pour les différents groupes d'âge en ACS pour le blé tendre ([1 an], [2-5 ans], [6-10 ans] et [> 10 ans]) et pour le soja ([6-10 ans] et [> 10 ans]). Dans notre cas d'étude, l'identification d'une espèce indicatrice pour un groupe d'âge pourrait se traduire pour les agriculteurs par de nouvelles difficultés de gestion.

2 - Matériel et méthode

Les données floristiques qui ont été utilisées dans ce chapitre sont identiques à celles utilisées dans les précédents chapitres, soit un tableau de 226 espèces x 100 parcelles pour le blé tendre (*Triticum aestivum*) et un tableau de 200 espèces x 42 parcelles pour le soja (*Glycine max*). Elles représentent les espèces en capacité de se maintenir et/ou de se reproduire durant le cycle de culture du blé tendre (de la sortie d'hiver à l'interculture ; 3 relevés de flore) et du soja (du semis à la récolte ; 2 relevés de flore).

Les espèces indicatrices des groupes d'âge en ACS pour le blé tendre et pour le soja ont été identifiées par l'indice IndVal (Dufrêne and Legendre, 1997). Cet indice définit une espèce comme indicatrice d'un groupe si elle est spécifique à ce groupe (la majorité des individus sont dans ce groupe) et si elle est fidèle à ce groupe (l'espèce n'est présente que dans les différentes parcelles de ce groupe). Cet indice représente donc le produit de la fréquence relative (fidélité) et de l'abondance moyenne relative (spécificité) de chaque espèce dans un groupe. Sa valeur est maximale (1) si tous les individus d'une espèce sont présents uniquement dans un groupe et répartis dans toutes les parcelles de ce

groupe. La significativité statistique (p <0.05) des valeurs de l'indice IndVal a été testée a *posteriori* par l'utilisation d'un test de permutations (9999 permutations). L'analyse a été effectuée en utilisant la fonction indval () de la version 2.0-1 du package labdsv (Roberts, 2019) du logiciel R (R Development Core Team, 2020).

Post analyse, pour améliorer la robustesse de l'identification des espèces indicatrices des groupes d'âge en ACS, des seuils minimaux sur l'abondance moyenne relative (0,6) et la fréquence relative (0,25) ont été fixés (De Cáceres *et al.*, 2012). En conséquence, seules les espèces dont *a minima* 60 % des individus sont présents dans un groupe d'âge en ACS et répartis dans plus de 25 % des parcelles de ce groupe peuvent être considérées comme des espèces indicatrices.

3 - Résultats

3-1 *Présentation générale des données floristiques*

Sur les 142 parcelles en ACS (100 en blé tendre, 42 en soja), 262 espèces adventices ont été observées (Tableau 17). Ces espèces appartiennent à 55 familles dont les plus représentées sont les Astéracées (49 espèces), les Poacées (35 espèces), les Fabacées (20 espèces), les Plantaginacées (14 espèces), les Brassicacées (13 espèces) et les Amaranthacées (11 espèces). Si le nombre total d'espèces peut paraitre important, beaucoup d'espèces n'ont été observées que sur une (60 espèces), deux (31 espèces) ou trois parcelles uniquement (23 espèces) à une abondance moyenne inférieure ou égale à 0,5 individus par m^2 sur les parcelles où elles ont été observées (Tableau 17). Parmi ces espèces peu fréquentes, seule *Arabidopsis thaliana* (ARBTH) a été trouvée sur une seule parcelle avec une abondance importante, de l'ordre de 6,5 individus par m^2. Plus de 62 % (164 espèces) des espèces sont communes au blé et au soja, 24 % (62 espèces) ne sont présentes que dans la culture du blé tendre et 14 % (36 espèces) uniquement dans la culture du soja.

Les espèces adventices les plus fréquentes en blé tendre sont *Taraxacum officinale* (TAROF, observée dans 84 % des parcelles), *Alopecurus myosuroides* (ALOMY, 78 %), *Chenopodium album* (CHEAL, 78 %), *Convolvulus arvensis* (CONAR, 74%) et *Cirsium arvense* (CIRAR, 68 %). L'adventice avec l'abondance moyenne la plus élevée est *Veronica hederifolia (*VERHE, 7,55 individus par m^2) qui est uniquement présente sur 5 % des parcelles. Les autres espèces les plus abondantes en blé tendre (*Digitaria sanguinalis* (DIGSA), *Setaria pumila* (SETPU), *Amaranthus hybridus* (AMACH) et *Vulpia myuros* (VLMPY)) sont présentes sur 12 à 22 % des parcelles et comprennent une abondance moyenne comprise entre 3,2 à 7,3 individus par m^2 (Tableau 17).

En soja, les espèces les plus fréquentes sont TAROF (92,8 %), CONAR (85,7 %), *Sonchus asper* (SONAS, 83 %), CHEAL (80,9 %), *Echinochloa crus-galli* (ECHCG, 78,5 %) et CIRAR (69 %). L'espèce la plus abondante en soja est SETPU, présente sur la moitié des parcelles avec une abondance moyenne de 7,7 individus par m^2. Les autres espèces les plus abondantes (ARBTH, *Anisantha sterilis* (BROST), ALOMY, *Papaver rhoeas* (PAPRH)) ont une abondance moyenne comprise entre 2,9 et 6,5 individus par m^2 mais sont peu fréquentes (2 à 7 % des parcelles).

Certaines espèces potentiellement utilisées en culture ou en couvert antérieur à deux ans précédant le relevé de flore sont également présentes de manière abondante (2,6 à 3,9 individus par m^2). Les principales adventices de ce type sont *Lotus corniculatus* (LOTCO) dans le blé tendre et *Vicia sativa* (VICSA) et *Trifolium repens* (TRFRE) dans le soja.

Tableau 17 : Espèces présentes en agriculture de conservation avec leur occurrence et leur abondance moyenne pour la culture du blé tendre et du soja

Code EPPO	Nom latin	Blé tendre d'hiver (100 parcelles)		Soja (42 parcelles)	
		Occurrence	Abondance moyenne** (par m^2)	Occurrence	Abondance moyenne** (par m^2)
Espèces observées dans le blé tendre et dans le soja					
TAROF	*Taraxacum officinale*	84	0,83	39	1,76
ALOMY	*Alopecurus myosuroides*	78	1,77	3	5,58
CHEAL	*Chenopodium album*	78	1,79	34	0,87
CONAR	*Convolvulus arvensis*	74	0,68	36	1,46
CIRAR	*Cirsium arvense*	68	0,40	29	0,41
CIRVU	*Cirsium vulgare*	60	0,30	16	0,34
LOLSS	*Lolium sp.*	53	0,95	4	2,00
POLCO	*Fallopia convolvulus*	53	0,99	13	0,65
GALAP	*Galium aparine*	51	0,48	4	0,38
SONAS	*Sonchus asper*	47	0,72	35	1,17
PLAMA	*Plantago major*	40	0,40	23	0,72
ANGAR	*Lysimachia arvensis*	39	1,83	9	0,50
POLAV	*Polygonum aviculare*	35	0,47	13	0,42
SENVU	*Senecio vulgaris*	35	0,73	19	0,51
RUMCR	*Rumex crispus*	33	0,23	18	0,43
ACRSS	*Acer* sp.	31	0,29	13	0,23
AVEFA	*Avena fatua*	30	0,28	1	0,50
BROST	*Anisantha sterilis*	30	1,88	1	6,50
ECHCG	*Echinochloa crus-galli*	29	1,36	33	1,80
EPIAD	*Epilobium tetragonum*	29	0,54	20	0,33
LAPCO	*Lapsana communis*	28	2,57	16	0,37
TRFRE	*Trifolium repens*	28	0,48	23	2,61
MEDSA*	*Medicago sativa*	27	0,37	19	0,39
PICHI	*Picris hieracioides*	26	0,27	11	0,14

RUMOB	*Rumex obtusifolius*	26	0,54	17	0,31
KICSP	*Kickxia spuria*	23	0,46	9	0,44
AMACH	*Amaranthus hybridus*	22	5,23	6	0,50
MATIN	*Tripleurospermum inodorum*	22	0,43	19	0,54
VIOAR	*Viola arvensis*	22	2,97	14	0,61
BROCO	*Bromus commutatus*	21	0,36	2	0,25
MELAL	*Silene latifolia subsp. alba*	21	0,42	5	0,40
CHEPO	*Lipandra polysperma*	20	0,51	17	0,41
SETPU	*Setaria pumila*	20	6,43	20	7,73
ATXPA	*Atriplex patula*	19	0,39	16	0,41
CAPBP	*Capsella bursa-pastoris*	19	0,89	14	0,46
DAUCA	*Daucus carota*	19	0,23	8	0,34
GALMO	*Galium mollugo*	19	0,19	12	0,23
SENJA	*Jacobaea vulgaris*	19	0,17	10	0,25
SONOL	*Sonchus oleraceus*	19	0,37	18	0,47
AETCY	*Aethusa cynapium*	18	1,83	11	0,45
HERSP	*Heracleum sphondylium*	18	0,20	7	0,29
POLPE	*Persicaria maculosa*	18	0,53	16	0,44
PRNSS	*Prunus* sp.	18	0,18	10	0,35
VERPE	*Veronica persica*	18	0,59	8	1,19
CRWSS	*Cornus* sp.	17	0,28	6	0,33
DIGSA	*Digitaria sanguinalis*	17	7,32	25	2,58
POLLA	*Persicaria lapathifolia*	17	0,44	9	0,33
RUBSS	*Rubus sp.*	17	0,37	7	0,29
TRFPR	*Trifolium pratense*	17	0,37	23	0,73
ARTVU	*Artemisia vulgaris*	16	0,66	10	0,50
CAGSE	*Convolvulus sepium*	16	0,44	14	0,54
ERICA	*Erigeron canadensis*	16	0,41	21	0,47
MERAN	*Mercurialis annua*	16	0,89	2	1,00
HEEHE	*Hedera helix*	15	0,15	13	0,25
PLALA	*Plantago lanceolata*	15	0,32	11	0,91
GEUUR	*Geum urbanum*	14	0,18	6	0,17
SINAR	*Sinapis arvensis*	14	0,32	9	0,36
URTDI	*Urtica dioica*	14	0,65	7	0,36
ERIAN	*Erigeron annuus*	13	0,29	11	0,27
EPHHE	*Euphorbia helioscopia*	12	0,38	1	0,50
POAAN	*Poa annua*	12	1,10	6	0,33
ARFLA	*Arctium lappa*	11	0,20	3	0,50
EUOEU	*Euonymus europaeus*	11	0,27	10	0,25
FAGES	*Fagopyrum esculentum*	11	2,15	4	0,50
FESRU	*Festuca rubra*	11	0,31	5	0,40
SHRAR	*Sherardia arvensis*	11	0,64	2	0,75
SOLNI	*Solanum nigrum*	11	0,45	2	0,50
CLVVT	*Clematis vitalba*	10	0,25	5	0,35

GERPU	*Geranium pusillum*	10	0,44	3	0,50
KICEL	*Kickxia elatine*	10	0,40	6	0,42
LOTCO*	*Lotus corniculatus*	10	3,90	10	0,93
MATCH	*Matricaria chamomilla*	10	0,55	2	0,50
PICEC	*Helminthotheca echioides*	10	0,25	1	+
TRFSS	*Trifolium* sp.	10	1,08	1	0,50
AMARE	*Amaranthus retroflexus*	9	0,44	5	0,40
GERDI	*Geranium dissectum*	9	0,61	9	0,39
LACSE	*Lactuca serriola*	9	0,54	23	0,28
CVPVT	*Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia*	8	0,38	10	0,30
FRXSS	*Fraxinus* sp.	8	0,31	5	0,10
GERCO	*Geranium columbinum*	8	2,05	2	0,50
IUGSS	*Juglans* sp.	8	0,16	2	0,13
MALSI	*Malva sylvestris*	8	0,44	5	0,15
PAPRH	*Papaver rhoeas*	8	0,06	6	2,92
ANGCO	*Lysimachia foemina*	7	0,79	1	0,50
CSCSS	*Crataegus* sp.	7	0,14	5	0,30
EPHEX	*Euphorbia exigua*	7	0,29	3	0,50
MEDLU	*Medicago lupulina*	7	0,18	12	0,23
ACHMI	*Achillea millefolium*	6	0,13	2	0,50
BARIN	*Barbarea intermedia*	6	0,21	5	0,25
CENJA	*Centaurea jacea*	6	0,29	1	+
ERISU	*Erigeron sumatrensis*	6	0,42	7	0,21
GERRT	*Geranium rotundifolium*	6	0,58	4	0,50
LAMPU	*Lamium purpureum*	6	0,62	3	0,17
SETVI	*Setaria italica subsp. viridis*	6	0,25	3	0,83
CHEHY	*Chenopodiastrum hybridum*	5	0,50	1	0,50
DACGL	*Dactylis glomerata*	5	0,30	4	0,19
EQUAR	*Equisetum arvense*	5	0,45	9	0,86
EUPCA	*Eupatorium cannabinum*	5	+	3	+
MEUOF	*Trigonella altissima*	5	0,20	1	0,50
MYOAR	*Myosotis arvensis*	5	0,50	9	0,72
POATR	*Poa trivialis*	5	0,50	1	0,50
VERPO	*Veronica polita*	5	0,20	1	0,50
VERSE	*Veronica serpyllifolia*	5	0,30	2	0,50
MALSS	*Malva* sp.	4	0,25	2	0,50
PAVSA	*Pastinaca sativa*	4	0,25	1	+
POAPR	*Poa pratensis*	4	0,25	2	0,50
VEBOF	*Verbena officinalis*	4	0,13	4	0,38
BRSNN*	*Brassica napus*	3	0,42	2	0,50
CARHI	*Cardamine hirsuta*	3	0,57	2	0,75
CHNMI	*Chaenorrhinum minus*	3	0,50	4	0,13
EPIHI	*Epilobium hirsutum*	3	0,67	4	0,13

LTHSS	*Lathyrus* sp.	3	0,17	1	+
MEUSS	*Trigonella* sp.	3	0,17	2	0,50
OXACO	*Oxalis corniculata*	3	0,50	2	0,50
SETAD	*Setaria adhaerens*	3	0,50	2	0,50
SINSS	*Sinapis* sp.	3	0,33	1	0,50
SOUSS	*Sorbus* sp.	3	0,17	1	+
VICSS	*Vicia* sp.	3	0,33	4	0,38
AGRRE	*Elytrigia repens*	2	+	1	+
ALLSS	*Allium* sp.	2	0,50	2	+
AMBEL	*Ambrosia artemisiifolia*	2	0,50	1	+
BIDTR	*Bidens tripartita*	2	0,25	7	0,21
CICIN	*Cichorium intybus*	2	0,50	1	0,50
CIPBE	*Carpinus betulus*	2	0,50	8	0,22
CVPCA	*Crepis capillaris*	2	0,50	4	0,38
CVPSE	*Crepis setosa*	2	0,50	1	0,50
EPICT	*Epilobium ciliatum*	2	0,25	1	+
GNAUL	*Gnaphalium uliginosum*	2	0,75	12	0,50
HRYRA	*Hypochaeris radicata*	2	0,25	5	0,40
IUNBU	*Juncus bufonius*	2	0,25	2	0,50
LACVI	*Lactuca virosa*	2	0,25	1	0,50
LYTSA	*Lythrum salicaria*	2	+	2	0,25
MALAL	*Malva alcea*	2	0,42	1	0,25
MEDSS	*Medicago* sp.	2	0,50	1	0,50
PTLRE	*Potentilla reptans*	2	0,13	5	0,25
PULDY	*Pulicaria dysenterica*	2	0,25	1	+
QUESS	*Quercus* sp.	2	+	1	+
ROBPS	*Robinia pseudoacacia*	2	+	4	0,38
SENIQ	*Senecio inaequidens*	2	+	2	0,25
SETVE	*Setaria verticillata*	2	+	3	+
SONAR	*Sonchus arvensis*	2	0,50	1	0,50
TROPR	*Tragopogon pratensis*	2	+	3	0,17
TROSS	*Tragopogon sp.*	2	0,25	7	0,14
VICSA	*Vicia sativa*	2	0,25	3	3,00
BELPE	*Bellis perennis*	1	0,50	1	+
BETSS	*Betula* sp.	1	0,50	2	0,25
CRXHI	*Carex hirta*	1	+	2	+
GASPA	*Galinsoga parviflora*	1	0,50	1	0,50
GERMO	*Geranium molle*	1	+	3	0,50
HUMLU	*Humulus lupulus*	1	+	1	+
MATMT	*Matricaria discoidea*	1	+	1	+
MENSU	*Mentha suaveolens*	1	0,50	1	0,50
ONBVI	*Onobrychis viciifolia*	1	+	1	0,50
OTGUM	*Ornithogalum umbellatum*	1	+	1	+
PANSS*	*Panicum* sp.	1	0,50	2	0,25

PHRCO	*Phragmites australis*	1	+	1	+
POROL	*Portulaca oleracea*	1	0,50	1	0,50
RANAC	*Ranunculus acris*	1	+	1	+
SSYOF	*Sisymbrium officinale*	1	0,50	1	0,50
THLAR	*Thlaspi arvense*	1	+	1	+
TILPL	*Tilia platyphyllos*	1	0,50	1	+
TUSFA	*Tussilago farfara*	1	+	2	+
VERAR	*Veronica arvensis*	1	0,50	1	0,50
VITVI	*Vitis vinifera*	1	0,50	1	+
Espèces adventices observées uniquement dans les parcelles de blé tendre					
CENCY	*Cyanus segetum*	15	0,37		
VLPMY	*Vulpia myuros*	12	3,25		
STEME	*Stellaria media*	11	0,94		
BROSE	*Bromus secalinus*	9	1,11		
EROCI	*Erodium cicutarium*	5	0,90		
RESLU	*Reseda lutea*	5	0,40		
SCAPV	*Scandix pecten-veneris*	5	0,40		
TOIAR	*Torilis arvensis*	5	0,20		
VERHE	*Veronica hederifolia*	5	7,55		
BEAVX	*Beta vulgaris*	4	0,50		
BROAV	*Bromus arvensis*	4	0,25		
ROSSS	*Rosa* sp.	4	0,13		
SLYMA	*Silybum marianum*	4	0,25		
ARREL	*Arrhenatherum elatius*	3	+		
BROMO	*Bromus hordeaceus*	3	0,17		
HOLLA	*Holcus lanatus*	3	+		
APESV	*Apera spica-venti*	2	0,50		
ATHOR	*Misopates orontium*	2	0,50		
BIDFR	*Bidens frondosa*	2	0,25		
BYODI	*Bryonia dioica*	2	+		
CHYLE	*Leucanthemum vulgare*	2	0,25		
DIWSI	*Dipsacus fullonum*	2	0,50		
LAMAM	*Lamium amplexicaule*	2	+		
SILVU	*Silene vulgaris*	2	0,13		
SOLDU	*Solanum dulcamara*	2	+		
ULMSS	*Ulmus* sp.	2	0,25		
AGSST	*Agrostis stolonifera*	1	0,50		
AMASS	*Amaranthus sp.*	1	+		
ANKSY	*Angelica sylvestris*	1	+		
BROCA	*Ceratochloa cathartica*	1	0,50		
CERAR	*Cerastium arvense*	1	+		
CETAU	*Celtis australis*	1	+		
CVPSS	*Crepis* sp.	1	0,50		
EHIVU	*Echium vulgare*	1	+		

EPHBR	*Euphorbia flavicoma subsp. Verrucosa*	1	0,50		
EPHSV	*Euphorbia stricta*	1	+		
FOEVU	*Foeniculum vulgare*	1	0,50		
HELAN*	*Helianthus annuus*	1	0,50		
LIUUT	*Linum usitatissimum*	1	0,50		
MALMO	*Malva moschata*	1	0,50		
MEUAL	*Trigonella alba*	1	+		
ONOSS	*Ononis* sp.	1	0,50		
PIUSS	*Pinus* sp.	1	0,50		
PLAME	*Plantago media*	1	0,50		
POLAM	*Persicaria amphibia*	1	0,50		
PRUVU	*Prunella vulgaris*	1	0,50		
RANBU	*Ranunculus bulbosus*	1	0,50		
RANSS	*Ranunculus sp.*	1	+		
RAPSR*	*Raphanus sativus*	1	0,50		
RAPSS	*Raphanus sp.*	1	0,50		
RESPH	*Reseda phyteuma*	1	+		
RORSY	*Rorippa sylvestris*	1	0,50		
SALPR	*Salvia pratensis*	1	0,50		
SANMI	*Poterium sanguisorba*	1	0,50		
SEDSS	*Sedum* sp.	1	+		
SENER	*Jacobaea erucifolia*	1	0,50		
Espèce pluriannuelle du genre *Sonchus*		1	0,50		
STAAN	*Stachys annua*	1	+		
STAAR	*Stachys arvensis*	1	0,50		
TAUCO	*Dioscorea communis*	1	0,50		
TEUBO	*Teucrium botrys*	1	0,50		
VESSS	*Verbascum sp.*	1	0,33		
Espèces adventices observées uniquement dans les parcelles de soja					
DIGIS	*Digitaria ischaemum*			4	0,75
SPRAR	*Spergula arvensis*			4	0,50
HYPPE	*Hypericum perforatum*			4	0,38
OXAEU	*Oxalis fontana*			3	0,50
LYTHY	*Lythrum hyssopifolia*			3	0,17
SORHA	*Sorghum halepense*			3	+
FESAR	*Schedonorus arundinaceus*			2	0,50
CERGL	*Cerastium glomeratum*			2	0,45
MENAR	*Mentha arvensis*			2	0,25
VERCH	*Veronica chamaedrys*			2	0,25
EPHPL	*Euphorbia platyphyllos*			2	+
RANRE	*Ranunculus repens*			2	+
ARBTH	*Arabidopsis thaliana*			1	6,50
AMALI	*Amaranthus blitum*			1	0,50
CHERU	*Oxybasis rubra*			1	0,50

CRXSS	*Carex* sp.		1	0,50
HOLMO	*Holcus mollis*		1	0,50
LINRP	*Linaria repens*		1	0,50
LTHTU	*Lathyrus tuberosus*		1	0,50
PLTSS	*Platanus sp.*		1	0,50
Autres céréales cultivées (orge, blé, seigle, avoine cultivée, *etc.*)*			1	0,50
SAXSS	*Salix* sp.		1	0,50
TRFCA	*Trifolium campestre*		1	0,50
VICSE	*Vicia sepium*		1	0,50
RAPRA	*Raphanus raphanistrum*		1	0,25
AMABL	*Amaranthus blitoides*		1	+
ARISE	*Arenaria serpyllifolia*		1	+
CVPSA	*Crepis sancta*		1	+
FESPR	*Schedonorus pratensis*		1	+
GASCI	*Galinsoga quadriradiata*		1	+
HYPSS	*Hypericum* sp.		1	+
KNAAR	*Knautia arvensis*		1	+
LEBAU	*Scorzoneroides autumnalis*		1	+
PRTIN	*Parthenocissus inserta*		1	+
RUMPU	*Rumex pulcher*		1	+
TRODM	*Tragopogon dubius*		1	+

*Adventice pouvant potentiellement résulter d'une culture ou d'un couvert antérieur à 2 ans ou d'une contamination d'un lot de semences. Les potentielles contaminations des lots de semences observées l'année du relevé (espèces observées dans la ligne du semis de la culture sans y avoir été semées par l'agriculteur), n'ont pas été prises en considération. C'est par exemple le cas de la catégorie « Autres céréales cultivées » qui dans le blé tendre résultait majoritairement d'une contamination des lots de semences (pieds d'orge, de seigle dans la ligne de semis du blé tendre).

** L'abondance moyenne des espèces tient uniquement compte des parcelles où l'espèce a été observée. La note « + » signifie que l'espèce a, en moyenne, été observée à une abondance de 1 pied sur 2000 m^2

3-2 *Espèces indicatrices des groupes d'âge en agriculture de conservation*

3-2-1 Dans la culture du blé tendre

Parmi les quatre groupes d'âge en ACS, le groupe d'âge [> 10 ans] possède le plus grand nombre d'espèces indicatrices (Tableau 18). Dans ce groupe, 15 espèces ont été identifiées comme espèces indicatrices : *Arctium lappa* (ARFLA), *Cornus sp*. (CRWSS), DIGSA, ECHCG, *Erigeron annuus* (ERIAN), *Erigeron canadensis* (ERICA), *Euonymus europaeus* (EUOEU), *Hedera helix* (HEEHE), *Heracleum sphondylium* (HERSP), *Juglans sp.* (IUGSS), *Plantago lanceolata* (PLALA), *Rumex crispus* (RUMCR), *Rumex obtusifolius* (RUMOB) et SETPU. Chacune de ces espèces est assez spécifique au groupe d'âge [> 10 ans] en ACS puisque les espèces ont une abondance relative moyenne de 0,6 à 0,8 (c'est-à-dire que 60 à 80 % des individus de chacune de ces espèces sont présents dans ce groupe). SETPU est l'espèce la plus spécifique (94 %). Hormis certaines espèces (ARFLA, HERSP, IUGSS, PLALA, EUEOU,

HEEHE, RUBSS) représentées dans un plus faible pourcentage de parcelles (fréquence relative de 0,29 à 0,43), les espèces indicatrices du groupe d'âge [> 10 ans] en ACS sont réparties sur plus de la moitié des parcelles du groupe. L'espèce ECHCG, présente sur 70 % des parcelles du groupe est l'espèce indicatrice avec la fidélité la plus importante. Sur l'ensemble des adventices identifiées comme indicatrices, SETPU a la valeur de l'indice IndVal la plus élevée (0,6).

La majorité des espèces adventices qui ont été identifiées comme indicatrices pour le groupe d'âge [> 10 ans] en ACS sont des adventices dont l'abondance moyenne sur une parcelle de blé tendre est assez faible à l'échelle du cycle de la culture (0,15 à 0,54 individu par m^2) (Tableau 17). Les espèces SETPU, DIGSA et ECHCG sont quant à elles des espèces qui sont présentes sur les parcelles de blé avec une abondance importante (6,4 et 7,3 individus par m^2 pour DIGSA et SETPU et 1,3 individus par m^2 pour ECHCG).

Sur les parcelles où l'adoption de l'ACS a été plus récente (groupe d'âge [1 an] en ACS), trois espèces adventices ont été identifiées comme indicatrices : *Chenopodiastrum hybridum* (CHEHY), *Viola arvensis* (VIOAR) et *Euphorbia helioscopia* (EPHHE). Les individus de ces espèces sont fortement représentés dans cette catégorie d'âge (de 66 à 91 % pour CHEHY). Les espèces ont cependant été observées sur moins de la moitié des parcelles (Fréquence relative < 0,5, Tableau 18).

Les résultats ont également mis en évidence que le groupe d'âge [6-10 ans] possède également une espèce indicatrice. En effet, 89 % des individus de l'espèce *Aethusa cynapium* (AETCY) ont été observés dans ce groupe d'âge en ACS. L'espèce est présente sur 34 % des parcelles de ce groupe (Tableau 18). Aucune espèce indicatrice n'a été identifiée pour le groupe d'âge [2-5 ans] en ACS.

Tableau 18 : Valeur de spécificité (abondance relative moyenne), de fidélité (fréquence relative) et de l'indice Indval pour les espèces indicatrices (p <0.05) d'un des quatre groupes d'âge en agriculture de conservation (1, 2-5, 6-10 et >10) des parcelles de blé tendre. Seules les espèces indicatrices avec *a minima* une abondance relative moyenne de 0,6 et une fréquence relative de 0,25 sont présentées dans le tableau

Code EPPO	Nom latin	Spécificité	Fidélité	Indval	*p*
Groupe d'âge [1 an] en ACS (12 parcelles)					
CHEHY	*Chenopodiastrum hybridum*	0,91	0,33	0,30	<0,001
VIOAR	*Viola arvensis*	0,66	0,42	0,28	0,038
EPHHE	*Euphorbia helioscopia*	0,66	0,33	0,22	0,015
Groupe d'âge [6-10 ans] en ACS (32 parcelles)					
AETCY	*Aethusa cynapium*	0,89	0,34	0,31	0,018
Groupe d'âge [>10 ans] en ACS (14 parcelles)					
ARFLA	*Arctium lappa*	0,69	0,29	0,20	0,033
CRWSS	*Cornus sp.*	0,73	0,50	0,37	<0,001
DIGSA	*Digitaria sanguinalis*	0,76	0,50	0,38	0,004
ECHCG	*Echinochloa crus-galli*	0,60	0,71	0,43	0,005
ERIAN	*Erigeron annuus*	0,80	0,50	0,40	<0,001
ERICA	*Erigeron canadensis*	0,70	0,57	0,40	<0,001
EUOEU	*Euonymus europaeus*	0,60	0,43	0,26	0,006
HEEHE	*Hedera helix*	0,67	0,43	0,29	0,009
HERSP	*Heracleum sphondylium*	0,68	0,36	0,24	0,025
IUGSS	*Juglans sp.*	0,77	0,29	0,22	0,012
PLALA	*Plantago lanceolata*	0,67	0,36	0,24	0,015
RUBSS	*Rubus sp.*	0,62	0,43	0,27	0,009
RUMCR	*Rumex crispus*	0,63	0,50	0,32	0,014
RUMOB	*Rumex obtusifolius*	0,76	0,57	0,44	0,003
SETPU	*Setaria pumila*	0,94	0,64	0,60	<0,001

3-2-2 Dans la culture du soja

Dans la culture du soja, cinq espèces adventices indicatrices ont été identifiées pour le groupe d'âge [>10 ans] en ACS et deux pour le groupe d'âge [6-10 ans] en ACS ($p < 0,5$) (Tableau 19).

Pour le groupe d'âge [>10 ans], les espèces indicatrices sont *Lipandra polysperma* (CHEPO), *Plantago major* (PLAMA), *Potentilla reptans* (PTLRE), *Senecio vulgaris* (SENVU) et *Urtica dioica* (URTDI).

Ces espèces sont très spécifiques au groupe d'âge [>10 ans] (entre 73 et 100 % des individus de cette espèce sont représentés dans ce groupe). Les espèces CHEPO, PLAMA et SENVU sont également fidèles à ce groupe (fidélité de de 60 à 75 %). Au contraire les espèces avec la spécificité la plus élevée (PTLRE et URTDI) n'ont pas une fidélité importante (25 et 35 %). L'espèce adventice PLAMA est l'espèce avec l'indice IndVal le plus important (0,61).

En ce qui concerne les espèces du groupe d'âge [6-10 ans] en ACS, les espèces indicatrices identifiées sont *Medicago lupulina* (MEDLU) et *Kickxia spuria* (KICSP). Les deux espèces adventices sont très spécifiques à ce groupe (90 et 86 %) mais ont une fidélité faible (41 et 36 %) (Tableau 19).

Toutes les espèces identifiées comme indicatrices dans les deux groupes d'âge en ACS sont des espèces adventices qui, sur l'ensemble des parcelles de soja où elles ont été observées, ont une abondance comprise entre 0,22 et 0,7 m^2.

Tableau 19 : Valeur de spécificité (abondance relative moyenne), de fidélité (fréquence relative) et de l'indice Indval pour les espèces indicatrices ($p < 0.05$) d'un des deux groupes d'âge en agriculture de conservation (6-10 et >10) des parcelles de soja. Seules les espèces indicatrices avec *a minima* une abondance relative moyenne de 0,6 et une fréquence relative de 0,25 sont présentées dans le tableau

Code EPPO	Nom latin	Spécificité	Fidélité	Indval	*p*
Groupe d'âge [6-10 ans] en ACS (22 parcelles)					
MEDLU	*Medicago lupulina*	0,90	0,41	0,37	0,03
KICSP	*Kickxia spuria*	0,86	0,36	0,31	0,02
Groupe d'âge [>10 ans] en ACS (20 parcelles)					
CHEPO	*Lipandra polysperma*	0,73	0,60	0,44	0,03
PLAMA	*Plantago major*	0,82	0,75	0,61	0,01
PTLRE	*Potentilla reptans*	1,00	0,25	0,25	0,02
SENVU	*Senecio vulgaris*	0,76	0,60	0,45	0,03
URTDI	*Urtica dioica*	1,00	0,35	0,35	0,00

4 - Discussion et conclusion

Sur l'ensemble des parcelles (blé et soja), le nombre d'espèces adventices trouvées (262) reste important par rapport à ce qui est généralement observé dans la littérature en agriculture conventionnelle ou en ACS, même avec un nombre similaire de relevés (Trichard et al., 2013). Cependant, une partie non négligeable des espèces n'est présente que sur quelques parcelles (114 espèces). Les espèces qui s'expriment en ACS sont majoritairement représentées par moins d'un individu par m^2 (durant tout le cycle de la culture), ce qui reste comparable avec les valeurs obtenues par Trichard *et al.*, (2013) sur des parcelles de blé tendre en ACS. Nos résultats ont montré que les espèces les plus fréquentes sont en partie identiques sur les 2 cultures (TAROF, CONAR, CHEAL, CIRAR) ; ce sont des espèces généralistes capables de se reproduire ou de se maintenir dans les différentes cultures en ACS. Néanmoins, ces espèces ne représentent pas les espèces les plus abondantes. En effet les espèces les plus abondantes sur les parcelles sont majoritairement des espèces peu fréquentes, ce qui peut mettre en avant certaines situations de débordements de gestion de la flore adventice pour les agriculteurs. Nos résultats ont également montré que certaines espèces

de couvert et ou de culture peuvent, une fois implantées par les agriculteurs, persister sur quelques années dans les parcelles en ACS.

Les parcelles les plus anciennes en ACS (groupe [> 10 ans] présentent le plus grand nombre d'espèces indicatrices (15 en blé tendre et 5 en soja) et se différencient donc des autres classes d'âge. C'est donc, majoritairement après dix ans d'application de l'ACS que certaines espèces, peu ou pas présentes dans les premières années en ACS apparaissent sur les parcelles. Néanmoins, ce ne sont pas les mêmes espèces indicatrices qui ont été identifiées en blé tendre et en soja.

Parmi les espèces indicatrices du groupe [> 10 ans] on trouve dans les parcelles de blé tendre des espèces arbustives (CRWSS, EUOEU, HEEHE et RUBSS) voire arborescentes (IUGSS) ou bien des espèces rencontrées plus généralement dans des cultures pérennes, des friches ou sur les bords de champs (ARFLA, ERIAN, HERSP, PLALA, RUMCR, RUMOB, ERICA). Ces espèces s'expriment sur les parcelles avec une abondance faible (0,14 à 0,54 individus par m^2). On retrouve également des graminées estivales (SETPU, DIGSA et ECHCG) qui, elles, s'expriment avec une abondance moyenne par parcelle plus importante. La surreprésentation de ces espèces dans les parcelles de plus de 10 ans en ACS, notamment les espèces arbustives, arborescentes et les graminées estivales reste cohérent avec l'augmentation du pourcentage de phanérophytes, de graminées et d'adventices estivales qui a été observée avec l'augmentation de la durée d'application de l'ACS (chapitre 11). Certaines de ces adventices ont également été mentionnées dans la littérature comme étant favorisées par la réduction du travail du sol. C'est par exemple le cas de DIGSA (Murphy et al., 2006; Zanin et al., 1997) et de ERICA (Young and Thorne, 2004; Zanin et al., 1997).

Pour les autres classes d'âge, les espèces indicatrices sont peu nombreuses (voire absentes pour la classe [2-5 ans]). Les espèces indicatrices identifiées dans les parcelles de 1 an en ACS (CHEHY, VIOAR, EPHHE) représentent les espèces qui sont les moins adaptées aux changements induits par l'adoption de l'ACS. Elles sont présentes dans la première année en ACS car elles résultent du stock de semences issu du système antérieur à l'adoption de l'ACS mais elles sont rapidement filtrées par des contraintes biotiques et/ou abiotiques. En conditions contrôlées, Cordeau *et al.*, (2015) ont montré que le positionnement des semences en surface peut entrainer une diminution des germinations de l'ordre de 92,7 % pour EPHHE, par rapport à une situation où les semences sont enfouies. Si l'absence d'enfouissement des semences n'induit pas une diminution de l'émergence pour VIOAR (Cordeau et al., 2015), son positionnement à la surface du sol la rend disponible à la prédation par les carabes (Petit et al., 2017, 2014).

Dans les parcelles de soja, comme dans les parcelles de blé tendre, ce sont des espèces rencontrées plus généralement dans des cultures pérennes, des friches ou sur les bords de champs qui

sont indicatrices du groupe d'âge [> 10 ans] en ACS (PLAMA, PTLRE, URTDI). Si l'application de l'ACS en soja semble tendre vers l'établissement ou le développement de certaines adventices pluriannuelles avec l'ancienneté du système agricole, on constate que toutes les espèces pluriannuelles ne répondent pas de manière similaire. MEDLU est, par exemple, une espèce indicatrice du groupe d'âge [6-10 ans] en ACS et ne se retrouve que très peu dans les parcelles de plus de 10 ans en ACS (spécificité de 0,90 pour le groupe d'âge [6-10 ans]). Toutes les espèces indicatrices du groupe d'âge [> 10 ans] en ACS étant des espèces eudicotylédones, leur surreprésentation dans ce groupe est cohérente avec l'augmentation de la quantité d'adventices eudicotylédones observée dans la culture du soja avec la durée d'application de l'ACS (Chapitre 12).

Un certain nombre de taxons/espèces signalées par les agriculteurs comme les plus problématiques en ACS (chapitre 9), tel que le vulpin des champs (*Alopecurus myosuroides*), les cirses (*Cirsium sp., Silybum marianum*), le gaillet gratteron (*Galium aparine*), les géraniums (*Geranium sp*.) les liserons (*Convolvulus arvensis, Convolvulus sepium*), les rumex (*Rumex sp*.), les bromes (*Bromus sp*.), le ray-grass (*Lolium sp*.) apparaissent aussi dans les relevés de flore comme très fréquentes/ abondantes. C'est notamment le cas pour certaines des adventices les plus fréquentes, comme ALOMY (vulpin des champs), CIRAR (une espèce de cirses des champs) et CONAR (liseron des champs). Néanmoins il apparait que certaines adventices fréquentes comme TAROF et CHEAL, ou abondantes sur certaines parcelles comme SETPU et DIGSA, ne sont pas ou peu identifiées comme problématiques pour les agriculteurs. Pour les agriculteurs, les espèces problématiques sont majoritairement les taxons de taille importante pouvant surpasser la culture. Le fait que l'espèce TAROF développe une rosette et ne soit pas abondante dans les parcelles, pourrait donc expliquer qu'elle est ignorée par les agriculteurs. Pour ce qui est de CHEAL, SETPU et DIGSA, leur présence en fin de cycle de la culture du blé tendre n'en fait pas des espèces nuisibles. Le niveau de description entre les espèces identifiées par les agriculteurs et les espèces identifiées dans les relevés de flore peut également masquer la comparaison. Par exemple, si les géraniums et les bromes peuvent représenter deux taxons pour les agriculteurs, il a été identifié cinq espèces du genre *Geranium* et six espèces du genre *Bromus* sur les parcelles. A l'exception de la grande berce (HERSP), les adventices indicatrices de la classe d'âge [>10 ans] en ACS ne semblent donc pas poser davantage de problèmes aux agriculteurs (chapitre 9).

Cette étude a mis en avant que certaines espèces adventices particulières à l'ACS pouvaient être identifiées dans les parcelles de plus de dix ans en ACS. Ces adventices sont pour la plupart présentes avec une abondance faible pendant la période de culture et peuvent être plus abondantes au cours de l'interculture. D'après l'enquête nationale réalisée auprès d'agriculteurs en ACS sur le territoire français, ces espèces particulières qui s'expriment dans les parcelles de plus de dix ans en ACS ne semblent pas se traduire par l'apparition de nouveaux problèmes malherbologiques pour les

agriculteurs à l'exception de la grande berce (HERSP) qui, par sa taille, peut amener à une gestion ciblée. Il est néanmoins important de préciser que les agriculteurs avec une expérience supérieure à 10 ans en ACS sont faiblement représentés en France et donc dans l'enquête nationale, ce qui aurait pu masquer certaines tendances.

Discussion générale

Chapitre 14 : Bilan des résultats acquis et conclusion générale

1 - Bilan des résultats acquis

1-1 *L'adoption de l'agriculture de conservation par les agriculteurs*

Lors du passage à l'ACS, les agriculteurs n'adaptent pas toutes leurs pratiques culturales ou leur gestion de la flore de la même manière (**chapitres 6 et 7**). Il existe en effet différentes stratégies qui dépendent en partie de choix individuels et de l'expérience déjà acquise.

1-1-1 Une période d'adaptation technique nécessaire…

Nos résultats ont montré que l'adoption à l'ACS est anticipée pour une majorité d'agriculteurs (70 %) par l'utilisation d'un, voire deux, des trois principes de l'ACS sur leur exploitation. Néanmoins, pour la majorité des agriculteurs (96 %), c'est l'arrêt du travail du sol qui représente le changement le plus important (**chapitre 6**). Bien que les modifications puissent être atténuées par la réduction progressive du travail du sol réalisée par les agriculteurs (labour-TCS-semis direct), la suppression du travail du sol est le principe qui modifie de manière importante l'organisation technique du système agricole et l'environnement physico-chimique (Munoz-Romero et al., 2015) ou biologique (présence de certaines communautés animales problématiques, comme les limaces) des parcelles (Labreuche et al., 2007). En conséquence, l'application simultanée des trois principes de l'ACS nécessite, les premières années, un niveau important de technicité et de connaissances de la part des agriculteurs, pour, par exemple, réussir l'implantation des cultures ou gérer les résidus présents à la surface du sol (Labreuche et al., 2014; Morris et al., 2010). Durant cette période, seul un agriculteur sur deux modifie sa rotation (**chapitre 6**). Les agriculteurs s'orientent majoritairement vers l'utilisation de cultures dont ils maîtrisent l'implantation, comme le blé d'hiver, le colza ou le maïs. En conséquence, les leviers de gestion de la flore adventice fournis par la diversification de la rotation/succession des cultures ne sont pas davantage mobilisés par les agriculteurs pour gérer la flore adventice (**chapitre 7**).

Les données de la littérature montrent qu'une période de 3 à 4 ans est nécessaire avant d'acquérir la technicité nécessaire à la réussite des cultures, mais également pour que la structure des sols se stabilise (Christian and Ball, 1994; Soane et al., 2012).

Durant cette période, les agriculteurs en ACS compensent la perte des leviers de gestion de la flore adventice liée à l'abandon du travail du sol en mobilisant de manière plus importante le désherbage chimique (**chapitre 7**, Labreuche *et al.*, (2007)). Au niveau national, le pourcentage

d'utilisation du désherbage durant l'interculture a été multiplié par deux (46 % avant l'adoption de l'ACS, 86 % dans les premières années) lors de l'adoption de l'ACS. Cette augmentation du recours aux herbicides se fait majoritairement par un contrôle de la flore adventice pendant la période de l'interculture au travers de l'utilisation de glyphosate. Cette molécule est utilisée seule ou en association dans les jours précédents le semis de la culture (**chapitre 8**) pour gérer soit spécifiquement la flore adventice soit pour une gestion simultanée de la flore adventice et des couverts végétaux (**chapitre 6**).

C'est aussi dans les premières années en ACS, que les agriculteurs maximisent la compétition avec les adventices, durant l'interculture (utilisation de couvert pour gérer la flore pour 77 % des agriculteurs) mais également durant le cycle de la culture (cultures associées, plantes compagnes, optimisation de la densité de semis) (**chapitre 7**). Si le couvert végétal n'est pas une pratique propre à l'ACS, puisque sa mise en place peut être obligatoire sur les zones sous directive nitrates, son utilisation représente une modification pour 67 % des agriculteurs qui adoptent l'ACS (**chapitre 6**). Bien qu'il ait été montré dans la littérature que c'est davantage la biomasse d'un couvert plutôt que la diversité spécifique du couvert qui permet de gérer efficacement les adventices (MacLaren et al., 2019), les agriculteurs en ACS s'orientent majoritairement dans les premières années en ACS vers des couverts temporaires plurispécifiques. Il est donc possible, que la mise en place de couverts végétaux par les agriculteurs ne réponde pas uniquement à un besoin de gérer la flore mais puisse répondre à un besoin multiservice : protection de la surface du sol (Laloy and Bielders, 2010), réduction des perte de nitrates (Constantin et al., 2011), amélioration de la porosité du sol (Carof et al., 2007).

1-1-2 … avant de pouvoir atteindre une maîtrise de la gestion des adventices

Ayant acquis les connaissances et la technique nécessaires à la réussite des cultures sur les parcelles, les agriculteurs estimant aussi maîtriser la flore adventice dans leur système (en moyenne au bout de 5 ans) complètent leur gestion de la flore adventice par une diversification de la rotation/succession de cultures (**chapitre 7**). Sur le réseau d'agriculteurs en Bourgogne-Franche-Comté, nos résultats ont montré que les rotations de type blé-orge-colza, bien présentes en début d'ACS, sont complétées au fur et à mesure par d'autres cultures notamment des légumineuses et/ou des cultures estivales (**chapitre 8**).

A la maîtrise de la gestion adventice, les changements de leviers de gestion effectués à l'adoption de l'ACS sont conservés (désherbage en interculture, couverts végétaux, optimisation de la densité de semis). Les agriculteurs modifient leur utilisation chimique durant le cycle de la culture en privilégiant une application en post-émergence plutôt qu'une application en pré-émergence, dont

l'efficacité peut être réduite par la présence de résidus à la surface du sol (**chapitre 7**) (Labreuche et al., 2007; Locke et al., 2002).

Bien que les agriculteurs ne modifient pas le type de couvert végétal qu'ils mettent en place durant l'interculture (couvert temporaire, couvert permanent, résidus, repousses de culture) en fonction de l'ancienneté en ACS, les résultats ont mis en évidence une meilleure couverture du sol à la sortie de l'hiver (**chapitre 8**).

Certains leviers potentiels de gestion restent néanmoins très peu mobilisés par les agriculteurs pour gérer la flore adventice, de l'adoption de l'ACS à la maîtrise de la gestion des adventices. C'est plus particulièrement le cas du choix variétal ou de l'optimisation de l'écartement des rangs (**chapitre 7**). Cette absence d'utilisation peut résulter d'un manque de résultats dans la sélection pour des variétés adaptées à l'absence de travail du sol – ou plus globalement de variétés cultivées sélectionnées pour leur compétitivité vis-à-vis de la flore adventice (Cosser et al., 1997). L'absence de flexibilité dans l'utilisation des semoirs peut être avancé pour expliquer l'absence d'optimisation de l'écartement des rangs.

1-1-3 Des modifications qui se répercutent sur la flore adventice problématique

Les modifications de pratiques effectuées avec l'adoption de l'ACS induisent des modifications plus ou moins importantes dans la composition et la structure des communautés adventices. Ces changements se traduisent par un déplacement des problèmes malherbologiques pour les agriculteurs. Les problèmes malherbologiques liés aux espèces à cycle de vie annuel diminuent, notamment pour les espèces automnales-hivernales. Au contraire les espèces à cycle de vie pluriannuel posent davantage de problèmes de gestion aux agriculteurs en ACS, comme les chardons (cirses). De nouvelles espèces apparaissent comme problématiques pour les agriculteurs avec l'adoption de l'ACS. C'est plus précisément le cas de la grande berce (*Heracleum sphondylium*) (**chapitre 9**).

1-2 *Réponses des communautés adventices*

En changeant leurs pratiques culturales, les agriculteurs modifient l'ensemble des contraintes environnementales et biologiques qui agissent sur les processus d'assemblage des communautés adventices. L'application simultanée des trois principes de l'ACS entraine une modification de l'intensité des filtres de sélection, qui suivant les valeurs de traits des espèces adventices vont soit avantager soit désavantager les espèces présentes.

Nos résultats indiquent une augmentation de la diversité spécifique et une augmentation de l'abondance (**chapitre 10**). La réduction des pressions de sélection qui agissent sur les communautés adventices peut résulter d'une diminution des perturbations mécaniques, qui en agriculture conventionnelle représentent un filtre important à l'établissement ou la persistance de certaines espèces (Armengot et al., 2016; Gaba et al., 2017, 2014). Néanmoins, les changements apportés par la suppression du travail du sol sur l'assemblage des communautés peuvent avoir été modulés par les deux autres principes de l'ACS. L'utilisation de couverts végétaux permet aux agriculteurs d'imposer une contrainte compétitive aux adventices durant la période de l'interculture et donc de réduire l'abondance des espèces (Baraibar et al., 2018; Fisk et al., 2001; MacLaren et al., 2019) et la richesse spécifique des communautés adventices lorsque la biomasse du couvert végétal est importante (Smith et al., 2015). En diversifiant leur rotation/succession de cultures, les agriculteurs augmentent le délai de retour des conditions de développement favorables aux adventices (Cardina et al., 2002), ce qui entraine une réduction de l'abondance des adventices (Mahaut et al., 2019; Satorre et al., 2020) ; réduction amplifiée par la position des semences à la surface du sol en l'absence de travail du sol (Weisberger et al., 2019). De même, le changement de pratiques de gestion associé à l'adoption de l'ACS, comme l'utilisation plus importante d'herbicides à large spectre, peut avoir atténué les changements apportés par la réduction du travail du sol sur l'assemblage des communautés adventices (Derksen et al., 1995).

Appliquée de manière continue, l'ACS entraine une convergence taxonomique et fonctionnelle des communautés adventices (**chapitre 10**). Cette convergence peut résulter d'une réduction des pratiques culturales applicables en ACS (perte des pratiques liées au travail du sol), mais également de la diminution des apports de semences provenant du stock semencier profond. La flore adventice qui s'exprime en ACS se limite principalement aux semences présentes dans les horizons de surface (Baskin and Baskin, 1985) résultant majoritairement de la pluie de semences de l'année précédente ou d'une colonisation potentielles d'espèces présentes dans l'environnement proche. Néanmoins, l'ACS favorisant la mésofaune il n'est pas exclu que certaines semences enfouies puissent être ramenée à la

surface du sol, par exemple grâce à aux déplacement des vers de terre (Forey et al., 2011; Smith et al., 2005).

1-2-1 Une réponse des communautés adventices modulée par la durée d'application de l'agriculture de conservation

La convergence taxonomique et fonctionnelle induite par l'ACS est observable à long terme, plus précisément dans les parcelles de plus de 10 ans en ACS (**chapitre 10**). Par exemple, on a observé sur les parcelles de blé tendre (**chapitre 11**):

- Une augmentation de la proportion d'espèces adventices pluriannuelles (phanérophytes, géophytes), capables en l'absence de perturbation du sol d'investir davantage d'énergie dans le maintien de leur système racinaire (Fried et al., 2012; Trichard et al., 2013). Les espèces à cycle de vie annuel représentent néanmoins une proportion importante sur les parcelles en ACS (71,2 % sur toutes les parcelles), signe qu'il demeure en ACS une fréquence et un niveau de perturbation suffisant pour ces espèces, contrairement à ce qui a pu être observé dans l'installation des bandes enherbées par exemple (Cordeau et al., 2012).

- Une augmentation de la proportion d'espèces avec une période de germination ou de floraison estivale, capables de se développer durant l'interculture. Cette observation n'a pas été clairement montrée dans la bibliographie.

- Une tendance à l'augmentation de la densité de graminées adventices (Murphy et al., 2006; Trichard et al., 2013).

- Une sélection vers des espèces à grosses graines, et donc capables d'être davantage compétitives à la germination (Zhang et al., 2018), plus difficiles à transporter par l'eau, le vent mais aussi plus difficiles à prédater par les carabes.

- Le développement de certaines espèces avec une exigence moins importante à la lumière, qui pourrait résulter de la fermeture du milieu, par le couvert ou par les résidus présents à la surface du sol.

Nos résultats ne montrent pas d'augmentation de la proportion d'espèces avec un mécanisme de dispersion des semences permettant une dispersion sur des longues distances (anémochorie, zoochorie) comme il avait été prédit dans le **chapitre 3**. Ces espèces possèdent la capacité de coloniser rapidement un milieu (Benvenuti, 2007b) et sont généralement les premières espèces colonisatrices (Zanin et al., 1997). Les espèces anémochores étant également capables de coloniser des systèmes

agricoles avec un travail du sol réduit (Swanton et al., 1993), il est possible que la réduction progressive du travail du sol effectuée par les agriculteurs pour adopter l'ACS (**chapitre 6**) puisse avoir masqué les changements dans les mécanismes de dispersion des semences. Aucun changement dans les mécanismes internes des plantes associés à l'acquisition et à la conservation des ressources (surface foliaire spécifique et teneur en matière sèche des feuilles) n'a été mis en évidence alors que ce résultat a pu être observé dans les culture pérennes (Kazakou et al., 2016). De même, l'ACS ne favorise pas les espèces ayant des graines à forte longévité dans le stock semencier (**chapitre 11**).

Sur les parcelles de plus de 10 ans en ACS, ces changements fonctionnels se traduisent par une probabilité plus importante d'observer, dans les parcelles, des espèces arbustives ou arborescentes telles que (*Cornus sp*., *Euonymus europaeus*, *Hedera helix*, *Rubus sp*., *Juglans sp*.), des espèces plus communément retrouvées dans les prairies, les friches ou les bords de champs (*Arctium lappa*, *Erigeron annuus*, *Erigeron canadensis*, *Heracleum sphondylium*, *Plantago lanceolata*, *Rumex crispus*, *Rumex obtusifolius*) et des graminées estivales qui sont présentes en quantité importante sur les parcelles comme *Digitaria sanguinalis*, *Echinochloa crus-galli* et *Setaria pumila* (**chapitre 13**). Si l'application de l'ACS permet à certaines espèces de venir s'ajouter aux espèces initialement présentes, nos résultats ont montré que la tendance est inverse pour certaines espèces qui supportent mal les nouvelles contraintes abiotiques et biotiques présentes en ACS. C'est plus particulièrement le cas de *Viola arvensis*, *Euphorbia helioscopia* et *Chenopodiastrum hybridum* (**chapitre 13**).

1-2-2 Une réponse des communautés adventices modulée par la culture présente

Nos résultats ont aussi mis en évidence, que comme en agriculture conventionnelle (Fried et al., 2008; Gunton et al., 2011), la culture en place est un facteur influent sur la structure/composition taxonomique et fonctionnelle des communautés adventices en ACS (**chapitre 12 et 13**).

Les communautés adventices présentes sur des parcelles de blé tendre ou de soja apparaissent relativement riches et diverses par rapport aux valeurs observées en agriculture conventionnelle (Hernandez Plaza et al., 2011; Légère et al., 2005; Teresa Mas and Verdú, 2003) ou en ACS (Trichard et al., 2013). La richesse spécifique est plus importante dans une culture de soja (29,6 espèces en moyenne par parcelle, du semis de la culture à la récolte) que dans une culture de blé tendre (23,9 espèces en moyenne, de la reprise de végétation à l'interculture). Fonctionnellement, la composition des communautés adventices dans les deux cultures est assez similaire. Elles ne diffèrent que sur certains traits. Les communautés adventices dans les cultures de soja sont composées de relativement plus d'hémicryptophytes, d'eudicotylédones et d'adventices à germination estivale que les communautés de blé tendre. A l'inverse, ce sont les thérophytes, les graminées et les adventices à

germination automnale et printanière qui sont relativement les plus représentées dans les communautés du blé tendre (**chapitre 11 et 12**).

Nos résultats montrent une différence dans la convergence taxonomique et fonctionnelle observée avec la durée d'application en ACS des communautés adventices du soja et du blé tendre (**chapitre 12 et 13**). Pour le soja, une divergence taxonomique et fonctionnelle des communautés apparaît dans les premières années en ACS (de 5 à 10 ans en ACS). Elle est suivie d'une convergence après 10 ans en ACS. Etant donné que le soja est une culture qui est ajoutée dans la rotation post-adoption de l'ACS (**chapitre 8**), la divergence des communautés adventices observée dans les premières années d'implantation du soja (de 5 à 10 ans en ACS) entre les parcelles d'une même classe d'âge en ACS peut résulter soit d'un pool initial différent à l'implantation de la culture, soit d'une colonisation différente. Toutefois, après plusieurs années d'application de l'ACS, cette tendance s'estompe et la composition des communautés adventices présentes dans les parcelles de soja converge.

Bien qu'à long terme (plus de 10 ans), l'effet de l'ACS sur la structure des communautés adventices soit similaire sur les deux cultures étudiées, les changements dans la composition fonctionnelle du soja sont différents de ceux observés sur un blé tendre. Les communautés adventices du soja dans les parcelles plus âgées en ACS (> 10 ans) se distinguent des communautés observées sur des parcelles plus récentes (6-10 ans) uniquement par la proportion de graminées. Les adventices graminées sont moins présentes dans les parcelles de soja de plus de 10 ans en ACS, ce qui peut s'expliquer par la sélectivité de la gestion chimique des molécules herbicides utilisées dans la culture. Ces changements fonctionnels se traduisent par une probabilité plus importante d'observer certaines espèces, notamment *Lipandra polysperma*, *Plantago major*, *Potentilla reptans*, *Senecio vulgaris* et *Urtica dioica*.

2 - Conclusion générale et perspectives

L'agriculture de conservation, au travers de l'application de ses trois principes propose une autre voie à l'agriculture dite « conventionnelle », au même titre que l'agriculture biologique. La gestion des adventices, décrit comme l'un des principaux freins à son adoption, s'avère possible malgré l'abandon du travail du sol. Pour les agriculteurs ayant adopter l'ACS, les stratégies de gestion des adventices, basées sur quelques pratiques bien maitrisées dans les premières années de l'ACS, s'enrichissent après plusieurs années en intégrant un plus grand panel de leviers offerts par l'utilisation des trois principes.

2-1 *L'agriculture de conservation : un atout identifié pour la biodiversité des agroécosystèmes…*

La mise en place de l'ACS semble profiter à l'augmentation de la biodiversité de l'ensemble des communautés dont celle des adventices. Dans un contexte où la diversité végétale agricole a diminué de manière drastique depuis les années 1960 (Fried et al., 2009a; Sutcliffe and Kay, 2000), l'ACS peut constituer une option prometteuse pour freiner cette tendance, au même titre que l'agriculture biologique (Campiglia et al., 2018; Jonason et al., 2011). Nous avons effectivement montré dans ce travail que les communautés adventices présentes sur les parcelles agricoles en ACS sont riches et diversifiées et que le nombre d'espèces présentes augmente progressivement avec la durée d'application de l'ACS (**chapitres 10 et 12**).

L'établissement de nouvelles espèces adventices se fait majoritairement dans les parcelles en ACS depuis plus de 10 ans mais ne semble pas se traduire pour les agriculteurs par une augmentation des problèmes de gestion, hormis pour quelques espèces vivaces comme la grand berce (*Heracleum sphondylium*) (**chapitre 13**). Ces espèces adventices sont pour la plupart présentes avec une abondance faible pendant la période de culture mais peuvent être plus abondantes au cours de l'interculture. Si elles sont convenablement gérées, leur établissement sur les parcelles ne semble donc pas remettre en cause la durabilité de l'ACS.

2-2 *… mais avec un recours aux herbicides de synthèses plus élevé*

Dans ce document de thèse, nous avons aussi montré que l'abandon du travail du sol entraine une utilisation plus l'importance de l'utilisation d'herbicides de synthèse pour gérer la flore adventice, et plus précisément durant l'interculture (**chapitre 7**). Bien que l'utilisation des herbicides de synthèse durant le cycle de la culture et durant l'interculture soit variable d'une parcelle à l'autre, son application sur les parcelles reste constante avec la durée en ACS (**chapitre 8**). Dans un contexte global d'une diminution progressive de l'utilisation des produits de synthèse et du retrait progressif de

nombreuses molécules (Chauvel et al., 2012), on peut donc se demander si, dans un avenir proche, la capacité de gestion de la flore adventice ne sera pas remise en cause. On peut s'interroger sur la capacité des agriculteurs de continuer à assurer une gestion durable des adventices avec moins de molécules herbicides à leur disposition (nombre de modes d'action réduit) et tout en maintenant un niveau de productivité et de rentabilité économique satisfaisant. Dans quelle mesure, l'utilisation des leviers offerts par les seuls principes de l'ACS vont pouvoir compenser la diminution des herbicides de synthèse ?

2-3 *Des impasses pour l'agriculture de conservation identifiées à court terme*

La question se pose de manière plus immédiate quant à la dépendance de l'ACS aux herbicides non sélectifs utilisables en interculture et notamment au glyphosate. Depuis le retrait en France de l'utilisation du paraquat, de l'aminotriazole et du glufosinate respectivement en 2007, 2016 et 2018, le glyphosate constitue l'une des dernières molécules non sélectives autorisées avec une efficacité importante. Le glyphosate est utilisé par les agriculteurs en ACS tous les ans ou tous les trois ans (**chapitre 6**), majoritairement dans une optique de préparer le semis d'une culture. Appliqué seul ou en association (avec du dicamba ou du 2,4-D), le glyphosate est utilisé à faible dose (IFT moyen équivalent à 0,20 avant l'implantation d'un blé tendre). Son application peut, dans certaines situations, constituer l'unique désherbage chimique réalisé sur la saison culturale d'un blé tendre (**chapitre 8**). Pourtant son autorisation en France et en Europe à court terme reste incertaine et sa possible interdiction pourrait remettre en cause la durabilité de l'ACS (Reboud et al., 2017). Les dernières propositions de l'Anses consistent à interdire l'utilisation du glyphosate pour les situations où il peut être substitué par une solution non chimique comme le labour (https://www.anses.fr/fr/content/glyphosate-l%E2%80%99anses-publie-les-r%C3%A9sultats-de-son-%C3%A9valuation-comparative-avec-les-alternatives). Dans les cas sans alternative, les réductions de doses de glyphosate imposées, semblent néanmoins permettre la continuation des systèmes en ACS (gestion des graminées).

2-4 *Quelles alternatives envisageables pour contrôler la flore adventice en ACS durant l'interculture si l'utilisation du glyphosate n'est plus autorisée ?*

A ce jour, plusieurs solutions de remplacement sont à l'étude ou potentiellement envisageables par les agriculteurs pour remplacer le glyphosate :

- **La substitution par une autre molécule herbicide de synthèse** : Plusieurs molécules autorisées durant l'interculture peuvent en effet venir potentiellement se substituer à l'utilisation de glyphosate. C'est par exemple le cas du dicamba et du 2,4-D qui peuvent permettre une

gestion des eudicotylédones (Chauvel et al., 2018). Cependant, leur utilisation n'est pas sans danger pour l'environnement et pour l'agriculteur. Dans un contexte de réduction de l'utilisation des herbicides de synthèse, cette solution est envisageable pour les agriculteurs, voire seulement de manière partielle, mais reste peu durable.

- **La substitution par des molécules bio-herbicides** : Les bio-herbicides reposent sur l'utilisation de molécules déjà présentes dans l'environnement. On s'attend donc à ce que leur utilisation soit moins impactante pour l'environnement. Malgré la promesse affichée par de nombreux bio-herbicides, peu d'entre eux ont obtenu un succès commercial à long terme, en partie en raison de leur faible efficacité sur le terrain (Cordeau et al., 2016). Les solutions actuelles pour remplacer le glyphosate sont l'acide acétique et l'acide pélargonique. Ces substances nécessitent toutefois d'être utilisées en forte doses (dose homologuée d'utilisation de 16L/ha pour le produit Beloukha® composé d'acide pélargonique) et donc un coût important d'utilisation. Contrairement au glyphosate qui est un herbicide systémique, le mode d'action de ces molécules ne cible que la surface foliaire des plantes et le système racinaire des plantes n'est pas affecté par l'application de ces produits. A la dose recommandée, ces herbicides s'avèrent efficaces pour gérer les levées d'adventices eudicotylédones et graminées, bien que la gaine des graminées puisse diminuer leur efficacité (Boydston, 2010). Parmi les futures molécules potentiellement intéressantes, l'anti-métabolite 7-désoxy-sédoheptulose (7dSh), issue d'une cyanobactérie *Synechococcus elongatus* découverte récemment (Brilisauer et al., 2019) cible la même voie métabolique que celle ciblée par le glyphosate, la voie du shikimate, en affectant une enzyme particulière, la 3-déshydroquinate synthase. Bien que l'efficacité de cette molécule sur *Arabidopsis thaliana* n'ait été démontrée qu'en conditions contrôlées, il est envisageable que les firmes développent des produits à base d'actifs comme celui-ci afin de proposer des nouvelles solutions de désherbage moins controversées.

- **Le désherbage électrique :** Si le débat sur la potentielle sortie du glyphosate a mise en avant le fait que le désherbage électrique (électrocution) pouvait potentiellement remplacer le glyphosate, la pratique n'est pas récente (Dipose et al., 1984) mais reste peu utilisée. Le désherbage électrique nécessite une puissance et un coût d'utilisation élevé et son efficacité reste dépendante de la force électrique, des conditions d'application et de développement des adventices (Bajwa et al., 2015). De plus, la présence de résidus en quantité importante à la surface du sol en ACS s'avère représenter un inconvénient pour l'utilisation du désherbage électrique (Bauer et al., 2020).

- **L'optimisation des couverts végétaux** : Remplacer le glyphosate par un couvert végétal bien développé est une option envisageable pour les agriculteurs. Cette option, qui génère de la diversité du fait des espèces implantées, est, de plus, beaucoup mise en valeur dans le contexte actuel d'agroécologie du fait des régulations potentiellement induites : compétition et allélopathie. Cependant, dans les conditions climatiques françaises et surtout au travers de sècheresses importantes, les agriculteurs peinent à obtenir une biomasse d'au moins six tonnes de matière sèche par hectare qui pourrait s'avérer efficace pour contrôler la flore adventice (Halde et al., 2017). Dans les systèmes agricoles en ACS en France, la production d'un couvert ne dépasse que très occasionnellement les trois tonnes de matière sèche par hectare. Les agriculteurs peuvent cependant mobiliser une destruction mécanique des couverts végétaux plutôt qu'une destruction chimique. Il existe en effet certains types de rouleaux destructeurs qui s'avèrent efficaces pour détruire des espèces de couverts (par exemple le seigle)(Creamer et al., 1995). Malgré les améliorations techniques apportées, leur efficacité reste cependant fortement dépendante des espèces présentes dans le couvert et du développement du couvert.

- **La réintroduction de troupeaux dans les systèmes agricoles :** Le pâturage durant l'interculture peut constituer une solution efficace pour gérer les repousses de cultures, un couvert ou bien les adventices (Lehnhoff et al., 2017). La présence d'un troupeau sur une exploitation peut également permettre une flexibilité plus importante de gestion de la flore adventice pour les agriculteurs. Si suite à une mauvaise implantation ou à une mauvaise gestion de la flore adventice, une situation de débordement de flore adventice est constatée dans une parcelle, l'agriculteur peut décider de laisser la flore s'exprimer avant d'exporter la céréale et les adventices immatures hors de la parcelle, réduisant ainsi le stock semencier et évitant une pluie de semences. La présence d'un troupeau nécessite cependant des infrastructures adaptées, du temps de travail et la volonté d'entretenir un troupeau. Des ententes possibles entre céréaliers et éleveurs pourraient favoriser ces pratiques.

Bien que plusieurs solutions soient en phase de test ou envisageables pour remplacer le glyphosate, aucune ne semble permettre une gestion de la flore adventice similaire avec une efficacité, un coût ou un effort technique comparable. A ce jour, la solution la plus rentable et efficace pour remplacer l'utilisation du glyphosate en ACS reste le retour au travail du sol (Antier et al., 2020; Reboud et al., 2017), ce qui est fortement en contradiction avec l'objectif de l'ACS qui est de ne plus travailler

le sol. Cette situation de blocage explique les décisions récentes de l'Anses citées plus haut dans le texte.

2-5 *Vers une « agriculture de conservation » plus flexible quant à la réduction du travail du sol ?*

Si l'interdiction totale du glyphosate devenait effective, il est donc possible que l'ACS, basée sur une absence totale de travail du sol, puisse à l'avenir ne plus être possible. Dans ce document de thèse, nous nous sommes focalisés sur l'ACS au sens strict de sa définition (Reicosky, 2015). Nous avons donc uniquement pris en considération les agriculteurs qui n'avaient pas retravaillé leur sol. Nous avons évité toute interférence liée au travail du sol sur les résultats mais nous nous sommes peut-être focalisés sur une part minoritaire des agriculteurs en ACS telle qu'elle peut être potentiellement pratiquée en France.

On peut donc se demander si un travail du sol superficiel, ou profond (labour), mais appliqué de manière occasionnelle et raisonnée, ne constituerait une solution d'avenir pour l'ACS ? Est-ce que ce type de système agricole, basé sur une utilisation occasionnelle et intégrée du travail du sol ne permettrait pas une réduction de la dépendance de l'ACS à l'utilisation d'herbicides de synthèse sans pour autant remettre complètement en cause les bénéfices d'une perturbation plus faible du milieu ? A quelle fréquence d'utilisation un labour occasionnel faciliterait la gestion des adventices pour les agriculteurs ? Comment les communautés adventices répondraient à cette application occasionnelle d'un labour et à leur fréquence d'utilisation ?

Ce type de système agricole, basé sur une utilisation d'herbicides de synthèse et d'une perturbation ponctuelle du sol, est déjà présent aux Etats Unis, au Canada et en Australie et prend plusieurs appellations comme « occasional tillage », « one-time tillage », « strategic tillage ». Une revue récente de la littérature (Blanco-Canqui and Wortmann, 2020) montre qu'il n'existe que très peu d'informations sur les bénéfices/inconvénients apportés par l'application occasionnelle d'un travail du sol dans un système en semis direct. Les études existantes sur le sujet se concentrent davantage sur l'effet de ce travail occasionnel sur les propriétés du sol (Pierce et al., 1994) et sur les communautés microbiennes ou bactériennes (Liu et al., 2016; Wortmann et al., 2008) plutôt que sur la flore adventice. Les quelques résultats obtenus sur la flore adventice se focalisent majoritairement sur la gestion des résistance aux herbicides (Renton and Flower, 2015) ou sur la gestion d'une seule espèce (Kettler et al., 2000).

2-6 *Et après ? Vers une agriculture de conservation en agriculture biologique ?*

Abandonner les produits de synthèse et concilier l'ACS et l'agriculture biologique peut représenter l'avenir des systèmes agricoles français, dans un contexte où l'utilisation de produits de synthèse pourrait être totalement interdite et où la fertilité biologique des sols est devenue une préoccupation majeure. Depuis le début des années 2000, c'est une réflexion qui touche les chercheurs et de nombreux agriculteurs qui cherchent soit à réduire l'intensité de leur travail du sol soit à limiter l'utilisation des produits de synthèse (Lefèvre et al., 2012). A ce jour, l'application combinée de ces deux formes d'agriculture est possible en Europe mais seulement avec une approche plus souple du travail du sol (Peigné et al., 2016; Vincent-Caboud et al., 2017). A l'inverse du système agricole basé sur une utilisation occasionnelle du travail du sol, en agriculture biologique, c'est la pratique d'implantation du semis direct qui est positionnée à un moment approprié de la rotation. L'utilisation du semis direct en agriculture biologique reste cependant peu pratiqué par les agriculteurs, notamment en raison de deux freins majeurs que sont la gestion des adventices et le manque de connaissances techniques sur l'utilisation des couvert végétaux (implantation, gestion, destruction) (Vincent-Caboud et al., 2017). Si, en France, cette forme d'agriculture reste, pour le moment sous une forme expérimentale (Vincent-Caboud (2020); Plateforme expérimentale INRAE https://www6.inrae.fr/plateforme-casys/), elle pourrait devenir une option pour l'agriculture de demain. Dans ce cas, l'étude de la réponse des communautés adventices à la suppression des deux filtres qui ont le plus de poids sur l'assemblage des communautés en agriculture conventionnelle pourrait représenter un sujet d'étude intéressant.

Références

Aitchison, J., 1983. Principal component analysis of compositional data. Biometrika 70, 57–65. https://doi.org/10.2307/2335943

Aitchison, J., Greenacre, M., 2002. Biplots of compositional data. J. R. Stat. Soc. Ser. C Appl. Stat. 51, 375–392. https://doi.org/10.1111/1467-9876.00275

Alarcón, R., Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M., 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. Soil Tillage Res. 179, 54–62. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.014

Alarcón Víllora, R., Hernández Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Sánchez, A.M., 2019. Climate and tillage system drive weed communities' functional diversity in a Mediterranean cereal-legume rotation. Agric. Ecosyst. Environ. 283, 106574. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106574

Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddadj, D., Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils . A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 367–400. https://doi.org/10.1051/agro/2009018

Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. Biometrics 62, 245–253. https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance in ecology. Austral Ecol. 26, 32–46. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecol. Lett. 9, 683–693. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

Anderson, R.L., 2008. Diversity and No-Till: Keys for Pest Management in the U.S. Great Plains. Weed Sci. 56, 141–145. https://doi.org/10.1614/WS-07-007.1

Anderson, R.L., 2005. A multi-tactic approach to manage weed population dynamics in crop rotations. Agron. J. 97, 1579–1583. https://doi.org/10.2134/agronj2005.0194

Andrade, J.F., Satorre, E.H., Ermácora, C.M., Poggio, S.L., 2017. Weed communities respond to changes in the diversity of crop sequence composition and double cropping. Weed Res. 57, 148–158. https://doi.org/10.1111/wre.12251

Andreasen, C., Stryhn, H., Streibig, J.C., 1996. Decline of the Flora in Danish Arable Fields. J. Appl. Ecol. 33, 619–626. https://doi.org/10.2307/2404990

Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 1370–1374. https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342

Anses, 2020. Rapport d'évaluation comparative. Cas des produits à base de glyphosate. Examen des alternatives en grandes cultures.

Antier, C., Kudsk, P., Reboud, X., Ulber, L., Baret, P.V., Messéan, A., 2020. Glyphosate use in the European agricultural sector and a framework for its further monitoring. Sustain. 12, 1–22. https://doi.org/10.3390/su12145682

Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J.C., García-Río, L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 247–260. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: A functional perspective. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 276–285. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.021

Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J., Azooz, R.H., 1999. Components of surface soil structure under conventional and no- tillage in northwestern Canada. Soil Tillage Res. 53, 41–47. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00075-6

Arshad, M.A., Schnitzer, M., Angers, D.A., Ripmeester, J.A., 1990. Effects of till vs no-till on the quality of soil organic matter. Soil Biol. Biochem. 22, 595–599. https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90003-I

Aubineau, M., Billot, J.F., 1975. Techniques simplifiées de semis: Description et performances de quelques matériels, in: La Simplification Des Techniques de Travail Du Sol. CNRA Versailles, pp. 9–56.

Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 232, 150–164. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008

Baessler, C., Klotz, S., 2006. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. Agric. Ecosyst. Environ. 115, 43–50. https://doi.org/doi:10.1016/j.agee.2005.12.007

Baeumer, K., 1970. First experiences with direct drilling in Germany. Netherlands J. Agric. Sci. 18, 283–292.

Baeumer, K., Bakermans, W.A.P., 1974. Zero tillage. Adv. Agron. 25, 77–123. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60779-8

Bajwa, A.A., Mahajan, G., Chauhan, B.S., 2015. Nonconventional Weed Management Strategies for Modern Agriculture. Weed Sci. 63, 723–747. https://doi.org/10.1614/ws-d-15-00064.1

Baker, C.J., Saxton, K.E., Ritchie, W.R., Chamen, C.T., Reicosky, D.C., Ribeiro, F., Justice, S.E., Hobbs, P.R., 2002. No-tillage seeding: Science and practice, Second edi. ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Oxford.

Ball, B.C., Cheshire, M.V., Robertson, E.A.G., Hunter, E.A., 1996. Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment. Soil Tillage Res. 39, 143–160. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01067-7

Ball, M.G., Caldwell, B.A., Ditommaso, A., Drinkwater, L.E., Mohler, C.L., Smith, R.G., Ryan, M.R., 2019. Weed community structure and soybean yields in a long-term organic cropping systems experiment. Weed Sci. 67, 673–681. https://doi.org/10.1017/wsc.2019.44

Balota, E.L., Filho, A.C., Andrade, D.S., Dick, R.P., 2004. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. Soil Tillage Res. 77, 137–145. https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.003

Baraibar, B., Hunter, M.C., Schipanski, M.E., Hamilton, A., Mortensen, D.A., 2018. Weed Suppression in Cover Crop Monocultures and Mixtures. Weed Sci. 66, 121–133. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.59

Bàrberi, P., Lo Cascio, B., 2001. Long-term tillage and crop rotation effects on weed seedbank size and composition. Weed Res. 41, 325–340. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2001.00241.x

Barberi, P., Mazzoncini, M., 2001. Changes in weed community composition as influenced by cover crop and management system in continuous corn. WeedScience 49, 491–499. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0491:CIWCCA]2.0.CO;2

Bardet, O., Fédoroff, É., Causse, G., Moret, J., 2008. Atlas de la flore sauvage de Bourgogne, Biotope, M. ed. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

Barralis, G., 1976. Méthode d'étude des groupements adventices des cultures annuelles : Application à la Côte-d'Or, in: Vème Colloque International Sur l'Ecologie et La Biologie Des Mauvaises Herbes. Dijon, France, pp. 59–68.

Barzman, M., Dachbrodt-Saaydeh, S., 2011. Comparative analysis of pesticide action plans in five European countries. Pest Manag. Sci. 67, 1481–1485. https://doi.org/10.1002/ps.2283

BASE, 2020. L'Agriculture de Conservation - Association BASE [WWW Document]. URL https://asso-base.fr/-L-Agriculture-de-Conservation-.html (accessed 6.19.20).

Baskin, J.M., Baskin, C.C., 1985. The Annual Dormancy Cycle in Buried Weed Seeds: A Continuum. Bioscience 35, 492–498. https://doi.org/10.2307/1309817

Bauer, M.V., Marx, C., Bauer, F.V., Flury, D.M., Ripken, T., Streit, B., 2020. Thermal weed control technologies for conservation agriculture—a review. Weed Res. 00, 1–10. https://doi.org/10.1111/wre.12418

Benech-Arnold, R.L., Sánchez, R.A., Forcella, F., Kruk, B.C., Ghersa, C.M., 2000. Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil. F. Crop. Res. 67, 105–122. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00087-3

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades. J. Appl. Ecol. 39, 673–687. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x

Benvenuti, S., 2007a. Natural weed seed burial: Effect of soil texture, rain and seed characteristics. Seed Sci. Res. 17, 211–219. https://doi.org/10.1017/S0960258507782752

Benvenuti, S., 2007b. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. Weed Biol. Manag. 7, 141–157. https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2007.00249.x

Bernstein, E.R., Stoltenberg, D.E., Posner, J.L., Hedtcke, J.L., 2014. Weed Community Dynamics and Suppression in Tilled and No-Tillage Transitional Organic Winter Rye–Soybean Systems. Weed Sci. 62, 125–137. https://doi.org/10.1614/ws-d-13-00090.1

Bijttebier, J., Ruysschaert, G., Hijbeek, R., Werner, M., Pronk, A.A., Zavattaro, L., Bechini, L., Grignani, C., ten Berge, H., Marchand, F., Wauters, E., 2018. Adoption of non-inversion tillage across Europe: Use of a behavioural approach in understanding decision making of farmers. Land use policy 78, 460–471. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.044

Blanco-Canqui, H., Wortmann, C.S., 2020. Does occasional tillage undo the ecosystem services gained with no-till? A review. Soil Tillage Res. 198, 104534. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104534

Bocci, G., 2015. TR8: an R package for easily retrieving plant species traits. Methods Ecol. Evol. 6, 347–350. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12327

Booth, B.D., Swanton, C. l. J., 2002. Assembly theory applied to weed communities. Weed Sci. 50, 2–13. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0002:AIATAT]2.0.CO;2

Boulaine, J., 1996. Histoire de l'agronomie en France. Lavoisier, 437 p, Paris.

Boydston, R.A., 2010. Managing Weeds in Potato Rotations Without Herbicides. Am. J. Potato Res. 87, 420–427. https://doi.org/10.1007/s12230-010-9153-4

Bretagnolle, V., Denonfoux, L., Villers, A., 2018. Are farming and birds irreconcilable? A 21-year study of bustard nesting ecology in intensive agroecosystems. Biol. Conserv. 228, 27–35. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.031

Brilisauer, K., Rapp, J., Rath, P., Schöllhorn, A., Bleul, L., Weiß, E., Stahl, M., Grond, S., Forchhammer, K., 2019. Cyanobacterial antimetabolite 7-deoxy-sedoheptulose blocks the shikimate pathway to inhibit the growth of prototrophic organisms. Nat. Commun. 10, 1–11. https://doi.org/10.1038/s41467-019-08476-8

Buchanan, A.L., Kolb, L.N., Hooks, C.R.R., 2016. Can winter cover crops influence weed density and diversity in a reduced tillage vegetable system ? Crop Prot. 90, 9–16. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.006

Buhler, D., Mester, T., Kohler, K., 1996. The effect of maize residues and tillage on emergence of Setaria faberi, Abutilon theophrasti, Amaranthus retroflexus and Chenopodium album. Weed Res. 36, 153–165. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1996.tb01811.x

Campiglia, E., Radicetti, E., Mancinelli, R., 2018. Floristic composition and species diversity of weed community after 10 years of different cropping systems and soil tillage in a Mediterranean environment. Weed Res. 58, 273–283. https://doi.org/10.1111/wre.12301

Cardina, J., Herms, C., Doohan, D., 2002. Crop rotation and tillage system effects on weed seedbanks. Weed Sci. 50, 448–460.

Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, C., 2015. BAT – Biodiversity Assessment Tools , an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon , phylogenetic and functional diversity. Methods Ecol. Evol. 6, 232–236. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310

Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C., Fortelius, M., Borges, P.A.V., Podani, J., Schmera, D., 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. J. Biogeogr. 41, 749–761. https://doi.org/10.1111/jbi.12239

Carof, M., De Tourdonnet, S., Coquet, Y., Hallaire, V., Roger-Estrade, J., 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. Soil Use Manag. 23, 230–237. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00085.x

Carter, M.R., Ivany, J.A., 2006. Weed seed bank composition under three long-term tillage regimes on a fine sandy loam in Atlantic Canada. Soil Tillage Res. 90, 29–38. https://doi.org/10.1007/s00125-005-0071-9

Chancellor, R.J., 1985. Changes in the weed flora of an arable field cultivated for 20 years. J. Appl. Ecol. 22, 491–501. https://doi.org/10.2307/2403180

Chauhan, B.S., Singh, R.G., Mahajan, G., 2012. Ecology and management of weeds under conservation agriculture: A review. Crop Prot. 38, 57–65. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.03.010

Chauvel, B., Derrouch, D., Munier-jolain, N., Cordeau, S., 2018. Gestion de la flore adventice en semis direct sous couvert, in: Chauvel, C., Darmency, H., Munier-Jolain, N., Rodriguez, A. (coord. . (Eds.), Gestion Durable de La Flore Adventice Des Cultures. Versailles, pp. 207–220.

Chauvel, B., Guillemin, J.-P., Gasquez, J., Gauvrit, C., 2012. History of chemical weeding from 1944 to 2011 in France: Changes and evolution of herbicide molecules. Crop Prot. 42, 320–326. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.07.011

Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1479–1486. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x

Christian, D.G., Ball, B.C., 1994. Reduced cultivations and direct drilling for Cereals in Great Britain, in: Lewis Publisher (Ed.), Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems. Boca Raton, Florida, USA, pp. 117–140.

Cirujeda, A., Aibar, J., Zaragoza, C., 2011. Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. Agron. Sustain. Dev. 31, 675–688. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0030-4

Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. Agric. Ecosyst. Environ. 147, 36–46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006

Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J.-P., Duyme, F., Mary, B., 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. Plant Soil 341, 137–154. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9

Cordeau, S., Guillemin, J.P., Reibel, C., Chauvel, B., 2015. Weed species differ in their ability to emerge in no-till systems that include cover crops. Ann. Appl. Biol. 166, 444–455. https://doi.org/10.1111/aab.12195

Cordeau, S., Petit, S., Reboud, X., Chauvel, B., 2012. Sown grass strips harbour high weed diversity but decrease weed richness in adjacent crops. Weed Res. 52, 88–97. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00892.x

Cordeau, S., Triolet, M., Wayman, S., Steinberg, C., Guillemin, J.-P., 2016. Bioherbicides: Dead in the water? A review of the existing products for integrated weed management. Crop Prot. 87, 44–49. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.04.016

Cordeau, S., Wayman, S., Reibel, C., Strbik, F., Chauvel, B., Guillemin, J.-P., 2018. Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. Weed Biol. Manag. 18, 12–25. https://doi.org/10.1111/wbm.12136

Cosser, N.D., Gooding, M.J., Thompson, A.J., Froud-Williams, R.J., 1997. Competitive ability and tolerance of organically grown wheat cultivars to natural weed infestations. Ann. Appl. Biol. 130, 523–535. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1997.tb07679.x

Couëdel, A., Alletto, L., Tribouillois, H., Justes, E., 2018. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. Agric. Ecosyst. Environ. 254, 50–59. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.017

Craheix, D., Angevin, F., Doré, T., de Tourdonnet, S., 2016. Using a multicriteria assessment model to evaluate the sustainability of conservation agriculture at the cropping system level in France. Eur. J. Agron. 76, 75–86. https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.02.002

Creamer, N.G., Plassman, B., Bennett, M.A., Wood, R.K., Stinner, B.R., Cardina, J., 1995. A method for mechanically killing cover crops to optimize weed suppression. Am. J. Altern. Agric. 10, 157–162. https://doi.org/10.1017/S0889189300006408

Damour, G., Navas, M.L., Garnier, E., 2018. A revised trait-based framework for agroecosystems including decision rules. J. Appl. Ecol. 55, 12–24. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12986

Davis, A.S., 2010. Cover-Crop Roller–Crimper Contributes to Weed Management in No-Till Soybean. Weed Sci. 58, 300–309. https://doi.org/10.1614/WS-D-09-00040.1

De Cáceres, M., Legendre, P., Wiser, S.K., Brotons, L., 2012. Using species combinations in indicator value analyses. Methods Ecol. Evol. 3, 973–982. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x

de la Fuente, E.B., Suárez, S.A., Ghersa, C.M., 2006. Soybean weed community composition and richness between 1995 and 2003 in the Rolling Pampas (Argentina). Agric. Ecosyst. Environ. 115, 229–236. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.009

de La Fuente, E.B., Suárez, S.A., Ghersa, C.M., León, R.J.C., 1999. Soybean weed communities: Relationships with cultural history and crop yield. Agron. J. 91, 234–241. https://doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100020010x

Debaeke, P., Orlando, D., 1991. Simplification du travail du sol et evolution de la flore adventice: consequences pour le desherbage à l'échelle de la rotation, in: Lessaffre, B., Thevenet, G. (Eds.), Simplification Du Travail Du Sol. INRA, Paris, pp. 35–62.

Derksen, D.A., Thomas, A.G., Lafond, G.P., Loeppky, H.A., Swanton, C.J., 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. Weed Res. 35, 311–320. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1995.tb01794.x

Derksen, D.A., Thomas, A.G., Lafond, G.P., Loeppky, H.A., Swanton, C.J., 1994. Impact of agronomic practices on weed communities: Fallow within tillage systems. Weed Sci. 42, 184–194. https://doi.org/10.1017/s0043174500080255

Derpsch, R., 1998. Historical review. Historical review of no-tillage cultivation of crops (citation fausse) [WWW Document]. No-Tillage, Sustain. Agric. New Millenn. URL http://www.rolf-derpsch.com/en/no-till/historical-review/ (accessed 6.19.20).

Derpsch, R., Benites, J.., 2003. Situation of conservation agriculture in the world, in: World Congress on Conservation Agriculture. pp. 67–70.

Derrouch, D., Chauvel, B., Felten, E., Dessaint, F., 2020. Weed Management in the Transition to Conservation Agriculture: Farmers' Response. Agronomy 10, 843. https://doi.org/10.3390/agronomy10060843

Desouza, B., Wanjari, R.H., Rakesh, K.S., Kuntal, M.H., 2015. The response of weed community in soybean with conventional and conservation tillage systems on rainfed Vertisols. Arch. Agron. Soil Sci. 61, 1289–1301. https://doi.org/10.1080/03650340.2014.993389

Dipose, M.F., Benson, F.A., Willis, A.J., 1984. The effect of externally applied electrostatic fields, microwave radiation and electric currents on plants and other organisms, with special reference to weed control. Bot. Rev. 50, 171–223.

Dorado, J., López-Fando, C., 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. Weed Res. 46, 424–431. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00526.x

Dorn, B., Jossi, W., Van Der Heijden, M.G.A., 2015. Weed suppression by cover crops: Comparative on-farm experiments under integrated and organic conservation tillage. Weed Res. 55, 586–597. https://doi.org/10.1111/wre.12175

Doucet, C., Weaver, S.E., Hamill, A.S., Zhang, J., 1999. Separating the Effects of Crop Rotation from Weed Management on Weed Density and Diversity. Weed Sci. 47, 729–735. https://doi.org/10.1017/S0043174500091402

Drake, J.A., 1991. Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. Am. Nat. 137, 1–26. https://doi.org/10.1086/285143

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr. 67, 345–366. https://doi.org/10.2307/2963459

DuPont, S.T., Ferris, H., Van Horn, M., 2009. Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. Appl. Soil Ecol. 41, 157–167. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.10.004

Ellis, K.E., Barbercheck, M.E., 2015. Management of overwintering cover crops influences floral resources and visitation by native bees. Environ. Entomol. 44, 999–1010. https://doi.org/10.1093/ee/nvv086

Evans, D.M., 1972. Field performance of glyphosate derivatives in the control of Agropyron repens and other perennial weeds. Proc. 11th Br. Weed Control Conf. 1, 64–70.

Faulkner, E.H., 1943. Plowman' s folly.

Feldman, S., Alzugaray, C., Torres, P., Lewis, P., 1997. The effect of different tillage systems on the composition of the seedbank. Weed Res. 37, 71–76. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.1996.d01-1.x

Finney, D.M., White, C.M., Kaye, J.P., 2016. Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. Agron. J. 108, 39–52. https://doi.org/10.2134/agronj15.0182

Fisk, J.W., Hesterman, O.B., Shrestha, A., Kells, J.J., Harwood, R.R., Squire, J.M., Sheaffer, C.C., 2001. Weed suppression by annual legume cover crops in no- tillage corn. Agron. J. 93, 319–325. https://doi.org/10.2134/agronj2001.932319x

Forey, E., Barot, S., Decaëns, T., Langlois, E., Laossi, K.R., Margerie, P., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2011. Importance of earthworm-seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review. Acta Oecologica 37, 594–603. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.001

Fried, G., 2007. Variations spatiales et temporelles des communautés adventices des cultures annuelles en France par. Université de Bourgogne.

Fried, G., Chauvel, B., Munoz, F., Reboud, X., 2020. Which traits make weeds more successful in maize crops? Insights from a three-decade monitoring in France. Plants 9, 40. https://doi.org/10.3390/plants9010040

Fried, G., Chauvel, B., Reboud, X., 2015. Weed flora shifts and specialisation in winter oilseed rape in France. Weed Res. 55, 514–524. https://doi.org/10.1111/wre.12164

Fried, G., Chauvel, B., Reboud, X., 2009a. A functional analysis of large-scale temporal shifts from 1970 to 2000 in weed assemblages of sunflower crops in France. J. Veg. Sci. 20, 49–58. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05284.x

Fried, G., Dessaint, F., Reboud, X., 2016. Local and regional changes in taxonomic and functional diversity of arable weed communities in Burgundy (France) between the 1970s and the 2000s. Bot. Lett. 163, 359–371. https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1234410

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species' response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158, 147–155. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.005

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agric. Ecosyst. Environ. 128, 68–76. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.003

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009b. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biol. Conserv. 142, 238–243. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.029

Froud-Williams, R.J., Chancellor, R.J., Drennan, D.S.H., 1984. The effects of seed burial and soil disturbance on emergence and survival of arable weeds in relation to minimal cultivation. J. Appl. Ecol. 21, 629–641. https://doi.org/10.2307/2403434

Gaba, S., Fried, G., Kazakou, E., Chauvel, B., Navas, M.L., 2014. Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. Agron. Sustain. Dev. 34, 103–119. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0166-5

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. 57, 123–147. https://doi.org/10.1111/wre.12245

Gardarin, A., Dürr, C., Colbach, N., 2010. Effects of seed depth and soil aggregates on the emergence of weeds with contrasting seed traits. Weed Res. 50, 91–101. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00757.x

Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Daszkiewicz, P., Poncet, L., 2019. TAXREF v13, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Paris. Rapport Patrinat. https://doi.org/Rapport SPN 2014 - 42

Gawęda, D., Haliniarz, M., Bronowicka-Mielniczuk, U., Łukasz, J., 2020. Weed infestation and health of the soybean crop depending on cropping system and tillage system. Agriculture 10, 208. https://doi.org/10.3390/agriculture10060208

Gebhardt, M.R., Daniel, T.., Schweizer, E.E., Allmaras, R.., 1985. Conservation tillage. Science (80-.). 230, 625–630. https://doi.org/10.1126/science.230.4726.625

Gfeller, A., Glauser, G., Etter, C., Signarbieux, C., Wirth, J., 2018. Fagopyrum esculentum alters its root exudation after amaranthus retroflexus recognition and suppresses weed growth. Front. Plant Sci. 9, 1–13. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00050

Godinho, I., 1984. Les definitions d'adventice' et de "mauvaise herbe." Wead Res. 24, 121–125. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1984.tb00579.x

Gómez-Paccard, C., Hontoria, C., Mariscal-Sancho, I., Pérez, J., León, P., González, P., Espejo, R., 2015. Soil-water relationships in the upper soil layer in a mediterranean palexerult as affected by no-tillage under excess water conditions - influence on crop yield. Soil Tillage Res. 146, 303–312.

Goulet, F., 2008. L'innovation par retrait : reconfiguration des collectifs sociotechniques et de la nature dans le developpement des techniques culturales sans labour. Université Pierre Mendès France, Grenoble. https://doi.org/10.1787/9789264167605-1-fr

Goulet, F., Chiffoleau, Y., 2006. Réseaux d'agriculteurs autour de l'agriculture de conservation en France: Echanges de savoirs et identités. Options méditerranéennes Ser. A 69, 177–181.

Goulet, F., Hernández, V., 2011. Vers un modèle de développement et d'identités professionnelles agricoles globalisés ? Dynamique d'innovation autour du semis direct en argentine et en France. Rev. Tiers Monde 207, 115–132. https://doi.org/10.3917/rtm.207.0115

Granados corona, M., Martin Vincente, A., Fernandez Ales, R., Garcia Novo, F., 1984. Etude diachronique d'un écosystème à longue échelle. La Pinède de Marismillas (Parc National de Doñana), in: Mélanges de La Casa de Velázquez, Tome 20. pp. 393–418. https://doi.org/https://doi.org/10.3406/casa.1984.2424

Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Am. Nat. 111, 1169–1194. https://doi.org/10.1086/283244

Grime, J.P., 1973. Competition and diversity in herbaceous vegetation. Nature 244, 310:311. https://doi.org/10.1038/244311a0

Grinnell, J., 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher Author (s): Joseph Grinnell Published by : Oxford University Press Stable URL : https://www.jstor.org/stable/4072271. Auk 34, 427–433.

Gunton, R.., Petit, S., Gaba, S., 2011. Functional traits relating arable weed communities to crop characteristics. J. Veg. Sci. 22, 541–550. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01273.x

Halde, C., Gagné, S., Charles, A., Lawley, Y., 2017. Organic no-till systems in eastern canada: A review. Agriculture 7, 36. https://doi.org/10.3390/agriculture7040036

Hathway, D.E., 1986. Herbicide selectivity. Biol. Rev. 61, 435–486. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1986.tb00661.x

Helgason, B.L., Walley, F.L., Germida, J.J., 2009. Fungal and Bacterial Abundance in Long-Term No-Till and Intensive-Till Soils of the Northern Great Plains. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 120–127. https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0392

Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., Blanchart, E., 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. Agron. Sustain. Dev. 35, 169–181. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0215-8

Hernandez Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., Gonzalez-Andujar, J.L., 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agric. Ecosyst. Environ. 140, 102–105. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.016

Hernández Plaza, E., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 207, 101–108. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.031

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., Bunce, R.G.H., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 543–555. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169

Holt, J.S., 1995. Plant responses to light: a potential tool for weed management. Weed Sci. 43, 474–482. https://doi.org/10.1017/S0043174500081509

Holt, J.S., Powles, S.B., Holtum, J.A.M., 1993. Mechanisms and agronomic aspects of herbicide resistance. Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 44, 203–229. https://doi.org/10.1146/annurev.pp.44.060193.001223

House, G.J., Parmelee, R.W., 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. Soil Tillage Res. 5, 351–360. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(85)80003-9

Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J.H., Yang, X., Tao, B., Goff, B., 2018. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 268, 144–153. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002

Huet, P., 1975. Réduction du travail du sol et production agricole, Résultats obtenus dans le Bassin Parisien: Grignon 1958-75, in: La Simplification Des Techniques de Travail Du Sol. pp. 57–100.

Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks, in: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. pp. 415–427.

Hyvönen, T., Salonen, J., 2002. Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment. Plant Ecol. 154, 73–81. https://doi.org/10.1023/A:1015580722191

Jansa, J., Mozafar, A., Kuhn, G., Anken, T., Ruh, R., Sanders, I.R., Frossard, E., 2003. Soil tillage affects the community structure of mycorrhizal fungi in maize roots. Ecol. Appl. 13, 1164–1176. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)13[1164:STATCS]2.0.CO;2

Jauzein, P., 1995. Flore des champs Cultivés, Quae. ed. Paris.

Jonason, D., Andersson, G.K.S., Öckinger, E., Rundlöf, M., Smith, H.G., Bengtsson, J., 2011. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. J. Appl. Ecol. 48, 543–550. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01989.x

Julve, P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France [WWW Document]. URL http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm (accessed 3.24.20).

Kargas, G., Kerkides, P., Sotirakoglou, K., Poulovassilis, A., 2016. Temporal variability of surface soil hydraulic properties under various tillage systems. Soil Tillage Res. 158, 22–31. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.11.011

Kassam, A.H., Friedrich, T., Derpsch, R., 2018. Global spread of Conservation Agriculture. Int. J. Environ. Stud. 76, 29–51. https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927

Kazakou, E., Fried, G., Richarte, J., Gimenez, O., Violle, C., Metay, A., 2016. A plant trait-based response-and-effect framework to assess vineyard inter-row soil management. Bot. Lett. 163, 373–388. https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1232205

Kettler, T.A., Lyon, D.J., Doran, J.W., Powers, W.L., Stroup, W.W., 2000. Soil Quality Assessment after Weed-Control Tillage in a No-Till Wheat-Fallow Cropping System. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 339–346. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641339x

Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. Soil Tillage Res. 61, 61–76. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschold, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. J. Ecol. 96, 1266–1274. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x

Kruidhof, H.M., Bastiaans, L., Kropff, M.J., 2008. Ecological weed management by cover cropping: effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. Weed Res. 48, 492–502. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00665.x

Kruk, B., Insausti, P., Razul, A., Benech-Arnold, R., 2006. Light and thermal environments as modified by a wheat crop: Effects on weed seed germination. J. Appl. Ecol. 43, 227–236. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01140.x

Krupinsky, J.M., Tanaka, D.L., Merrill, S.D., Liebig, M.A., Hanson, J.D., 2006. Crop sequence effects of 10 crops in the northern Great Plains. Agric. Syst. 88, 227–254. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.011

Kulagowski, R., Riggi, L., Chailleux, A., 2016. Short-Term Effects of Conversion to Direct Seeding Mulch-Based Cropping Systems on Macro-Fauna and Weed Dynamics. J. Crop Improv. 30, 65–83. https://doi.org/10.1080/15427528.2015.1113222

Kunz, C., Sturm, D.J., Varnholt, D., Walker, F., Gerhards, R., 2016. Allelopathic effects and weed suppressive ability of cover crops. Plant, Soil Environ. 62, 60–66. https://doi.org/10.17221/612/2015-PSE

Labreuche, J., 2016. Implantation des cultures de printemps : des pratiques à adapter chaque année. Perspect. Agric. 20–24.

Labreuche, J., Laurent, F., Roger-Estrade, J., 2014. Faut-il travailler le sol?, Quae. ed. Versailles Cedex.

Labreuche, J., Le Souder, C., Castillon, P., Ouvry, J.F., Réal, B., Germon, J.C., de Tourdonnet, S., 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) en France.

Lahmar, R., 2010. Adoption of conservation agriculture in Europe. Lessons of the KASSA project. Land use policy 27, 4–10. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.001

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.

Laloy, E., Bielders, C., 2010. Effect of intercropping period management on runoff and erosion in a maize cropping system. J. Environ. Qual. 39, 1001–1008. https://doi.org/10.2134/jeq2009.0239

Landel, P., 2015. Participation et verrouillage technologique dans la transition écologique en agriculture. Le cas de l' Agriculture de Conservation en France et au Brésil. AgroParisTech.

Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. Funct. Ecol. 16, 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Lawley, Y.E., Teasdale, J.R., Weil, R.R., 2012. The mechanism for weed suppression by a forage radish cover crop. Agron. J. 104, 205–214. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0128

Lechevalier, C., 1991. L'erosion des terres agricoles en Pays de Caux. Etudes Normandes 1, 97–116. https://doi.org/10.3406/etnor.1991.1974

Lefèvre, V., Capitaine, M., Peigné, J., Roger-Estrade, J., 2012. Soil conservation practices in organic farming : overview of French farmers ' experiences and contribution to future cropping systems design, in: Proceedings of the 10th European IFSA Symposium. pp. 1–10.

Légère, A., Samson, N., 1999. Relative influence of crop rotation, tillage, and weed management on weed associations in spring barley cropping systems. Weed Sci. 47, 112–122. https://doi.org/10.1017/s0043174500090731

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2011. The Selective Memory of Weed Seedbanks after 18 Years of Conservation Tillage. Weed Sci. 59, 98–106. https://doi.org/10.1614/ws-d-10-00092.1

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2005. Diversity and assembly of weed communities: Contrasting responses across cropping systems. Weed Res. 45, 303–315. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2005.00459.x

Lehnhoff, E., Miller, Z., Miller, P., Johnson, S., Scott, T., Hatfield, P., Menalled, F.D., 2017. Organic agriculture and the quest for the holy grail in water-limited ecosystems: Managing weeds and reducing tillage intensity. Agriculture 7, 1–16. https://doi.org/10.3390/agriculture7040033

Liu, H., Carvalhais, L.C., Rincon-Florez, V., Crawford, M., Dang, Y.P., Dennis, P.G., Schenk, P., 2016. One-time strategic tillage does not cause major impacts on soil microbial properties in a no-till Calcisol. Soil Tillage Res. 158, 91–99. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.12.007

Locke, M.A., Reddy, K.N., Zablotowicz, R.M., 2002. Weed management in conservation crop production systems. Weed Biol. Manag. 2, 123–132. https://doi.org/10.1046/j.1445-6664.2002.00061.x

MacLaren, C., Swanepoel, P., Bennett, J., Wright, J., Dehnen-Schmutz, K., 2019. Cover crop biomass production is more important than diversity for weed suppression. Crop Sci. 59, 733–748. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.05.0329

Mahaut, L., Gaba, S., Fried, G., 2019. A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability. J. Appl. Ecol. 56, 1400–1409. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13389

Malet, L., 2020. État des lieux en 2017 de la conduite et du raisonnement phytosanitaires en grandes cultures [WWW Document]. Agreste Bourgogne-Franche-Comté. Etudes. URL http://draaf.hauts-de-france.agriculture.gouv.fr/Etat-des-lieux-en-2017-de-la

Mallinger, R.E., Franco, J.G., Prischmann-Voldseth, D.A., Prasifka, J.R., 2019. Annual cover crops for managed and wild bees: Optimal plant mixtures depend on pollinator enhancement goals. Agric. Ecosyst. Environ. 273, 107–116. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.006

Mamarot, J., Rodirguez, A., 2014. Mauvaises herbes des cultures.

Martin, A.R., Isaac, M.E., 2018. Functional traits in agroecology: Advancing description and prediction in agroecosystems. J. Appl. Ecol. 55, 5–11. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13039

McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. Ecology 82, 290–297. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2

Meyer, N., Bergez, J.., Constantin, J., Belleville, P., Justes, E., 2020. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. Agric. Water Manag. 231, 105998. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998

Meynard, J.-M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M., Le Bail, M., Magrini, M.-B., Savini, I., 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières, Synthèse du rapport d'étude. https://doi.org/10.1051/ocl/2013007

Miller, J.J., Larney, F.J., Lindwall, C.W., 1998. Physical properties of a Chernozemic clay loam soil under long-term conventional tillage and no-till. Can. J. Soil Sci. 79, 325–331. https://doi.org/10.4141/S98-053

Ministère de l'Ecologie du Developpement durable et de l'Energie, 2015. Repères - Sols et environnement – Chiffres clés Édition 2015.

Monteil, A.A., 2012. Histoire agricole de la France : l'agriculture, les cultivateurs et la vie rurale, Éd.18. ed. Hachette Livre-Bnf, Paris.

Morris, N.L., Miller, P.C.H., Orson, J.H., Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment - A review. Soil Tillage Res. 108, 1–15. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.03.004

Mulugeta, D., Stoltenber, D.E., Boergoom, C.M., 2001. Weed species–area relationships as influenced by tillage. Weed Sci. 49, 217–223. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0217:WSARAI]2.0.CO;2

Munoz-Romero, V., Lopez-Bellido, L., Lopez-Bellido, R.J., 2015. Effect of tillage system on soil temperature in a rainfed Mediterranean Vertisol. Int. Agrophysics 29, 467–473. https://doi.org/10.1515/intag-2015-0052

Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussoff, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reproduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. Weed Sci. 54, 69–77. https://doi.org/10.1614/WS-04-125R1.1

Nichols, V., Verhulst, N., Cox, R., Govaerts, B., 2015. Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. F. Crop. Res. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.012

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. Vegan: Community Ecology Package.

Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B., 2007. Determinants of annual fluxes of CO2 and N2O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. Soil Tillage Res. 95, 133–148. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.002

Osipitan, O.A., Dille, J.A., Assefa, Y., Radicetti, E., Ayeni, A., Knezevic, S.Z., 2019. Impact of cover crop management on level of weed suppression: A meta-analysis. Crop Sci. 59, 833–842. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0589

Osten, V.A., Walker, S.R., Storrie, A., Widderick, M., Moylan, P., Robinson, G.R., Galea, K., 2007. Survey of weed flora and management relative to cropping practices in the north-eastern grain region of Australia. Aust. J. Exp. Agric. 47, 57–70. https://doi.org/10.1071/EA05141

Palarea-Albaladejo, J., Martin-Fernandez, J., 2015. zCompositions – R package for multivariate imputation of left-censored data under a compositional approach. Chemom. Intell. Lab. Syst. 143, 85–96. https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2015.02.019.

Parlak, M., Özaslan Parlak, A., 2010. Measurement of splash erosion in different cover crops. Turkish J. F. Crop. 15, 169–173.

Parr, M., Grossman, J.M., Reberg-Horton, S.C., Brinton, C., Crozier, C., 2011. Nitrogen delivery from legume cover crops in no-till organic corn production. Agron. J. 103, 1578–1590. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0007

Peigné, J., Casagrande, M., Payet, V., David, C., Sans, F.X., Blanco-Moreno, J.M., Cooper, J., Gascoyne, K., Antichi, D., Bàrberi, P., Bigongiali, F., Surböck, A., Kranzler, A., Beeckman, A., Willekens, K., Luik, A., Matt, D., Grosse, M., Heß, J., Clerc, M., Dierauer, H., Mäder, P., 2016. How organic farmers practice conservation agriculture in Europe. Renew. Agric. Food Syst. 31, 72–85. https://doi.org/10.1017/S1742170514000477

Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Thérond, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Réchauchère, O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?

Pelosi, C., Bertrand, M., Roger-Estrade, J., 2009. Earthworm community in conventional, organic and direct seeding with living mulch cropping systems. Agron. Sustain. Dev. 29, 287–295. https://doi.org/10.1051/agro/2008069

Petit, S., Boursault, A., Bohan, D.A., 2014. Weed seed choice by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): Linking field measurements with laboratory diet assessments. Eur. J. Entomol. 111, 615–620. https://doi.org/10.14411/eje.2014.086

Petit, S., Trichard, A., Biju-Duval, L., McLaughlin, B., Bohan, D.., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. Agric. Ecosyst. Environ. 240, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014

Pierce, F.J., Fortin, M.-C., Staton, M., 1994. Periodic Plowing Effects on Soil Properties in a No-Till Farming System. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 1782–1787. https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800060029x

Pittelkow, C.M., Liang, X., Linquist, B.A., Van Groenigen, L.J., Lee, J., Lundy, M.E., Van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., Van Kessel, C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. Nature 517, 365–368. https://doi.org/10.1038/nature13809

Podani, J., Schmera, D., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. Oikos 120, 1625–1638. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x

Pyšek, P., Jarošík, V., Kropáč, Z., Chytrý, M., Wild, J., Tichý, L., 2005. Effects of abiotic factors on species richness and cover in Central European weed communities. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.018

R Development Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.

Raissac, M.D., Marnotte, P., Alphonse, S., 1998. Interactions entre plantes de couverture, mauvaises herbes et cultures : quelle est l'importance de l'allélopathie ? Agric. développement 17, 40–49.

Rauber, R.B., Demaría, M.R., Jobbágy, E.G., Arroyo, D.N., Poggio, S.L., 2018. Weed Communities in Semiarid Rainfed Croplands of Central Argentina: Comparison between Corn (Zea mays) and Soybean (Glycine max) Crops. Weed Sci. 66, 368–378. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.76

Raunkiær, C., Gilbert-Carter, H., Fausbøll, A., Tansley, A.G., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. The Clarendon Press, Oxford.

Reboud, X., Blanck, M., Aubertot, J.N., Jeuffroy, M.H., Munier-jolain, N., Thiollet-scholtus, M., 2017. Usages et alternatives au glyphosate dans l'agriculture française.

Reicosky, D.C., 2015. Conservation tillage is not conservation agriculture. J. Soil Water Conserv. 70, 103–108. https://doi.org/10.2489/jswc.70.5.103A

Renton, M., Flower, K.C., 2015. Occasional mouldboard ploughing slows evolution of resistance and reduces long-term weed populations in no-till systems. Agric. Syst. 139, 66–75. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.005

Roberts, D.W., 2019. Labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology.

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. J. Appl. Ecol. 39, 157–176. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x

Rodriguez, A., 2018. Le désherbage mécanique en grandes cultures, in: Chauvel, B., Darmency, H., Munier-Jolain, N., Rodriguez, A. (coord. . (Eds.), Gestion Durable de La Flore Adventice Des Cultures. Verailles, pp. 231–243.

Rousseeuw, P.J., Leroy, A.M., 1987. Robust regression and outlier detection. John Wiley & Sons, Inc, New York.

Royal Botanic Gardens Kew, 2020. Royal Botanic Gardens Kew Seed Information Database [WWW Document]. URL http://data.kew.org/sid/ (accessed 4.27.20).

Santín-Montanyá, M.I., Martín-Lammerding, D., Walter, I., Zambrana, E., Tenorio, J.L., 2013. Effects of tillage, crop systems and fertilization on weed abundance and diversity in 4-year dry land winter wheat. Eur. J. Agron. 48, 43–49. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.02.006

Šarauskis, E., Buragiene, S., Masilionyte, L., Romaneckas, K., Avižienyte, D., Sakalauskas, A., 2014. Energy balance, costs and CO2 analysis of tillage technologies in maize cultivation. Energy 69, 227–235. https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.02.090

Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A., 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. Soil Tillage Res. 87, 9–18. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.025

Satorre, E.H., de la Fuente, E.B., Mas, M.T., Suárez, S.A., Kruk, B.C., Guglielmini, A.C., Verdú, A.M.C., 2020. Crop rotation effects on weed communities of soybean (Glycine max L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. Crop Prot. 130, 105068. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105068

Schaller, N., 2013. L'agriculture de conservation. Cent. d'études Prospect. 61, 4.

Schappert, A., Schumacher, M., Gerhards, R., 2019. Weed Control Ability of Single Sown Cover Crops Compared to Species Mixtures. Agronomy 9, 294. https://doi.org/10.3390/agronomy9060294

Scharbau, W., 1968. Recent developments in the use of herbicides to replace cultivations in some European arable crops situations, in: 9th British Weed Control Conference 1968 Vol 3. pp. 1306–1317.

Scherner, A., Melander, B., Jensen, P.K., Kudsk, P., Avila, L.A., 2017. Reducing tillage intensity affects the cumulative emergence dynamics of annual grass weeds in winter cereals. Weed Res. 57, 314–322. https://doi.org/10.1111/wre.12263

Schipanski, M.E., Smith, R.G., Gareau, T.L.P., Jabbour, R., Lewis, D.B., Barbercheck, M.E., Mortensen, D.A., Kaye, J.P., 2014. Multivariate relationships influencing crop yields during the transition to organic management. Agric. Ecosyst. Environ. 189, 119–126. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.037

Schwen, A., Bodner, G., Scholl, P., Buchan, G.D., Loiskandl, W., 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. Soil Tillage Res. 113, 89–98. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.02.005

Scopel, E., Triomphe, B., Affholder, F., Da Silva, F.A.M.E., Corbeels, M., Xavier, J.H.V., Lahmar, R., Recous, S., Bernoux, M., Blanchart, E., De Carvalho Mendes, I., De Tourdonnet, S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. Agron. Sustain. Dev. 33, 113–130. https://doi.org/10.1007/s13593-012-0106-9

Shaver, T.M., Peterson, G.A., Ahuja, L.R., Westfall, D.G., 2013. Soil sorptivity enhancement with crop residue accumulation in semiarid dryland no-till agroecosystems. Geoderma 192, 254–258. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.014

Shrestha, A., Knezevic, S.Z., Roy, R.C., Ball-Coelho, B.R., Swanton, C.J., 2002. Effect of tillage, cover crop and crop rotation on the composition of weed flora in a sandy soil. Weed Res. 42, 76–82. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2002.00264.x

Sillon, J.F., Richard, G., Cousin, I., 2003. Tillage and traffic effects on soil hydraulic properties and evaporation. Geoderma 116, 29–46. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00092-2

Smith, R.G., 2006. Timing of tillage is an important filter on the assembly of weed communities. Weed Sci. 54, 705–712. https://doi.org/10.1614/ws-05-177r1.1

Smith, R.G., Atwood, L.W., Pollnac, F.W., Warren, N.D., 2015. Cover-Crop Species as Distinct Biotic Filters in Weed Community Assembly. Weed Sci. 63, 282–295. https://doi.org/10.1614/ws-d-14-00071.1

Smith, R.G., Gross, K.L., 2007. Assembly of weed communities along a crop diversity gradient. J. Appl. Ecol. 44, 1046–1056. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01335.x

Smith, R.G., Gross, K.L., Januchowski, S., 2005. Earthworms and weed seed distribution in annual crops. Agric. Ecosyst. Environ. 108, 363–367. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.014

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. Soil Tillage Res. 118, 66–87. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015

Storkey, J., Moss, S.R., Cussans, J.W., 2010. Using Assembly Theory to Explain Changes in a Weed Flora in Response to Agricultural Intensification. Weed Sci. 58, 39–46. https://doi.org/10.1614/ws-09-096.1

Storr, T., Simmons, R.W., Hannam, J.A., 2019. A UK survey of the use and management of cover crops. Ann. Appl. Biol. 1–11. https://doi.org/10.1111/aab.12488

Streit, B., Rieger, S.B., Stamp, P., Richner, W., 2003. Weed population in winter wheat as affected by crop sequence, intensity of tillage and time of herbicide application in a cool and humid climate. Weed Res. 43, 20–32. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00310.x

Streit, B., Rieger, S.B., Stamp, P., Richner, W., 2002. The effect of tillage intensity and time of herbicide application on weed communities and populations in maize in central Europe. Agric. Ecosyst. Environ. 92, 211–224. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00307-3

Sutcliffe, O.L., Kay, Q.O.N., 2000. Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. Biol. Conserv. 93, 1–8. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00119-6

Swanton, C., Clements, D., Derksen, D., 1993. Weed Succession under Conservation Tillage: A Hierarchical Framework for Research and Management. Weed Technol. 7, 286–297. https://doi.org/10.1017/S0890037X00027615

Swanton, C.J., Booth, B.D., Clements, D.R., Shrestha, A., 2006. Management in a modified no-tillage corn-soybean-wheat rotation influences weed population and community dynamics. Weed Sci. 54, 47–58. https://doi.org/10.1614/WS-05-013R1.1

Swanton, C.J., Mahoney, K., Chandler, K., Gulden, R.H., 2008. Integrated weed management: Knowledge-based weed management systems. Weed Sci. 56, 168–172. https://doi.org/10.1614/WS-07-126.1

Swanton, C.J., Shrestha, A., Knezevic, S.Z., Roy, R.C., Ball-Coelho, B.R., 2000. Influence of tillage type on vertical weed seedbank distribution in a sandy soil. Can. J. Plant Sci. 80, 455–457. https://doi.org/10.4141/P99-020

Swanton, C.J., Shrestha, A., Roy, R.C., Ball-Coelho, B.R., Knezevic, S.Z., 1999. Effect of Tillage Systems, N, and Cover Crop on the Composition of Weed Flora. Weed Sci. 47, 454–461. https://doi.org/10.1017/S0043174500092079

Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J., 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. Sci. Data 5, 180135. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.135

Teasdale, J.R., 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. J. Prod. Agric. 9, 475–479. https://doi.org/10.2134/jpa1996.0475

Teasdale, J.R., Beste, C.E., Potts, W.E., 1991. Response of Weeds to Tillage and Cover Crop Residue. Weed Sci. 39, 195–199. https://doi.org/doi:10.1017/S0043174500071460

Teasdale, J.R., Mohler, C.L., 1993. Light Transmittance, Soil Temperature, and Soil Moisture under Residue of Hairy Vetch and Rye. Agron. J. 85, 673–680. https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500030029x

Teresa Mas, M., Verdú, M.C.A., 2003. Tillage system effects on weed communities in a 4-year crop rotation under Mediterranean dryland conditions. Soil Tillage Res. 74, 15–24. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00079-5

Tiedau, D., Nuyken, W., Baeumer, K., 1974. Control of Agropyron repens by herbicides and crop rotation in a zero tillage system, in: 12th British Weed Control Conference 1974 Vol 1. pp. 345–351.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 671–677. https://doi.org/10.1038/nature01014

Travlos, I.S., Cheimona, N., Roussis, I., Bilalis, D.J., 2018. Weed-species abundance and diversity indices in relation to tillage systems and fertilization. Front. Environ. Sci. 6, 1–10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00011

Trichard, A., Alignier, A., Chauvel, B., Petit, S., 2013. Identification of weed community traits response to conservation agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 179, 179–186. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.012

Trichard, A., Ricci, B., Ducourtieux, C., Petit, S., 2014. The spatio-temporal distribution of weed seed predation differs between conservation agriculture and conventional tillage. Agric. Ecosyst. Environ. 188, 40–47. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.031

Tsiafouli, M.A., Thébault, E., Sgardelis, S.P., de Ruiter, P.C., van der Putten, W.H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F.T., Bardgett, R.D., Brady, M.V., Bjornlund, L., Jørgensen, H.B., Christensen, S., Hertefeldt, T.D., Hotes, S., Gera Hol, W.H., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S.R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Stary, J., Wolters, V., Hedlund, K., 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. Glob. Chang. Biol. 21, 973–985. https://doi.org/10.1111/gcb.12752

Tuzzin de Moraes, M., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J.C., da Silva, V.R., Bonini da Luz, F., 2016. Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. Soil Tillage Res. 155, 351–362. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.015

Van-den-boogaart, K.G., Tolosana, R., Bren, M., 2020. compositions: Compositional Data Analysis.

van Capelle, C., Schrader, S., Brunotte, J., 2012. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. Eur. J. Soil Biol. 50, 165–181. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.02.005

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Modern Applied Statistics with S, Fourth edition.

Vincent-Caboud, L., 2020. Semis direct sous couvert végétal sans herbicide : conception, expérimentation et évaluation conjointes d'itinéraires techniques entre praticiens et chercheurs. École doctorale 581 Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES).

Vincent-Caboud, L., Peigné, J., Casagrande, M., Silva, E.M., 2017. Overview of organic cover crop-based no-tillage technique in Europe: Farmers' practices and research challenges. Agric. https://doi.org/10.3390/agriculture7050042

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! Oikos 116, 882–892. https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x

Waligora, C., 2007. Semis à la volée ou par recouvrement. Les techniques s'affinent jusqu'au semis dans les couverts. Tech. Cult. Simpl. 4.

Wardle, D.A., 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. Adv. Ecol. Res. 26, 1056–185. https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60065-3

Watson, G.A., 1974. Motivation and response in the development of minimal tillage techniques outside tne United Kingdom, in: 12th British Weed Control Conference 1974 Vol 3. pp. 1051–1062.

Weiher, E., Keddy, P.A., 1999. Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats. Cambridge University Press, Cmabridge, UK.

Weiner, J., Andersen, S.B., Wille, W.K.M., Griepentrog, H.W., Olsen, J.M., 2010. Evolutionary Agroecology: the potential for cooperative, high density, weed-suppressing cereals. Evol. Appl. 3, 473–479. https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00144.x

Weisberger, D., Nichols, V., Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. PLoS One 14, 1–12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847

Wortmann, C.S., Quincke, J.A., Drijber, R.A., Mamo, M., Franti, T., 2008. Soil microbial community change and recovery after one-time tillage of continuous no-till. Agron. J. 100, 1681–1686. https://doi.org/10.2134/agronj2007.0317

Wuddivira, M.N., Camps-Roach, G., 2007. Effect of organic matter and calcium on soil structural stability. Eur. J. Soil Sci. 58, 722–727. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00861.x

Yenish, J.P., Worsham, D., York, A.C., 1996. Cover Crops for Herbicide Replacement in No-tillage Corn (Zea mays). Weed Technol. 10, 815–821. https://doi.org/10.1017/S0890037X00040859

Young, F.L., Thorne, M.E., 2004. Weed-species dynamics and management in no-till and reduced-till fallow cropping systems for the semi-arid agricultural region of the Pacific Northwest, USA. Crop Prot. 23, 1097–1110. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.03.018

Yvoz, S., Petit, S., Biju-Duval, L., Cordeau, S., 2020. A framework to type crop management strategies within a production situation to improve the comprehension of weed communities. Eur. J. Agron. 115, 126009. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126009

Zanin, G., Otto, S., Riello, L., Borin, M., 1997. Ecological interpretation of weed flora dynamics under different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 177–188. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00081-9

Zhang, H., Qi, W., Liu, K., 2018. Functional traits associated with plant colonizing and competitive ability influence species abundance during secondary succession: Evidence from subalpine meadows of the Qinghai–Tibetan Plateau. Ecol. Evol. 8, 6529–6536. https://doi.org/10.1002/ece3.4110

ÉCOLE DOCTORALE
Environnements - Santé
Bourgogne | Franche-Comté

Titre : Adoption de l'agriculture de conservation : adaptations agronomiques et réponses des communautés adventices

Mots clés : Gestion des adventices ; Semis direct ; Pratiques culturales ; Biodiversité ; Traits biologiques

Résumé : L'agriculture de conservation regroupe un ensemble de systèmes agricoles basés sur une application continue et simultanée de trois principes : une perturbation minimale du sol, une couverture végétale permanente de la surface du sol et une rotation diversifiée. Cette forme d'agriculture qualifiée de durable a été adoptée en France par les agriculteurs à partir des années 2000. Son adoption par les agriculteurs est freinée par un certain nombre de contraintes dont le développement et la gestion des adventices. En effet, d'un point de vue agronomique, l'adoption de l'agriculture de conservation se traduit pour les agriculteurs par une perte importante des leviers de gestion de la flore adventice liés à l'abandon du travail du sol. De même, d'un point de vue écologique, sa mise en application, en modifiant l'ensemble des processus d'assemblage qui agissent sur les communautés adventices, peut permettre l'émergence ou l'amplification de certains problèmes malherbologiques. Pour pallier au manque de connaissances existantes sur le sujet, nous nous sommes intéressés à 1) la manière dont les agriculteurs en agriculture de conservation adaptent leurs pratiques culturales et en particulier leur gestion de la flore adventice et 2) comment les communautés adventices répondent à une application continue des principes de l'agriculture de conservation. Pour répondre à nos objectifs, deux dispositifs ont été mis en place, l'un national au travers d'une enquête sur les pratiques utilisées par les agriculteurs français en agriculture de conservation et l'autre en Bourgogne-Franche-Comté sur un réseau de parcelles d'agriculteurs en agriculture de conservation avec un suivi sur deux années des pratiques et de la flore adventice. Bien que les adaptations de la gestion des adventices puissent varier d'un agriculteur à l'autre, nos résultats ont montré que les agriculteurs en agriculture de conservation compensent l'abandon du travail du sol par l'utilisation plus importante des leviers de gestion liés au désherbage chimique (notamment en interculture) et à la compétition (couverts végétaux, densité de semis). L'utilisation maitrisée des leviers de gestion des adventices permis par l'adoption des trois principes de l'agriculture de conservation et en particulier l'optimisation de la rotation, n'intervient qu'après plusieurs années (en moyenne 5 ans) pour une majorité des agriculteurs. L'adoption de l'agriculture de conservation se traduit pour les communautés adventices par une modification des contraintes environnementales et biologiques qui agissent sur les processus d'assemblage des communautés, permettant ainsi progressivement à de nouvelles espèces de s'y établir. L'application de l'agriculture de conservation tend, à long terme, à faire converger la composition taxonomique (les espèces) et fonctionnelle (les traits) des communautés adventices qui s'expriment dans les parcelles. Cette convergence est néanmoins modulée par les conditions locales : la flore observée sur une parcelle dépend de la durée d'application de l'agriculture de conservation et de la culture mise en place. Les changements de composition de la flore les plus importants apparaissent sur les parcelles de plus de dix ans en agriculture de conservation. Dans un contexte global de diminution de l'utilisation de pesticides, et au vu de l'importance des herbicides de synthèse dans la gestion des adventices, la durabilité de l'agriculture de conservation pourrait être remise en question dans un avenir proche.

Title : Transition to conservation agriculture: changes in cropping practices and responses of weed communities

Keywords: Weed management ; No-tillage ; Cropping practices; Biodiversity; Response traits

Abstract: Conservation agriculture is a farming system based on the continuous and simultaneous application of three principles: minimal soil disturbance, continuous residue cover on the soil surface and diverse crop rotations. Adoption of this form of sustainable agriculture in France since the 2000s has been hampered by a number of constraints, including the development and management of weed populations. From an agronomic point of view, the adoption of conservation agriculture and associated abandonment of tillage results in a significant loss of weed management practices for farmers. From an ecological point of view, its application can modify all the assembly processes that act on weed communities. To address the lack of existing knowledge on the subject, we were interested in 1) how farmers using conservation agriculture adapt their cropping practices and their weed management and 2) how weed communities respond to a continued application of conservation agriculture principles. To meet our objectives, two survey designs were used: a national online survey of application of conservation agriculture practices and a regional survey of a network of farm plots applying conservation agriculture in Bourgogne-Franche-Comté. Although adaptations of weed management practices may vary between farmers, the results showed that farmers using conservation agriculture compensate for the abandonment of tillage by employing different management practices related to chemical weeding (especially during the intercropping period) and plant competition (cover crop, combined/companion crops, sowing rate optimization). The mastered use of weed management practices following the principles of conservation agriculture, particularly the optimization of crop rotation, tends to be achieved only after several years (average 5 years) for a majority of farmers. For weed communities, the adoption of conservation agriculture results in a modification of the environmental and biological constraints that act on community assembly processes, thus gradually allowing new species to become established. The long-term application of conservation agriculture tends to result in the convergence of the taxonomic (species) and functional (traits) composition of the weed communities. This convergence is nevertheless modulated by local conditions: the weed flora occurring on a plot depends on the duration of the application of conservation agriculture and the identity of the crop established. The greatest taxonomic and functional shift in the weed community occurred following 10 years of conservation agriculture. In an overall context of policies aimed at decreasing pesticide use, and given the current importance of synthetic herbicides in weed management, the efficacy of conservation agriculture in controlling weeds may be questioned despite the very significant investment made by farmers in this system that aims to contribute to a sustainable agriculture.

UBFC
UNIVERSITÉ BOURGOGNE FRANCHE-COMTÉ

Université Bourgogne Franche-Comté
32, avenue de l'Observatoire
25000 Besançon