



HAL
open science

**Étude de l'impact des Techniques culturelles de
Conservation des Sols sur la qualité
agro-environnementale des sols (incluant propriétés
biologiques, physiques et chimiques) en contexte agricole
breton, et de la durabilité de tels agrosystèmes**

Cécile Richard

► **To cite this version:**

Cécile Richard. Étude de l'impact des Techniques culturelles de Conservation des Sols sur la qualité agro-environnementale des sols (incluant propriétés biologiques, physiques et chimiques) en contexte agricole breton, et de la durabilité de tels agrosystèmes. Sciences du Vivant [q-bio]. 2018. dumas-01972185

HAL Id: dumas-01972185

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01972185>

Submitted on 7 Jan 2019

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.

AGROCAMPUS
OUEST

- CFR Angers
 CFR Rennes



UNIVERSITÉ DE
RENNES 1

SoilMan
Ecosystem services of soil biota in agriculture



Année universitaire : 2017-2018

Spécialité :

Génie de l'Environnement

Spécialisation (et option éventuelle) :

Sol Eau Hydrosystèmes

Mémoire de Fin d'Études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
 de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
 d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Etude de l'impact des Techniques culturales de Conservation des Sols sur la qualité agro-environnementale des sols (incluant propriétés biologiques, physiques et chimiques) en contexte agricole breton, et de la durabilité de tels agrosystèmes.

Par : Cécile RICHARD



Soutenu à 14h15 le 20/09/2018

Devant le jury composé de :

Président : Didier Michot

Maître de stage : Guénola Pérès

Enseignant référent : Christian Walter

Autres membres du jury (Nom, Qualité)

Laure Vieublé Gonod,

Maître de Conférences AgroParisTech

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST



Remerciements

Je souhaite remercier l'ensemble de l'équipe de l'UMR SAS qui m'a accueillie durant mon stage, et les membres de « SoilMan » qui m'ont permis de participer à ce programme européen.

Je tiens à remercier mon maître de stage Guénola Pérès, dont la bonne humeur inconditionnelle et les conseils ont été un soutien pendant ces 6 mois. Merci pour la confiance qu'elle m'a accordée et son accompagnement professionnalisant. Merci aussi à Annegret Nicolaï pour sa disponibilité et son aide précieuse en statistiques et à Safya Menasseri-Aubry pour son accompagnement et son expertise.

Je remercie chaleureusement toutes les personnes qui ont participé à la campagne de terrain : Guénola, Yannick B., Kévin, Manu, Laurence, Marc, Thomas, Vincent H., Maxime, Bernard, Yannick H., Marcel, Mickaël, Monica, Maëlle, Claire, Jeanne et toute l'équipe de Paimpont : Annegret, Morgane, Mylène, Alexis, Vincent, Mathilde, Prosper.

Je souhaite remercier particulièrement David Bouillé, Louis Raviart et Valentin Garault grâce à qui le réseau de parcelles a pu être établi, et pour leur suivi tout au long de mon stage. Je remercie également tous les agriculteurs qui ont accepté de faire partie du projet et nous ont permis d'échantillonner leurs parcelles.

Ma reconnaissance va à tous ceux qui m'ont accompagnée au laboratoire et m'ont transmis de leur savoir-faire : Sarah Guillocheau, pour ses méthodes d'apprentissage de détermination de vers de terre sans égale et ses blagues ; Laurence Carteaux, pour sa disponibilité, ses heures passées au microscope ou à la macro ; Sylvain Busnot pour son aide et expertise de la stabilité structurale, Gaëlle Hamelin, pour ses allers-retours à Beaulieu ; Vincent Hallaire, Yannick Fauvel et Béatrice Trinkler. Merci à Yannick, Thomas et Pilar pour leur aide précieuse au laboratoire et à la préparation des échantillons, toujours dans la bonne humeur.

Merci aussi à tous les stagiaires de l'UMR SAS, collègues de bureau et de pause-café, Monica, Tom, Typhaine, Julien, Pierre, Marie, Margaux, Marie, Pilar,...

Enfin, merci à mes proches et ma famille pour leur délicatesse et leur présence pendant ces 6 mois et à Iris pour la Grue'loc.

Liste des abréviations

[0-10cm] : Horizon de sol de 0 à 10 cm de profondeur

[10-20cm] : Horizon de sol de 10 à 20 cm de profondeur

AB : Abondance

An.S : Anéciques stricts

BM : Biomasse microbienne

C : Taux de carbone

CT : Labour conventionnel (CT1,..., CT6 : Code des 6 parcelles en labour conventionnel)

DS : Semis direct (DS1,..., DS6 : Code des 6 parcelles en semis direct)

E. An: Epi-anéciques

END: Endogés

EPI: Epigés

GLM : « Generalized linear model » ou Modèle linéaire généralisé

HL, HR, Eth : Respectivement humectation lente, humectation rapide, désagrégation mécanique par agitation

K0.5, K2, K6 : Conductivités hydrauliques aux potentiels de succion respectivement -0,05 kPa, -0,2 kPa et -0,6 kPa

L : Classe texturale Limoneuse

LH : Longueur des hyphes mycéliens

LSa : Classe texturale Limono-sablo-argileuse

MWD : « Mean Weight Diameter » ou Diamètre Moyen Pondéral

N : Taux d'azote total

OPVT : Observatoire Participatif des Vers de Terre

PR : Pseudo-réplica

PRO : Produits Résiduaire Organiques

SOERE : Système d'Observatoires, d'Expérimentations et de Recherche en Environnement

Liste des tableaux

Tableau 1: Techniques de travail du sol selon la profondeur travaillée, l'effet sur l'horizon de sol travaillé et la surface de la parcelle travaillée (d'après Roger-Estrade et <i>al.</i> , 2014).	2
Tableau 2: Paramètres du sol étudiés par SoilMan et ceux étudiés dans le cadre de ce stage, en gras les paramètres dont les résultats sont disponibles pour ce rapport.	6
Tableau 3: Critères de sélection européens pour les parcelles échantillonnées.	7
Tableau 4: Métadonnées des parcelles CT et DS échantillonnées. (*) : <i>Travail superficiel avec fissurateur + déchaumeur</i> ; (**) <i>Travail superficiel à 12 cm avec cultivateur, déchaumeur et rouleau</i> ; (***) <i>Travail en bande à 20 cm avec Strip-Till</i>	8
Tableau 5: Intrants phytosanitaires au niveau de la parcelle: nombres de produits herbicides et fongicides apportés durant la campagne 2017-2018 et Indicateurs de Fréquence de Traitement.	9
Tableau 6: Liste exhaustive des taxons en fonction des parcelles (code couleur des codes taxons selon les classes fonctionnelles. Une croix indique la présence d'individus identifiés avec certitude (adultes ou sub-adultes).	17
Tableau 7: Classes de stabilité, battance et risque d'érosion en fonction de la taille des diamètres moyens pondérés (MWD) d'après Le Bissonais, 1996.	22
Tableau 8: Coefficients de corrélation entre la quantité de lisier apportée (unités azote) et la stabilité structurale (MWD).	26
Tableau 9: Corrélations entre biomasses microbiennes et abondance d'anéciques stricts et endogés.	27

Liste des Figures

Figure 1: Carte des Pays partenaires du programme SoilMan.	5
Figure 2: Localisation des 24 parcelles échantillonnées en Ille-et-Vilaine.	8
Figure 3: Design d'échantillonnage mis en place dans chaque parcelle CT et DS.	9
Figure 4: Photographie du dispositif Beerkan (Y. Besnard, Irodouer, 11/04/18).	11
Figure 5: Arbre de décision permettant de choisir le test de comparaison de moyennes approprié à une variable Y. <i>En bleu : test de normalité ; en violet : test d'homoscédasticité ; en rouge : test de comparaison de moyennes</i>	12
Figure 6: Distribution de la biomasse microbienne par modalité (à gauche) et par parcelles (à droite) en fonction de la profondeur. En rouge et vert: respectivement premier et troisième quartiles des valeurs en grandes cultures bretonnes (Cluzeau <i>et al.</i> , 2012).	13
Figure 7: Distribution de la longueur des hyphes mycéliens (m/g) en CT et DS selon la profondeur.	14

Figure 8: Image d'un hyphe particulièrement ramifié de la parcelle DS4 à [10-20cm], observé au microscope (gr. x200) après squelettisation sous ImageJ.	14
Figure 9: Distribution des abondances et biomasses lombriciennes par modalité (en haut) et par parcelles (en bas). En rouge: abondance minimale en grandes cultures; en vert: abondance maximale en grandes cultures (Cluzeau <i>et al.</i> , 2012).	15
Figure 10: Abondance lombricienne nette et relative (à gauche) et biomasse lombricienne nette et relative (à droite) des groupes fonctionnels en DS et CT.	16
Figure 11: Nombre de taxons en CT et DS.	17
Figure 12: Score de richesse taxonomique en CT et DS par rapport aux références nationales OPVT (Plugin LMCU).	17
Figure 13: <i>A.chlorotica</i> adulte (C. Richard, Piampont12/06/18).	18
Figure 14: Abondance relative des taxons en CT et DS (code couleur par taxon commun à EcoBio Rennes 1). Code des taxons en tableau 4.	18
Figure 15: Teneur en carbone (%MS) en CT (orange) et DS (bleu) selon la profondeur.	19
Figure 16: Azote total (%MS) en CT (orange) et DS (bleu) selon la profondeur.	20
Figure 17: Vitesse d'infiltration (mm/h) en CT et DS.	21
Figure 18: Conductivité hydraulique en CT et DS selon le potentiel de succion appliqué.	21
Figure 19: MWD selon la modalité de travail du sol et la profondeur. Classes de stabilité d'après Le Bissonnais, 1996.	23
Figure 20: Rendements de blé (q/ha) obtenus en 2018 en CT et DS.	23
Figure 21: Schéma en réseau des interactions entre paramètres biologiques (en vert), chimiques (en bleu) et physiques relatifs à la stabilité structurale (en violet).	25
Figure 22: Schéma en réseau des effets de paramètres biologiques (en vert) et chimiques (en bleu) sur les paramètres physiques relatifs au cycle de l'eau (en violet).	27
Figure 23: Radar des paramètres de qualité agro-environnementale du sol en CT et DS par rapport à la référence des valeurs attendues. La table des scores et les valeurs de références sont disponibles en annexe VII a (C = taux de carbone ; N = taux d'azote ; MWD = diamètre moyen pondéré ; HR= Humectation Rapide ; Eth = perturbation mécanique).....	32
Figure 24: Radar des indicateurs de qualité agro-environnementale du sol significativement différents en DS qu'en CT. La table des scores est disponible en annexe VII (C = taux de carbone ; N = taux d'azote ; MWD = diamètre moyen pondéré ; HR= Humectation Rapide ; Eth = perturbation mécanique)	33

Liste des annexes

Annexe I : Questionnaire européen destiné aux agriculteurs participant au réseau de parcelles Ille-et-Vilaine 2018.

Annexe II : Design d'échantillonnage de SoilMan.

Annexe III : Calculs de la longueur des hyphes mycéliens à partir des observations au microscope (L. Cardeaux, document interne).

Annexe IV : Modèles Linéaires Généralisés.

Annexe V a : Résumé des données relatives aux paramètres biologiques par modalité de travail du sol.

Annexe V b : Résumé des données relatives aux paramètres chimiques et physiques par modalité de travail du sol.

Annexe VI : Diversité spécifique lombricienne des parcelles DS et CT.

Annexe VII a : Construction du premier radar. Scores moyens des parcelles en CT et DS et valeurs de références des paramètres permettant la normalisation des données.

Annexe VII b : Construction du second radar. Scores moyens des parcelles en CT et DS et valeurs maximales des paramètres permettant la normalisation des données.

Annexe VIII : Plaquette de présentation du programme SoilMan adressée aux agriculteurs et exposée à la porte ouverte Innov'Action (CRAB) du 22/06/18.

Annexe IXX : Proposition de fiche diagnostic parcellaire de la qualité agro-environnementale du sol.

Table des matières

1. Introduction	1
1.1. Historique et définition des TCS	1
1.2. Effets de TCS sur les propriétés du sol	3
1.3. Le projet SoilMan	5
2. Matériels et méthodes	7
2.1. Mise en place du réseau de parcelles et description des sites	7
2.2. Dispositif d'échantillonnage et méthodes de prélèvement	9
2.3. Traitement des données.....	12
3. Résultats	13
3.1. Effets du système semis direct sur les propriétés biologiques	13
3.2. Effets du système semis direct sur les propriétés chimiques	19
3.2.1. Carbone	19
3.2.2. Azote.....	20
3.3. Effets du système semis direct sur les propriétés physiques	20
3.3.1. Densité apparente	20
3.3.2. Propriétés hydriques	21
3.3.3. Stabilité structurale.....	22
3.4. Effet du système semis direct sur le rendement en blé.....	23
3.5. Effets du système semis direct sur les interactions entre les paramètres biologiques, chimiques, physiques et agronomiques.....	24
3.5.1. Effets de paramètres biologiques sur le carbone et l'azote.....	24
3.5.2. Effets de paramètres chimiques et biologiques sur la stabilité structurale	24
3.5.3. Effets de paramètres biologiques, et chimiques sur les propriétés hydriques	26
3.5.4. Interactions entre les paramètres biologiques	27
3.5.5. Effets des paramètres biologiques, chimiques et physiques sur le rendement.....	27
4. Discussion générale	28
5. Conclusion et perspectives.....	35
6. Références bibliographiques	36

1. Introduction

Le sol, système vivant et complexe, est un écosystème à part entière composé de matière minérale, d'air, d'eau, de matière organique et d'organismes vivants (Lavelle, 2012). Issus d'un processus de pédogénèse de plusieurs milliers d'années, le sol est considéré comme une ressource non-renouvelable à l'échelle humaine (Citeau *et al.*, 2008 ; Labreuche *et al.*, 2005).

Le sol est un élément essentiel de l'agrosystème, conditionnant la production de biomasse et de fibres. De plus, le sol joue un rôle environnemental *via* la régulation de l'érosion, la régulation du cycle de l'eau, la régulation du climat, la conservation de la biodiversité, etc. Autant de biens et services qui bénéficient à l'homme et soutiennent les sociétés humaines, appelés « services écosystémiques » (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Ces services fournis par l'écosystème sol se répartissent en trois ou quatre classes selon les auteurs : services de régulation (cycle de l'eau, régulation du climat, etc.), services d'approvisionnement (production d'aliments, d'énergie, de matériaux de construction, etc.), services culturels (patrimoine, spiritualité, etc.) (Walter *et al.*, 2005) et services de support (habitat de la biodiversité, etc.) (Zhang *et al.*, 2000).

La qualité du sol est sa capacité à fonctionner en permettant la croissance de plantes et d'animaux, la régulation de la qualité de l'eau et de l'air, tout en supportant l'habitat et la santé humaine sous des conditions changeantes (Karlen *et al.*, 1997), soit sa capacité à fournir des services écosystémiques aux sociétés humaines (Viaud *et al.*, 2018). La qualité d'un sol est évaluée au regard de paramètres biologiques, chimiques et physiques dynamiques (Obriot *et al.*, 2016 ; Viaud *et al.*, 2018).

Si le sol est essentiel à la production agricole et aux sociétés humaines, il est aussi soumis à plusieurs menaces identifiées par la Commission Européenne (2002), dont : le tassement, l'érosion, la baisse de la biodiversité et la baisse des teneurs en matières organiques. Ces menaces pèsent sur les agrosystèmes, comme le rappelle l'historique épisode de « Dust bowl » en Amérique du nord dans les années 1930. Ainsi, le sol apparaît comme une ressource à préserver, notamment via une réflexion sur les pratiques agricoles. Dans une perspective d'agriculture durable, il apparaît primordial de comprendre comment les pratiques agricoles peuvent accentuer ou limiter ces menaces. Différents leviers d'actions sont adoptés par les agriculteurs pour améliorer la qualité des sols (Agriculture Biologique, diversification des espèces végétales) parmi lesquels les Techniques culturales de Conservation des Sols (TCS).

1.1. Historique et définition des TCS

Pourquoi effectuer un labour ?

Labourer le sol est une pratique ancestrale. Le labour remplit plusieurs objectifs, répondant à des contraintes auxquelles les agriculteurs doivent faire face. Tout d'abord, le labour permet de contrer le tassement du sol par un effet direct sur le système poral, tant dans sa continuité que sa dimension (Labreuche *et al.*, 2005 ; Roger-Estrade *et al.*, 2014). En effet, le labour entraîne une modification de la taille des agrégats et de leur agencement relatif. La porosité mécanique générée par un labour est de type fissurale, avec des pores de diamètre majoritairement compris entre 2 et 0,5 mm (Carof *et al.*, 2007). Grâce au labour, la levée des semis et la croissance des racines sont facilitées, ainsi que la circulation d'air et d'eau dans le sol (Labreuche *et al.*, 2005 ; Roger-Estrade *et al.*, 2014). Par ailleurs, le labour

permet un enfouissement des résidus végétaux de surface en profondeur, homogénéisant le taux de matière organique sur la profondeur travaillée. Outre cette homogénéisation, le labour vise à enfouir les semences d'adventices et empêcher leur développement (Labreuche *et al.*, 2005 ; Roger-Estrade *et al.*, 2014). Si le labour a des finalités agronomiques positives, l'intensification du labour peut conduire à des dysfonctionnements majeurs et à des catastrophes telles que le Dust Bowl cité précédemment.

Que sont les Techniques culturales de Conservation de sols (TCS) ?

Les Techniques culturales de Conservation des Sols (TCS) reposent sur trois principes : la réduction du travail du sol, la couverture du sol et la fertilisation (Pross *et al.*, 2016). Les TCS se sont développées en Amérique de Nord puis au Brésil au XX^{ème} siècle (Pross *et al.*, 2016). La prise de conscience s'est poursuivie et les TCS ont connu un essor en Europe dans les années 1990 et les années 2000 en France. De nos jours, les TCS concernent entre 20 et 30% des surfaces cultivées françaises (Pross *et al.*, 2016) avec une stabilisation du taux des surfaces en grandes cultures qui ne sont pas labourées tous les ans autour de 35% entre 2006 et 2011 (Roger-Estrade *et al.*, 2014).

Les TCS regroupent plusieurs pratiques de réduction du travail du sol (tableau 1), dont le semis-direct. Dans ce cas, le semis est réalisé à travers un couvert végétal sans préparation préalable de lit de semence (Pross *et al.*, 2016).

Tableau 1: Techniques de travail du sol selon la profondeur travaillée, l'effet sur l'horizon de sol travaillé et la surface de la parcelle travaillée (d'après Roger-Estrade *et al.*, 2014).

		Fragmentation + Retournement + Enfouissement	Mélange + Enfouissement		Pas de mélange et un minimum d'enfouissement		
Profondeur su travail	Pas de travail du sol	Semis : 3cm Reste : 0cm				Semis direct	
	Travail Superficiel						3-15 cm
	Travail profond	15-40 cm	Labour	Pseudo-labour		Décompactage	
	Travail très profond	>40 cm	Labour très profond, défoncement			Sous-solage	

Surface travaillée(%) :

100%	100%	En bande : 30%	100%	Ligne de semis : 5%
------	------	----------------	------	---------------------

Les systèmes en TCS sont reconnus pour influencer un grand nombre de paramètres du sol. L'état de l'art qui suit a pour objectif de dresser les principaux résultats de travaux de recherche sur l'effet des systèmes en TCS sur les sols agricoles.

1.2. Effets de TCS sur les propriétés du sol

Effet des TCS sur les propriétés biologiques du sol

Les TCS agissent sur les organismes du sol de façon variable, notamment suivant la taille des organismes et leur lieu de vie dans le sol (Bouthier *et al.*, 2014 ; Pérès, 2004). Dans cette étude, l'intérêt sera porté en particulier sur la microflore et la macrofaune.

La **biomasse microbienne**, qui intervient dans le cycle des nutriments, est un indicateur pertinent pour caractériser les effets des pratiques agricoles sur la composante biologique du sol (Cluzeau *et al.*, 2012). En réduction de travail du sol, la biomasse microbienne est généralement plus élevée dans les premiers centimètres qu'en labour (Bouthier *et al.*, 2014 ; D'Hose *et al.*, 2018 ; Vian *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2017).

Les **hyphes mycéliens** jouent un rôle stabilisateur vis-à-vis du sol (Pérès, 2004). De façon générale, l'absence de labour augmente la biomasse fongique ce qui améliore la stabilité structurale du sol (Tisdall, 1991). En effet, l'action mécanique du travail du sol est défavorable au développement d'hyphes en surface, ainsi les hyphes se développent en non-labour (Pérès, 2004). De plus, l'humidité liée à la présence d'un mulch en surface du sol en absence de labour correspond à un microclimat favorable aux communautés fongiques (Wang *et al.*, 2017).

La **biomasse et l'abondance des lombriciens** sont deux indicateurs sensibles au travail du sol (Cluzeau *et al.*, 2012). Les lombriciens sont reconnus comme des organismes clés du fonctionnement du sol (Blouin *et al.*, 2013). Ceux-ci sont qualifiés d'organismes ingénieurs du sol car ils modifient leur milieu physique, la disponibilité et l'accessibilité aux ressources trophique pour les autres organismes du sol. Ils influencent l'infiltration de l'eau dans le sol et le recyclage des matières organiques (Blouin, 2013). Les lombriciens sont classés en trois groupes fonctionnels, ou catégories écologiques (Bouché, 1972):

- **Les épigés**: de 1 à 5 cm de long, ce sont des organismes saprophages De pigmentation foncée, les épigés vivent en surface en creusant peu ou pas de galerie ;
- **Les anéciques** : de 10 à 110 cm de long, ils sont sapro-géophages et ont un gradient de pigmentation antéropostérieur. Certains individus ont la tête rouge, les épi-anéciques, et creusent des galeries permanentes verticales à sub-verticales débouchant à la surface. Les anéciques strictes, à la tête brune, creusent des galeries semi-permanentes (Hoeffner, 2018) ;
- **Les endogés** : de 1 à 20 cm de long, ils sont peu ou pas pigmentés. Vivants dans le sol, ils creusent des galeries horizontales ramifiées temporaires et se nourrissent de matière organique évoluée mélangée à la matière minérale.

L'étude des catégories écologiques, des indices de diversité, et la structure des communautés présente un intérêt pour évaluer la qualité biologique du sol (Cluzeau *et al.*, 2012). Le labour affecte la biomasse, l'abondance, la composition et la diversité des communautés de lombriciens (Chan, 2001). De manière générale, les anéciques sont favorisés par la réduction du travail du sol (Citeau *et al.*, 2008), mais l'abondance totale en vers de terre n'est pas toujours différente en labour qu'en travail simplifié (Kladivko *et al.*, 1997).

Effet des TCS sur les propriétés chimiques du sol

L'azote et le carbone sont des éléments majeurs des systèmes agricoles, la matière organique occupant une place clé dans le fonctionnement du sol (Mary *et al.*, 2014).

La réduction du travail du sol stratifie la répartition du **carbone** dans le sol (Büchi *et al.*, 2017 ; Mary *et al.*, 2014). En absence de labour, le carbone se concentre dans les premiers centimètres de sol comparativement à un sol labouré, où la matière organique est diluée dans tout l'horizon de labour. L'horizon de surface (0-10cm) est en général plus riche en carbone en non labour qu'en labour 5 à 6 ans après l'arrêt du labour (Büchi *et al.*, 2017).

Cette stratification affecte aussi l'**azote** (Büchi *et al.*, 2017). Les nutriments, azote compris, se concentrent en surface, lieu des apports organiques et d'une activité biologique intense (Soane *et al.*, 2012).

Effet des TCS sur les propriétés physiques du sol

La **densité apparente** est la masse sèche d'une fraction de sol par unité de volume. La majorité des études réalisées en climat tempéré met en avant une augmentation de la densité apparente du sol pendant les premières années de réduction du travail du sol, puis une baisse de la densité apparente sur l'horizon [0-10 cm] (D'Haene *et al.*, 2008 ; Tebrügge & Düring, 1999) jusqu'à atteindre des valeurs similaires voir plus faibles à celles obtenues en pratique de labour conventionnel, au bout de 5 à 6 ans (D'Haene *et al.*, 2008). Sur le long terme la densité apparente à [0-10cm] d'un sol non labouré est en général plus faible qu'en profondeur (Büchi *et al.*, 2017).

L'**infiltration** correspond à la pénétration de l'eau dans le sol. La mesure de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol reflète la capacité du sol à absorber une arrivée d'eau à sa surface. En cas de non-labour, l'infiltration est en règle générale supérieure qu'en pratique de labour, et tend à augmenter avec le nombre d'années de non-labour (Soane *et al.*, 2012).

La **conductivité hydraulique** est une grandeur traduisant la capacité d'un milieu poreux à conduire et transmettre l'eau. La conductivité hydraulique dépend de la géométrie du système poral (Bottinelli *et al.*, 2010) et donc à la structure du sol. Longtemps considérée comme une pratique compactante, le semis direct a des effets contradictoires sur la conductivité hydraulique selon les cas d'étude, la diminuant (Alleto & Coquet, 2009 ; Carof *et al.*, 2017) ou l'améliorant (D'Haene *et al.*, 2008).

La **stabilité structurale** reflète la capacité d'un sol à résister à sa dégradation notamment face à l'action de l'eau. La stabilité structurale est notamment liée à la richesse en carbone organique et au pourcentage d'argile du sol. La réduction du travail du sol entraîne une plus grande stabilité structurale des agrégats de l'horizon [0-10cm] (D'Haene *et al.*, 2008 ; Soane *et al.*, 2012 ; Tebrügge & Düring, 1999).

Conséquences économiques et agronomique des TCS

L'aspect économique est un paramètre essentiel de la prise de décisions des agriculteurs vis-à-vis de leur activité, et donc de l'adoption ou non de techniques réduisant le travail du sol. Les deux raisons principales de l'adoption de la réduction du travail du sol recensées auprès d'agriculteurs sont le gain de temps et la baisse des coûts lorsqu'on raisonne à l'échelle de l'agrosystème (Soane *et al.*, 2012). En effet, en semis direct le temps de travail est inférieur et une moindre mécanisation entraîne des économies de carburant et d'entretien des machines (Soane *et al.*, 2012).

Le paramètre d'intérêt choisi est le **rendement**, comme un indicateur quantitatif de production agricole. Si Soane et ses collaborateurs (2012) notent une baisse de rendement de blé de printemps en Europe du Nord après 5 ans sans labour, cela est à nuancer selon les conditions pédoclimatiques, les cultures implantées et la durée du non-labour. En effet, sur le long terme, le rendement n'est pas affecté par l'arrêt du labour (Büchi *et al.*, 2017 ; Labreuche, *et al.*, 2014).

Synthèse

Cet état de l'art permet d'appréhender la complexité des effets des TCS sur le sol. Il apparaît clairement que de nombreux travaux de recherche s'intéressent aux effets des TCS sur les propriétés du sol et aux conséquences agronomiques, la plupart se focalisant sur quelques variables (Boizard *et al.*, 2014 ; Bottinelli *et al.*, 2013 ; Capowiez *et al.*, 2009 ; Le Guillou *et al.*, 2018). Or, l'évaluation de l'impact des TCS sur la qualité du sol nécessite la prise en compte conjointe de paramètres tant biologiques, chimiques, physiques, qu'agronomiques.

C'est dans cette perspective que le programme de recherche européen SoilMan, dans lequel s'inscrit ce stage, a été initié en 2017 pour une durée de 3 ans.

1.3. Le projet SoilMan

SoilMan est un programme de recherche s'intéressant aux leviers de gestion agricole dans une perspective de durabilité. Ce programme implique 6 pays, la participation de différents pays européens étant une force car les effets des TCS peuvent être contradictoires selon les situations agricoles et pédoclimatiques (figure 1). Cette collaboration européenne vise à améliorer la connaissance sur la biodiversité du sol, ses fonctions et les services écosystémiques qu'elle fournit afin d'identifier des pratiques de gestion durable des sols améliorant leur qualité agro-environnementale. Les thématiques de gestion considérées par ce programme sont : (1) le travail du sol : réduction du travail du sol (TCS) *versus* labour conventionnel, (2) la rotation des cultures incluant ou non des prairies, et (3) la gestion des intrants distinguant agriculture biologique *versus* conventionnelle.

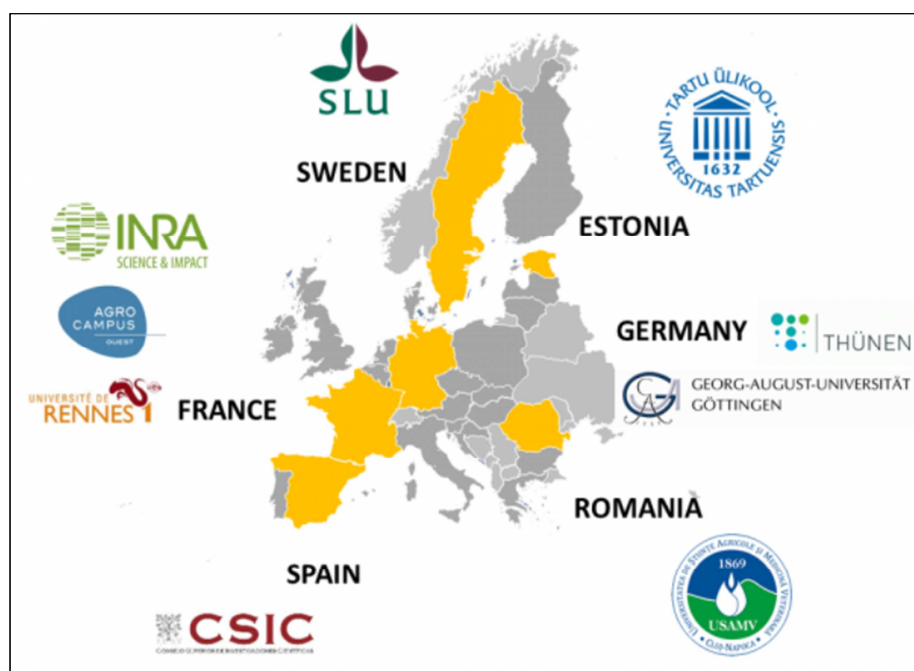


Figure 1: Carte des Pays partenaires du programme SoilMan.

En 2017, une première campagne de terrain s'est déroulée dans différents dispositifs expérimentaux, dont le SOERE-PRO d'EFELE en France. Cela étant, considérant que ces dispositifs ne reflètent pas la complexité des agrosystèmes, une seconde campagne de terrain a été réalisée en 2018 dans des parcelles agricoles. Ainsi des campagnes ont été réalisées en France, Suède et Roumanie, avec comme objectif de comprendre les effets des différentes pratiques et modes de gestions (TCS, rotation, agriculture biologique) sur la biodiversité des sols et les services écosystémiques associés.

C'est à cette étape du projet que s'inscrit ce stage. Parmi les 3 modes de gestions étudiés, nous nous sommes focalisés sur les effets des TCS.

Le tableau 2 présente les paramètres de sol choisis en amont du stage par la communauté scientifique participant au programme SoilMan, et ceux exploités pour ce stage.

Tableau 2: Paramètres du sol étudiés par SoilMan et ceux étudiés dans le cadre de ce stage, en gras les paramètres dont les résultats sont disponibles pour ce rapport.

	Paramètres du programme SoilMan	Paramètres supplémentaires ou avec un échantillonnage propre au stage
Paramètres biologiques	<ul style="list-style-type: none"> - Communautés de gastéropodes et carabes - Communautés lombriciennes - Enchytréides - Collemboles - Diversité des microorganismes - Respiration microbienne - Biomasse microbienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Longueur des hyphes mycéliens - Biomasse microbienne
Paramètres chimiques	<ul style="list-style-type: none"> - pH - Carbone, Azote 	<ul style="list-style-type: none"> - pH - Carbone, Azote
Paramètres physiques	<ul style="list-style-type: none"> - Texture - Stabilité structurale - Vitesse d'infiltration - Densité apparente 	<ul style="list-style-type: none"> - Texture - Conductivité hydraulique

L'objectif principal de ce stage était donc de **comprendre les effets des systèmes en TCS sur la qualité agro-environnementale des sols d'agrosystèmes bretons.**

A partir de l'hypothèse générale qui était « **Le semis direct améliore la qualité agro-environnementale des sols des agrosystèmes** », plusieurs sous-hypothèses ont été testées :

- i) Le semis direct augmente la biomasse microbienne et la longueur des hyphes mycéliens dans les premiers centimètres de sol, améliorant la stabilité structurale du sol ;
- ii) Le semis direct augmente la biomasse lombricienne totale, la richesse spécifique et le nombre d'anéciques, ces derniers améliorant l'infiltration de l'eau ;
- iii) Le semis direct entraîne une stratification verticale de la répartition du carbone et de l'azote, les premiers centimètres étant plus riches qu'en labour ;
- iv) Sur le long terme, le rendement est maintenu ou augmenté en semis direct.

Ce travail s'est organisé autour de trois actions :

- Mise en place des réseaux de parcelles sur les trois thématiques étudiées dans SoilMan ;

- Etude des effets des systèmes en semis direct sur la qualité agro-environnementale du sol, à travers des paramètres biologiques, chimiques, physiques du sol, et de leurs interactions;
- Communication auprès des agriculteurs sur la démarche de SoilMan et sur les résultats de cette étude.

Après cette introduction, le rapport est organisé en trois parties : (1) une présentation du réseau de parcelles mis en place et des paramètres étudiés, (2) les résultats obtenus pour chaque paramètre et une approche des interactions entre les paramètres, discutée au regard d'autres travaux de recherche, (3) une conclusion et des perspectives.

2. Matériels et méthodes

2.1. Mise en place du réseau de parcelles et description des sites

Afin d'harmoniser les sites d'échantillonnage à l'échelle européenne (France, Roumanie, Suède), des critères de sélection des parcelles ont été établis pour tous les sites européens en amont du stage (tableau 3).

Tableau 3: Critères de sélection européens pour les parcelles échantillonnées.

Prérequis pour toutes les parcelles	<p>Critères pédologiques : Sol sain, profond (>60cm) et limoneux</p> <p>Critères agronomiques : Parcelle en blé en 2018, possibilité d'accéder à l'itinéraire technique à l'échelle de la parcelle.</p>
Prérequis pour la thématique « travail du sol »	
<p>Labour conventionnel (CT)</p> <p><i>6 parcelles requises</i></p>	<p>Labour annuel systématique</p> <p>Rotation de préférence Maïs-Blé, excluant les prairies</p> <p>Système d'agriculture conventionnelle</p>
<p>Semis direct (DS)</p> <p><i>6 parcelles requises</i></p>	<p>Semis direct effectué depuis au moins 5 ans</p> <p>Rotation représentative des pratiques locales</p> <p>Système d'agriculture conventionnelle</p>

Dans un souci de lisibilité, le code couleur [Orange = CT ; Bleu = DS] est adopté tout au long du rapport.

Durant le stage, la construction du réseau de parcelles s'est appuyée sur le relais technique local de la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne (CRAB) et Agrobio Conseil, en particulier grâce au soutien actif de David Bouillé (CRAB), Valentin Garault (CRAB) et Louis Raviart (Agrobio Conseil). Une prise de contact avec les agriculteurs a permis de sélectionner les parcelles compatibles avec les exigences.

A l'issus de ce travail, le réseau de parcelles en France est constitué de 24 parcelles, dont 12 relatives à la thématique « travail du sol » (figure 2) avec 6 parcelles en labour conventionnel CT et 6 parcelles en semis direct DS (tableau 4).

Caractéristiques générales des parcelles

Toutes les parcelles du réseau appartiennent à des systèmes agricoles de polyculture-élevage en bovins lait, situation représentative de la majorité des exploitations agricoles d'Ille-et-Vilaine (Agreste, 2016). Le pH moyen des parcelles est de 6,4 ($\pm 0,3$), proche d'un

pH optimal pour les sols cultivés de 6,8 (Viaud *et al.*, 2018). Compte tenu des critères très sélectifs imposés par SoilMan, la constitution du réseau s'est confrontée à plusieurs difficultés, et nous ont contraints à des adaptations. Ainsi, les difficultés à trouver des parcelles en semis direct sous blé ont contraint à choisir une parcelle en orge (DS2) ; de même, toutes les parcelles n'ont pas pu être sur des sols Limoneux (L), mais cinq d'entre elles sont des Limons sablo-argileux (Lsa).

Si certaines informations ont été obtenues en amont de l'échantillonnage pour choisir les parcelles (rotations, travail du sol, texture), d'autres ont été recueillis après la campagne de terrain grâce à un questionnaire directif, utilisé à l'échelle européenne: produits phytosanitaires, produits et doses de fertilisations minérale et organique en 2017-2018, rendements et rotations depuis 2012 (Annexe I). Ce questionnaire a été rempli selon la disponibilité des agriculteurs : en version numérique, avec D. Bouillé, ou lors de la porte ouverte Innov'Action. Les résultats du questionnaire permettront d'étayer l'analyse des données au regard des pratiques des agriculteurs (tableaux 4 et 5).

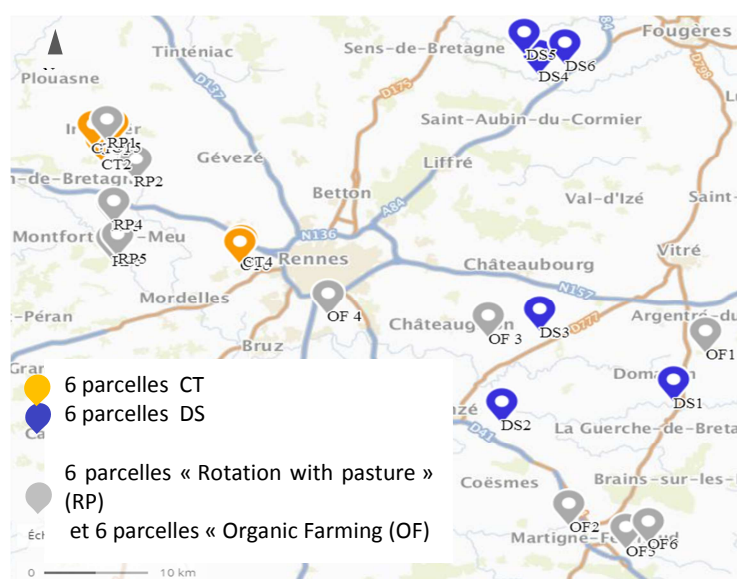


Figure 2: Localisation des 24 parcelles échantillonnées en Ille-et-Vilaine.

Tableau 4: Métadonnées des parcelles CT et DS échantillonnées. (*) : Travail superficiel avec fissurateur + déchaumeur ; (**) Travail superficiel à 12 cm avec cultivateur, déchaumeur et rouleau ; (***) Travail en bande à 20 cm avec Strip-Till.

	Localisation	Propriétaire	Surface (ha)	Rotation de 2017 à 2012	Fertilisation lisier (m3/ha)	Fertilisation Ammonitrate (UA)	Texture GEPPA (carte)
CT1	Irodouër	Prop. 1	3,29	Maïs - Maïs - Blé - Maïs - Blé	0	142,9	L
CT2	Irodouër	Prop. 1	4,62	Maïs - Blé - Maïs - Blé - Maïs	0	142,9	L
CT3	Irodouër	Prop. 1	3,89	Maïs - Blé - Maïs grain - Blé - Maïs	0	142,9	L
CT4	Le Rheu	Prop. 2	1,91	Maïs - Orge - Bla - Colza - Blé	0	125,4	Lsa
CT5	Irodouër	Prop. 3	5,86	Maïs - Blé - Maïs - Blé - Colza	0	142	L
CT6	Le Rheu	Prop. 2	5,1	Maïs - Orge - Blé - Colza - Blé	0	165	Lsa
DS1	Moutiers	Prop. 4	10,8	Maïs ensilage - Blé - Maïs grain - Blé - Luzerne	0	130	L
DS2	Essé	Prop. 5	6,8	Blé - Maïs grain* - Orge - Blé - Maïs grain*	35	0	L
DS3	Chancé	Prop. 6	14,64	Maïs ensilage** - Maïs grain** - Orge - Blé	40	80	L
DS4	St Marc-sur-Couesnon	Prop. 7	6,82	Luzerne (3 ans) - Orge - Blé	32	60	Lsa
DS5	St Allouen-des-Alleux	Prop. 7	3,65	Colza*** - Orge - Blé - Maïs*** - Orge	32	60	Lsa
DS6	St Marc-sur-Couesnon	Prop. 7	3,7	Colza*** - Orge - Blé - Colza*** - Orge	32	60	Lsa

Tableau 5: Intrants phytosanitaires au niveau de la parcelle: nombres de produits herbicides et fongicides apportés durant la campagne 2017-2018 et Indicateurs de Fréquence de Traitement (IFT, 2018)

Parcelle	Nombre d'herbicides campagne 2017-2018	Nombre de fongicides campagne 2017-2018	IFT herbicides	IFT fongicides	IFT autre	IFT total
CT1	3	3	2,17	1,12	0	3,29
CT2	3	3	2,17	1,12	0	3,29
CT3	3	3	2,17	1,12	0	3,29
CT4	2	4	1,13	2,6	0	3,73
CT5	3	3	1,65	2,1	0	3,75
CT6	2	3	1,3	1,82	0	3,12
DS1	3	1 + 2 applications d'oligoéléments	0,61	1	0,2	1,81
DS2	3	1	0,8	0,5	0	1,3
DS3	4	0	1,54	0	0	1,54
DS4	4	1 + 1 application oligoéléments + 1 application vitamine C	2,68	0,33	0	3,01
DS5	7	1 + 1 application oligoéléments + 1 application vitamine C	3,15	0,33	0	3,48
DS6	7	1 + 1 application oligoéléments + 1 application vitamine C	3,15	0,33	0	3,48

2.2. Dispositif d'échantillonnage et méthodes de prélèvement

La campagne de terrain menée du 9 au 27 avril 2018 a permis l'échantillonnage des 24 parcelles du réseau de selon le plan d'échantillonnage de SoilMan (Annexe II). Concernant les 12 parcelles de la thématique « travail du sol », des adaptations du plan d'échantillonnage de SoilMan (figure 3) ont permis d'intégrer des paramètres spécifiques au stage (voir tableau 1). Le reste de ce rapport ne traitera que des paramètres issus de ce plan d'échantillonnage pour les parcelles CT et DS.

Pour chaque parcelle, une zone plane représentative de la parcelle de 20 m de côté a été sélectionnée. Une inspection visuelle des photos aériennes de 1950 a permis d'identifier les anciens emplacements de haies ou chemins, zones à éviter lors des échantillonnages à venir. La zone d'échantillonnage est située en dehors des voies de passage de tracteurs et si possible en milieu de parcelle pour éviter les effets de bords.

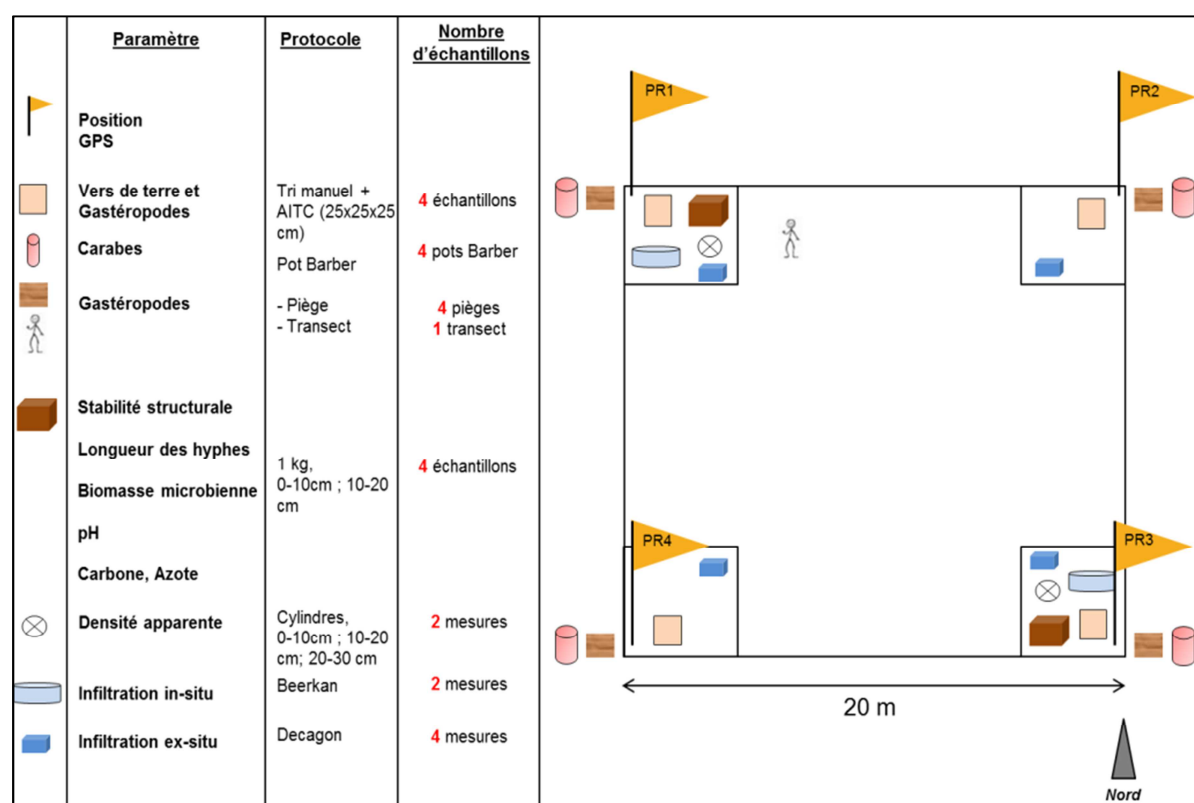


Figure 3: Design d'échantillonnage mis en place dans chaque parcelle CT et DS.

Biomasse microbienne : Les échantillons destinés à la mesure de biomasse microbienne sont issus des blocs de stabilité structurale, soit 2 blocs aux profondeurs [0-10cm] et [10-20cm] aux pseudo-réplicas (PR) 1 et 3 (voir détails au § Stabilité structurale).

La biomasse microbienne a été déterminée par la méthode de fumigation-extraction au chloroforme (Vance *et al.*, 1987) sur des échantillons de sol de 25 g tamisés à 2 mm. Cette méthode consiste à lyser les microorganismes sous l'effet du chloroforme gazeux, entraînant la libération du carbone organique microbien. L'extraction a été effectuée avec une solution de sulfate de potassium (0,025 mol L⁻¹). Le carbone soluble a été mesuré dans les sols fumigés et non fumigés avec du persulfate de sodium au TOC-mètre à Rennes 1 (Ecobio). La biomasse microbienne (BM) a alors été calculée à partir des extractibles microbiens des échantillons de sol fumigés ou non (C_{fum} et $C_{non-fum}$) telle que :

$$BM \text{ (mg C/kg sol sec)} = (C_{fum} - C_{non-fum}) / Kc ; \text{ avec } Kc = 0,45.$$

Longueur des hyphes mycéliens : Les échantillons sont également issus des blocs de stabilité structurale. La mesure des hyphes mycéliens s'est déroulée en quatre étapes (adapté de Frey *et al.*, 1999) :

- Mise en solution de 4g de sol frais et extraction des hyphes par filtration sur membrane (0,45µm),
- Préparation de lames et coloration des hyphes au Calcofluor (0,23%),
- Prise de 25 images par lame au grossissement x200 (bande passante 340-380 nm),
- Traitement d'images sous le logiciel ImageJ par binérisation, squelettisation et conversion du nombre de pixels en m/g.

Le détail des calculs est disponible en annexe III.

Lombriciens : La technique de prélèvement des lombriciens combine un tri manuel et une extraction chimique, basée sur la norme ISO (Andriuzzi *et al.*, 2017). Dans le cas présent, la méthode d'extraction chimique avec de l'allyl isothiocyanate, ou AITC, (Gutiérrez-López *et al.*, 2016) est effectuée après le tri manuel.

Pour les quatre PR de chaque parcelle, un bloc de 25x25x25 cm a été excavé à l'aide d'un emporte-pièce et d'une bêche. Le bloc a été trié manuellement pour extraire les lombriciens et gastéropodes, ensuite stockés dans deux piluliers distincts contenant de l'éthanol à 96-99%. Le tri manuel a été complété par une extraction chimique en versant une solution d'AITC au fond de chaque trou (1 g d'AITC dissout dans 50 ml d'isopropanol et 450 ml d'eau). Les individus émergeant au fond du trou ont été récupérés et stockés dans un pilulier réservé à cet effet. Les lombriciens ont été conservés dans l'éthanol à 99% jusqu'à leur détermination au laboratoire au niveau de la sous-espèce (Bouché, 1972) et chaque individu a été pesé.

L'abondance (ind/m²), la biomasse (g/m²), la structure fonctionnelle (proportions d'épigés, anéciques et endogés) et la structure spécifique (nombre d'espèces) ont été caractérisées (Bouché, 1972). Les données ont ensuite été multipliées par un facteur 16 pour obtenir des données au m². L'indice de Shannon (H') et l'Equitabilité (E) ont été calculés pour les communautés lombriciennes tels que:

$$H' = \sum_{i=1}^N P_i \cdot \log(P_i) ; E = H' / \log(N) ; \text{ avec } P_i \text{ la proportion de l'espèce } (i) \text{ parmi le nombre total d'espèces } N.$$

Carbone total et azote total : Les taux de carbone et d'azote ont été obtenus avec un Thermo Finningan (Flash EA 1112) à l'UMR SAS. Après combustion de l'échantillon et

transformation du carbone en dioxyde de carbone et de l'azote en diazote, une chromatographie gazeuse permet de séparer les composés, ensuite détectés par conductivité thermique. Les résultats sont exprimés en % de matière sèche (MS).

pH : le pH a été mesuré selon la norme NF ISO 10390 à l'UMR SAS.

Texture : Une analyse granulométrique effectuée par le laboratoire d'Arras a permis de déterminer les pourcentages d'argile, limons grossiers et fins, sables grossiers et fins.

Densité apparente : La mesure a été réalisée à partir de la méthode des cylindres sur les profondeurs [0-10cm] ; [10-20cm] et [20-30cm] aux PR 1 et 3. Les échantillons ont été conservés à 4°C et la densité apparente déterminée après séchage à l'étuve (105°C, 24h). Le calcul de la densité apparente (D_a) est le suivant :

$D_a (g/cm^3) = P_{sec} / V$; avec P_{sec} le poids sec de l'échantillon, V le volume prélevé par cylindre (93,125 cm³).

Stabilité structurale : Les mesures de stabilité structurale ont été réalisées par la méthode Le Bissonais (1996), permettant de mesurer la stabilité des agrégats de sol face à trois situations hydriques et en déduire la sensibilité des sols à la battance et à l'érosion. Des blocs de sol non perturbé de 15x10 cm ont été prélevés aux PR 1 et 3, aux profondeurs [0-10cm] et [10-20cm] et conservé à 4°C. Une partie de chaque bloc est réservée aux mesures de biomasse microbienne, d'hyphes, de carbone et d'azote comme dit précédemment. Le reste de chaque bloc est séché à température ambiante puis tamisé à 3 et 5 mm. Les agrégats de 3 à 5 mm ont été séchés à l'étuve (40°C, 24h) pour subir trois traitements :

- Humectation rapide (HR) des agrégats simulant le comportement d'agrégats secs soumis à une humectation brutale ;
- Humectation lente (HL) des agrégats par capillarité provoquant la fissuration d'agrégats ;
- Désagrégation mécanique par agitation (Eth), testant la cohésion d'agrégats humides indépendamment de l'éclatement.

A l'issue de chaque traitement, les échantillons ont été de nouveau séchés et tamisés dans une colonne de 6 tamis de 2000, 1000, 500, 100, 100 et 50 μ m. Après la pesée des fractions retenues dans chaque tamis, le Diamètre Moyen Pondéral (MWD) a été calculé pour chaque test, tel que : $MWD (mm) = \sum_i^n x_i \cdot w_i$; avec x_i le diamètre moyen retenu entre deux tamis, w_i la proportion pondérale des agrégats retenus sur le tamis.

Vitesse d'infiltration : La méthode Beerkan (Capowiez *et al.*, 2009) a été réalisé sur le terrain aux PR1 et 3 de chaque parcelle (figure 4). Un anneau ($\varnothing=30$ cm) a été placé sur une surface plane à moins d'un mètre du bloc de prélèvement des lombriciens. Une fois la végétation de surface coupée (les racines restent en place), l'anneau a été enfoncé sur 2-3 cm. Le temps d'infiltration de l'eau a été chronométré pour un volume $V=75$ cl versé dans l'anneau, l'opération étant répétée avec 8 à 10 volumes d'eau jusqu'à l'obtention d'un temps d'infiltration stable, permettant le calcul de la vitesse d'infiltration de plateau.



Figure 4: Photographie du dispositif Beerkan (Y. Besnard, Irodouer, 11/04/18).

Conductivité hydraulique : Le principe de la méthode Decagon (Coutadeur *et al.*, 2002) est de mesurer le flux d'eau s'écoulant dans le sol pour un potentiel de succion donné en conditions non saturées. Un bloc de sol non perturbé (10x15x10 cm) a été prélevé à chaque PR, soit 4 blocs par parcelle. La conductivité a été mesurée au laboratoire à l'aide

d'infiltromètres à disques d'une base de 4 cm pour trois potentiels de succion : -0,5 hPa, -2 hPa et -6 hPa. Les potentiels de succion correspondent à l'étude de pores de diamètres équivalents (d_{eq}) différents: $0,5 < d_{eq} < 1,5\text{mm}$ pour -6 hPa ; $1,5 < d_{eq} < 6\text{ mm}$ pour -2 hPa ; $d_{eq} > 6\text{mm}$ -0,5 hPa. La conductivité hydraulique $K(h)$ est calculée grâce à l'équation de Wooding et s'exprime en m.s^{-1} .

2.3. Traitement des données

Pour étudier l'effet du travail du sol sur une variable, l'arbre de décision suivant a permis de choisir le test de comparaison de moyennes approprié à chaque variable, au seuil de significativité de 5% (figure 5).

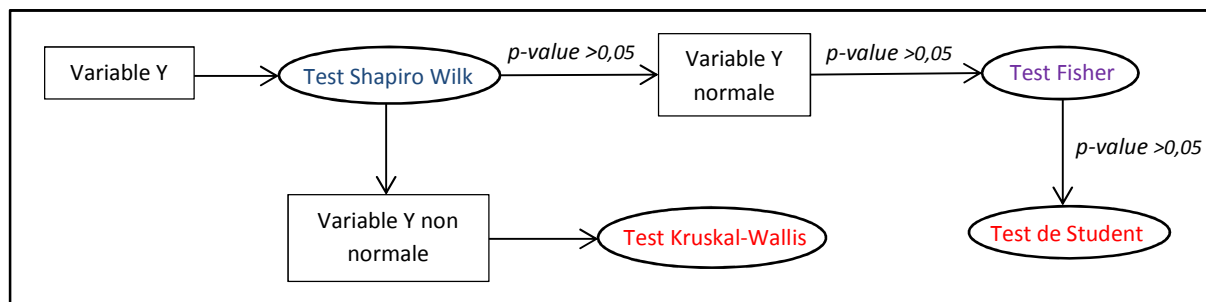


Figure 5: Arbre de décision permettant de choisir le test de comparaison de moyennes approprié à une variable Y. En bleu : test de normalité ; en violet : test d'homoscédasticité ; en rouge : test de comparaison de moyennes.

Dans un premier temps (chapitres 3.1 ; 3.2 ; 3.3 ; 3.4), l'effet du travail du sol sur les paramètres a été exploré *via* des comparaisons de moyennes en fonction de la modalité de travail du sol (CT *versus* DS) et complété avec des modèles linéaires généralisés (GLM) avec la profondeur et la texture en cofacteurs si plusieurs profondeurs sont prospectées. L'ajout de la texture en cofacteur permet d'éviter un biais dans les résultats lié à l'hétérogénéité des textures.

Dans un second temps (chapitre 3.5), les relations entre les paramètres ont été explorées par des modèles linéaires généralisés (GLM). Le meilleur modèle GLM est trouvé par itération en ne conservant que les paramètres et facteurs, sélectionnées selon les hypothèses formulés, avec une p-value significative (seuil de 5%) et jusqu'à obtenir l'AIC le plus faible (Annexe IV). La qualité du modèle est basée sur la vérification de la normalité des résidus.

Des tests de corrélations ont également été réalisés pour explorer les relations entre paramètres (Pearson, ou Spearman pour des comptages, au seuil de 5%).

L'ensemble de ces traitements statistiques a été effectué avec le logiciel R, version 3.4.4. Certaines figures ont requis l'usage du Plug-in LMCU développé par D. Cylly (Université Rennes 1).

Un résumé de l'ensemble des données analysées dans la partie résultats qui suit est disponible en annexes V a et V b.

3. Résultats

3.1. Effets du système semis direct sur les propriétés biologiques

3.1.1. Biomasse microbienne

La biomasse microbienne moyenne des parcelles en système labour conventionnel (CT) dans les 20 premiers centimètres est de 223 mg C/kg. Cette valeur est cohérente avec la valeur moyenne des sols labourés en Bretagne de 245,7 mg C/kg pour [0-15 cm] (Cluzeau *et al.* 2012).

De 0 à 10cm de profondeur seulement, la biomasse microbienne est significativement plus élevée en système en semis direct (DS) avec 361 mg C/kg qu'en CT avec 191 mg C/kg ($p < 0,05$), ce qui va dans le sens de la littérature (Bouthier *et al.*, 2014 ; D'Hose *et al.*, 2018 ; Vian *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2017). En revanche, il n'y a pas de différence significative de biomasse microbienne plus en profondeur entre CT et DS, bien qu'en tendance la biomasse microbienne soit plus élevée en DS (figure 6). De plus, le taux d'argile augmente la biomasse microbienne à [10-20cm] (+0,06 mgC/kg/ % argile, $p < 0,01$).

Cela étant, il existe une variabilité entre les parcelles (figure 6). En effet, En système de labour conventionnel, deux groupes de parcelles se distinguent : CT1, CT2 et CT3 où la biomasse microbienne [0-10cm] est deux à quatre fois plus faible que les autres parcelles CT ($p > 0,05$) ; et la parcelle CT4 avec une biomasse microbienne deux fois supérieure à la moyenne CT pour [0-10cm] et 1,6 fois supérieure pour [10-20cm]. En système semis direct, la parcelle DS4 a une biomasse microbienne 1,5 fois supérieure à la moyenne DS pour [0-10cm].

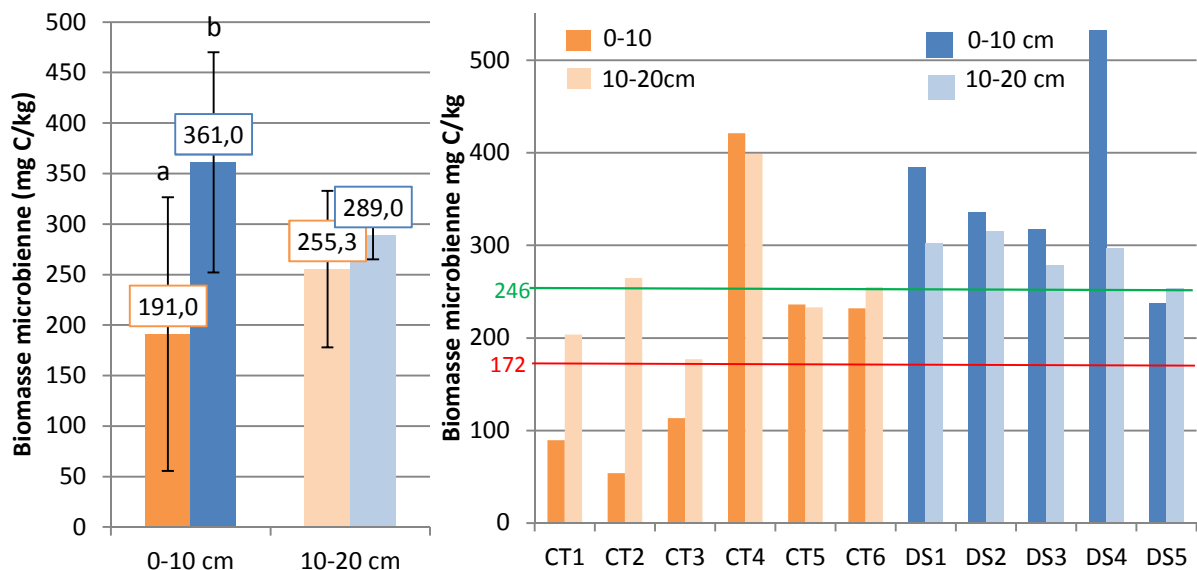


Figure 6: Distribution de la biomasse microbienne par modalité (à gauche) et par parcelles (à droite) en fonction de la profondeur. En rouge et vert: respectivement premier et troisième quartiles des valeurs en grandes cultures bretonnes (Cluzeau *et al.*, 2012).

3.1.2. Longueur des hyphes mycéliens

La longueur des hyphes mycéliens n'est pas supérieure en DS qu'en CT ($p > 0,05$) (figure 7) alors que la littérature montre une augmentation de la longueur des hyphes en semis direct (Wang *et al.*, 2017).

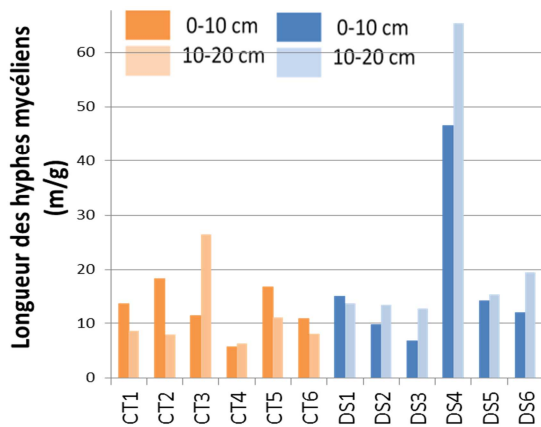


Figure 7: Distribution de la longueur des hyphes mycéliens (m/g) en CT et DS selon la profondeur.

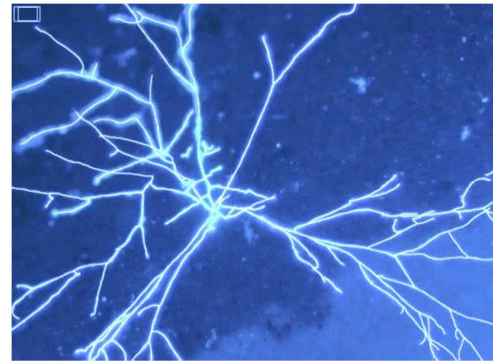


Figure 8: Image d'un hyphe particulièrement ramifié de la parcelle DS4 à [10-20cm], observé au microscope (gr. x200) après squelettisation sous ImageJ.

Contrairement aux résultats attendus, la longueur des hyphes mycéliens n'est pas supérieure en DS qu'en CT ($p > 0,05$). Si les hyphes ne sont pas plus développés en DS qu'en CT, les valeurs minimales et maximales atteintes en DS sont cependant plus élevées que les valeurs minimales et maximales en CT. A [0-10cm], les valeurs moyennes sont proches pour les deux modalités : 12,8 m/g en CT et 17,4 m/g en DS. Plus en profondeur, l'écart entre les modalités se creuse, (11,4 m/g en CT ; 23,3 m/g en DS ; $p > 0,05$), mais sans toutefois être significatif, cela étant lié à une valeur très élevée en DS4 (figure 8). En système labour comme en semis direct, les longueurs d'hyphes mycéliens obtenues sont cohérentes avec celles publiées par Elmholt (2008) en sols cultivés, allant de 7,4 à 18,87 m/g, mais inférieures à 900 m/g, valeur obtenue par Sundman (1978) en sols cultivés limoneux.

Les tests GLM montrent que la longueur des hyphes mycéliens ne s'explique ni par le type de système ($p > 0,05$) ni par la texture ou la profondeur ($p > 0,05$).

3.1.3. Communautés lombriciennes

(i) Structure globale

L'abondance moyenne en CT est de 170,7 ind/m² alors qu'elle est de 320 ind/m² en DS (figure 9).

Par rapport aux valeurs nationales, l'abondance moyenne en CT apparaît plus faible que la moyenne française en grandes cultures (206,12 ind/m² par tri manuel (OPVT, 2018) ; 215 ind/m² par méthode couplant extraction chimique-tri manuel (Cluzeau *et al.*, 2012)) alors que la moyenne en DS est plus élevée que ces références. L'abondance lombricienne (figure 9) tend à être supérieure en DS qu'en CT, avec presque une augmentation d'un facteur 2 ($p > 0,05$). Ces résultats ne sont pas corroborés par la plupart des résultats de la littérature qui indiquent que la réduction du travail du sol permet une augmentation significative du nombre de lombriciens (Chan, 2001 ; D'Hose *et al.*, 2008). L'abondance totale lombricienne est corrélée négativement avec le pourcentage en sable fin (-69 ind/m²/ % sable fin, $p < 0,05$).

La biomasse lombricienne est significativement plus élevée en DS qu'en CT avec une multiplication d'un facteur 3 : respectivement 129,4 g/m² et 40,5 g/m² ($p < 0,01$) (figure 9), ce qui va dans le sens de la littérature (Chan, 2001). La texture n'a pas d'effet significatif sur la biomasse ($p > 0,05$).

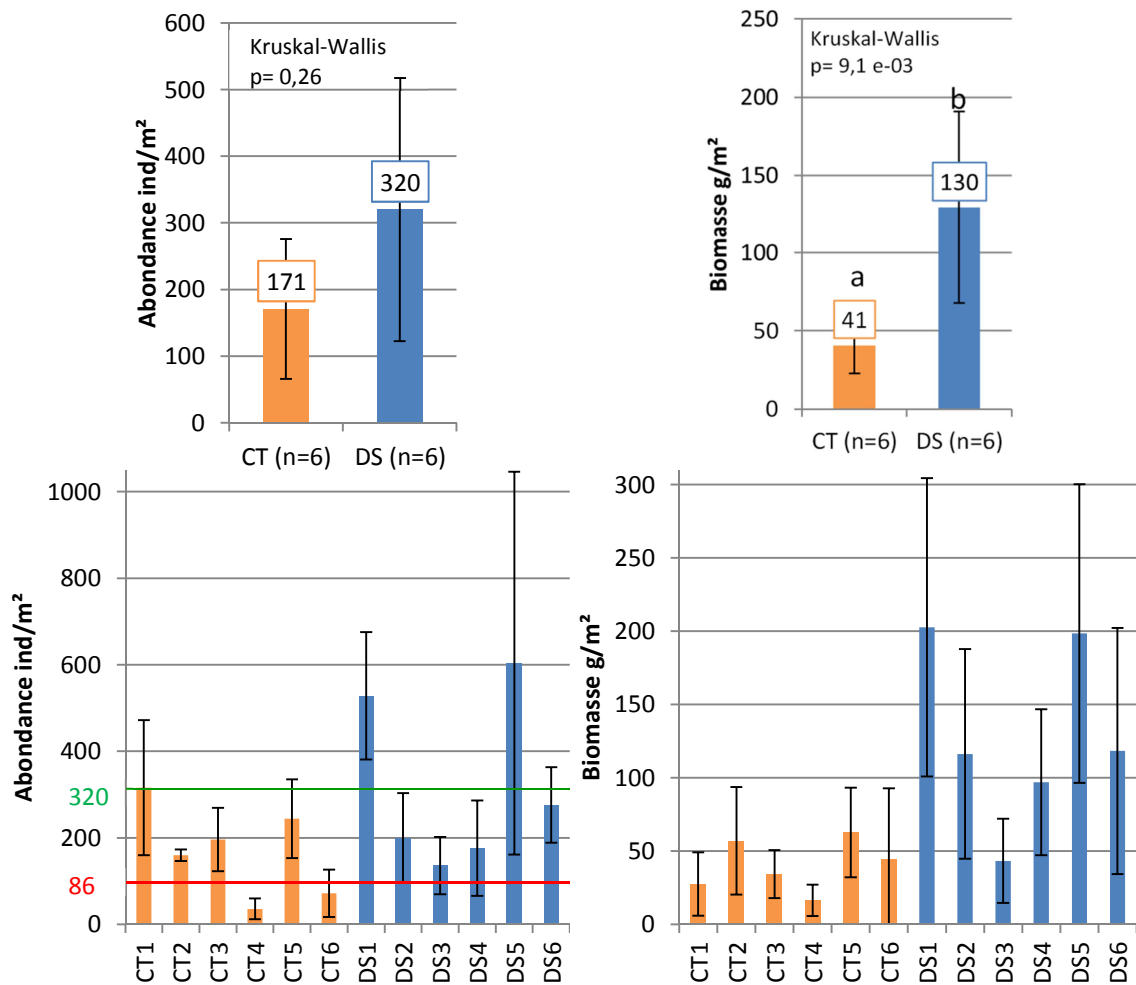


Figure 9: Distribution des abondances et biomasses lombriciennes par modalité (en haut) et par parcelles (en bas). En rouge: abondance minimale en grandes cultures; en vert: abondance maximale en grandes cultures (Cluzeau *et al.*, 2012).

(ii) Structure fonctionnelle

Les structures fonctionnelles rencontrées en DS et CT sont différentes, avec un développement significatif des anéciques en DS. Malgré cette différence, les endogés (END) représentent la majeure partie de l'abondance lombricienne en systèmes en labour comme en semis direct (figure 10), avec respectivement 87% et 57% des individus. En CT, viennent ensuite les épi-anéciques (E. An : 7%), les épigés (EPI : 5%) et les anéciques stricts (An.S : 1%). En DS, les abondances relatives sont de 22% pour les anéciques stricts, 11% pour les épi-anéciques et 10% pour les épigés. La prévalence relative des endogés en terme d'abondance et la quasi absence d'épigés est un résultat commun en agrosystème (Chan, 2001).

D'une manière générale, le système semis direct semble favoriser l'ensemble des catégories écologiques que ce soit en abondance ou en biomasse, mais ceci n'est pas significatif pour toutes les catégories. Ainsi, Les abondances d'anéciques (épi et stricts) sont significativement plus élevées en DS qu'en CT (respectivement : $p < 0,005$ et $p < 0,05$), ce qui va dans le sens de la littérature (Citeau *et al.*, 2008). De plus, le sable fin est corrélé négativement ($p < 0,05$) avec l'abondance d'endogés.

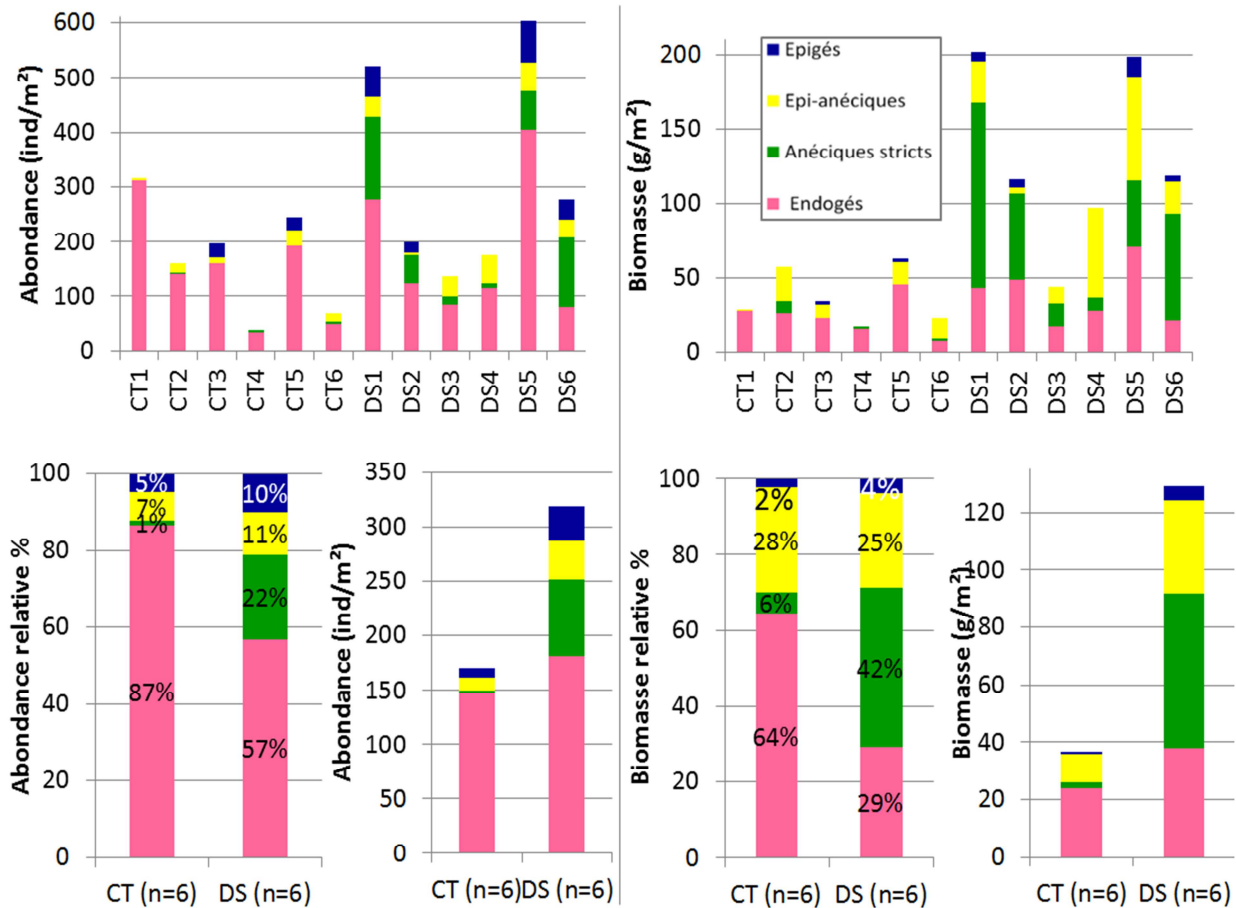


Figure 10: Abondance lombricienne nette et relative (à gauche) et biomasse lombricienne nette et relative (à droite) des groupes fonctionnels en DS et CT. En bleu: les épigés ; en jaune : les épi-anéciques, en vert : les anéciques stricts, en rose : les endogés.

En termes de biomasse, la biomasse des anéciques (épi et stricts) est significativement supérieure en DS qu'en CT ($p < 0,05$). En revanche, malgré l'observation en tendance d'une abondance absolue plus importante des endogés et d'épigés en DS qu'en CT, celle-ci n'est pas significative (figure 10).

De plus, la biomasse des lombriciens adultes (résultats non montrés) est supérieure en DS qu'en CT ($p < 0,05$), témoignant de la survie des individus juvéniles dans le temps, jusqu'au stade adulte.

(iii) Structure spécifique

La structure spécifique s'appuie uniquement sur les individus adultes et sub-adultes. Les juvéniles ne sont pas pris en compte, ceux-ci ne possédant pas tous les caractères morphologiques permettant de les identifier avec certitude au niveau de la sous-espèce.

La richesse taxonomique est significativement supérieure en DS avec 7,5 taxons/m², qu'en CT avec 5,3 taxons/m² (p<0,05) (figures 11 et 12). Les parcelles avec le plus grand nombre de taxons observé sont DS1 (11 taxons/m²), DS2 (8 taxons/m²) DS3, DS4 et CT2 (7 taxons/m²) (tableau 6). En moyenne, les parcelles se situent dans la classe de richesse taxonomique « élevée » quelle que soit la modalité de travail du sol (figure 12). Seule la parcelle CT4 (3 taxons/m² avec uniquement des endogés) est au-deçà de la valeur minimale rencontrée en Bretagne en grandes cultures de 6 taxons/m², (Cluzeau *et al.*, 2012) et se rapproche de la valeur moyenne française en cultures permanentes de 3,72 taxons/m² (OPVT, 2018).

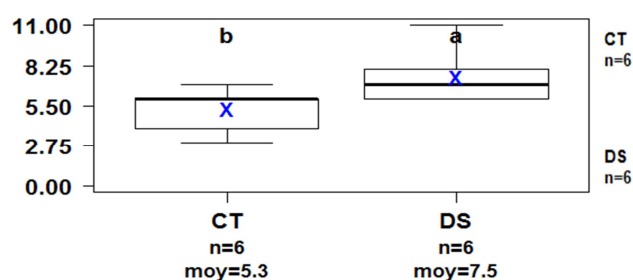


Figure 11: Nombre de taxons en CT et DS.

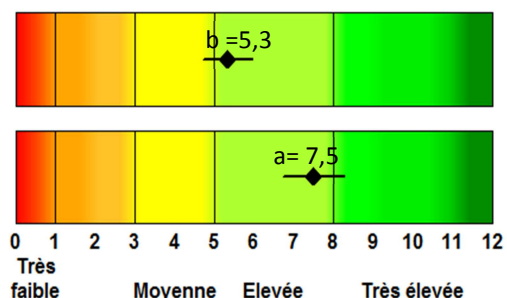


Figure 12: Score de richesse taxonomique en CT et DS par rapport aux références nationales OPVT (Plugin LMCU).

Les espèces identifiées sont cohérentes avec la littérature pour des sols cultivés (Edwards, 1983). Les espèces *A.chlorotica* (figure 13) et *A.caliginosa*, qualifiées d'espèces « dominantes » en terres cultivées bretonnes (Edwards, 1983), représentent la majorité des lombriciens avec plus de 50% de l'abondance totale en CT (figure 14). En DS, ces deux taxons sont également très présents, avec également *L.terrestris* (E.An), *A.giardi* (An.S), *A.icterica* (END) et *L.castaneus* (EPI). En sols cultivés de Bretagne, *L. terrestris* est une espèce dite « commune » et *L.castaneus* est « souvent » rencontrée (Edwards, 1983). Cela étant, les espèces identifiées et leurs abondances relatives varient d'une parcelle à l'autre en CT comme en DS (Annexe VI).

Tableau 6: Liste exhaustive des taxons en fonction des parcelles (code couleur des codes taxons selon les classes fonctionnelles. Une croix indique la présence d'individus identifiés avec certitude (adultes ou sub-adultes).

Taxon	Code	CT 1	CT 2	CT 3	CT 4	CT 5	CT 6	DS 1	DS 2	DS 3	DS 4	DS 5	DS 6
<i>Lumbricus castaneus</i>	LC					X		X	X			X	X
<i>Lumbricus Epigé indéterminable</i>	LX_E			X									
<i>Lumbricus centralis</i>	LCE									X	X		
<i>Lumbricus rubellus rubellus</i>	LRR						X		X	X			
<i>Lumbricus terrestris</i>	LT		X			X	X	X			X	X	X
<i>Lumbricus Anécique indéterminable</i>	LX_A	X		X									
<i>Aporrectodea giardi</i>	NG							X	X	X		X	X
<i>Aporrectodea longa longa</i>	NLL							X					

<i>Aporrectodea nocturna</i>	NN							X	X				
<i>Aporrectodea caliginosa caliginosa paratypica</i>	NCCT	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Allolobophora chlorotica chlorotica indéterminable</i>	ACCX	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Allolobophora icterica</i>	AI	X	X			X	X		X	X		X	X
<i>Allolobophora rosea rosea</i>	ARR	X					X	X		X			
<i>Octolasion cyaneum</i>	OC											X	X
<i>Haplotaxis indéterminable</i>	Ha_X	X	X										
<i>Aporrectodea indéterminable</i>	NX		X			X		X	X			X	
<i>Octolasion indéterminable</i>	OX		X					X	X	X			

L'indice de Shannon est significativement supérieur en DS avec 2,4 qu'en CT avec 1,7 ($p < 0,05$). Toutes les parcelles sont au-delà de la valeur de référence nationale de 1,17 en cultures permanentes (OPVT, 2018). Par ailleurs, l'équitabilité, grandeur proche de 1 si les taxons sont représentés en même abondance, est significativement supérieure en DS avec 0,84 qu'en CT avec 0,7 ($p < 0,05$) et au-delà de la référence nationale en cultures permanentes de 0,73 (OPVT, 2018).

Ainsi, le système semis direct améliore la diversité spécifique lombricienne, ce qui se traduit par une augmentation significative de l'indice de Shannon ($p < 0,05$) en en tendance de la richesse taxonomique ($p = 0,05$) ce qui va dans le sens de la littérature (Van Capelle, 2012).

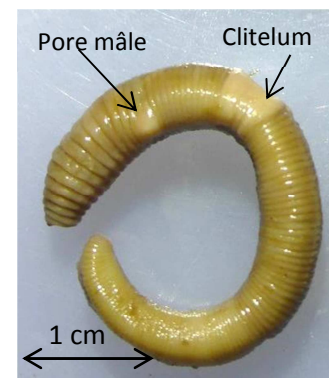


Figure 13: *A. chlorotica* adulte (C. Richard, Piampont12/06/18).

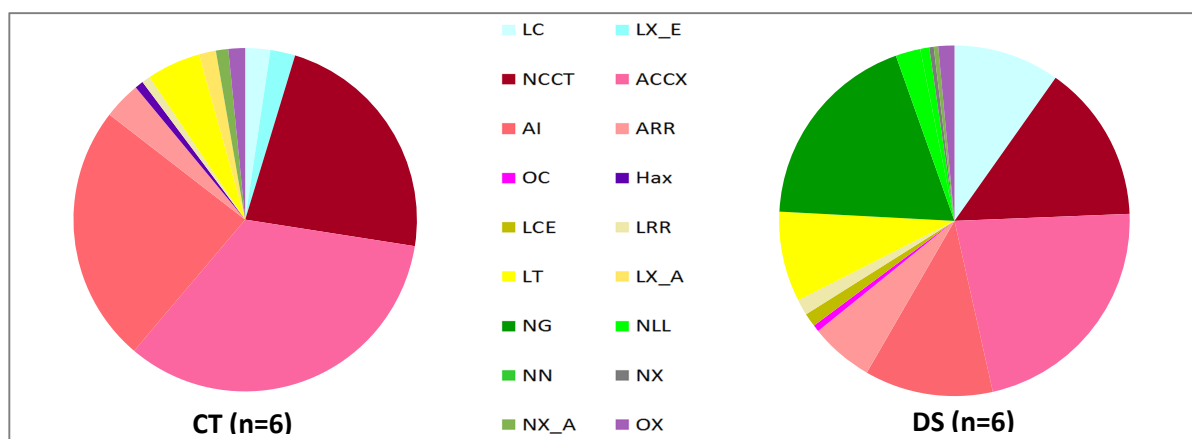


Figure 14: Abondance relative des taxons en CT et DS (code couleur par taxon commun à EcoBio Rennes 1). Code des taxons en tableau 6.

3.2. Effets du système semis direct sur les propriétés chimiques

3.2.1. Carbone

Les sols n'étant pas carbonatés, le taux de carbone total correspond au taux de carbone organique.

Les sols d'Ille-et-Vilaine ayant un taux de carbone organique dans les premiers centimètres compris entre 2 et 1,5 % (Gis Sol, 2011), les parcelles DS correspondent aux valeurs normales départementales, tandis que les parcelles CT sont en-deçà, sauf CT4. De même, Le Bissonnais et Arrouays (1997) formulent un seuil de carbone organique de 1 à 1,5 % pour prévenir un fort risque d'érosion du sol. Les parcelles CT1, CT2 et CT3 ont donc des taux en carbone critiques dans le contexte d'Ille-et-Vilaine (figure 15). Néanmoins, le contexte pédoclimatique de ces parcelles peut aussi expliquer les faibles valeurs de taux de carbone.

Le taux de carbone [0-10cm] des parcelles DS est significativement supérieure qu'en CT avec respectivement 2,61% et 1,33% ($p < 0,05$) (figure 16). Si l'enrichissement en carbone est significatif dans les premiers centimètres de sol, il ne l'est plus qu'en tendance pour la profondeur [10-20cm] (2,1% en DS et 1,39% en CT $p > 0,05$).

La variabilité entre les parcelles est faible en CT, hormis la parcelle CT4 qui se démarque avec des taux de carbone élevés, proches des valeurs moyennes de parcelles en DS (2,6% pour [0-10cm] et 2,1% pour [10-20cm]). En labour, le taux de carbone ne diffère pas avec la profondeur ($p > 0,05$), témoignant d'une homogénéisation de la répartition du carbone dans l'horizon de labour. A contrario, le taux de carbone tend à baisser avec la profondeur en semis direct, mais sans que cela ne soit significatif ($> 0,05$).

Le système semis direct a un effet positif sur le taux de carbone jusque 10 cm de profondeur (+1,17% ; $p < 0,01$) et négatif de 10 à 20 cm (-0,48% ; $p < 0,01$). La texture n'a pas d'effet significatif sur le taux de carbone à [0-10cm], mais les taux d'argile et de sable grossier ont une corrélation positive avec le taux de carbone à [10-20cm] (respectivement : +0,19%/ % argile, $p < 0,01$; + 0,03%/ % sable grossier, $p < 0,01$).

Une hausse du taux de carbone dans les premiers centimètres de sol en semis direct et une diminution du carbone en profondeur par rapport au labour va dans le sens de la littérature (Büchi *et al.*, 2017 ; Mary *et al.*, 2014).

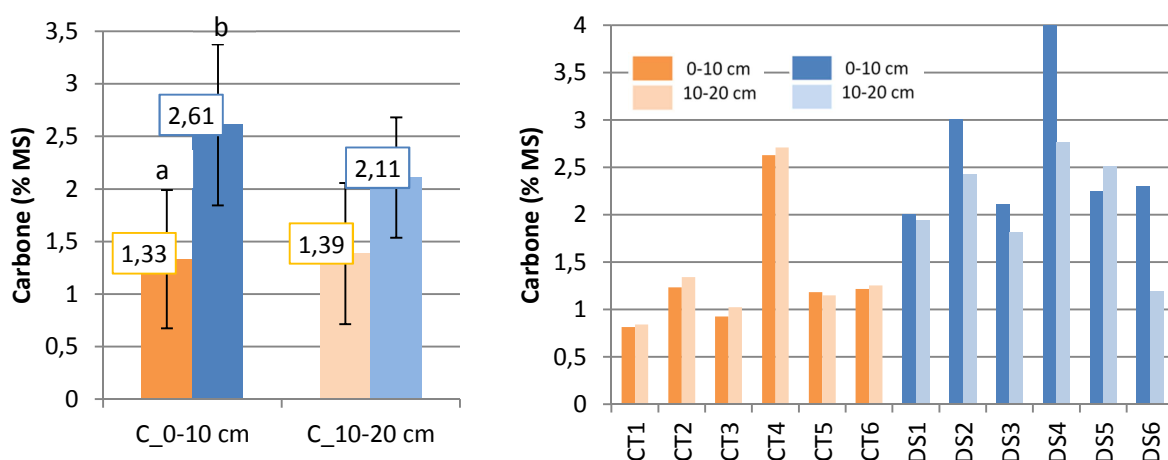


Figure 15: Taux de carbone (%MS) en CT (orange) et DS (bleu) selon la profondeur.

En revanche, la stratification du taux de carbone selon la profondeur en système semis direct mise en évidence dans d'autres travaux (Büchi *et al.*, 2017 ; Mary *et al.*, 2014) n'est pas significativement démontrée pour cette étude.

3.2.2. Azote

En moyenne, les parcelles DS se situent au-delà de la valeur optimale de 0,2% d'azote (Viaud *et al.*, 2018). Le taux d'azote est significativement plus élevé en DS avec 0,26% qu'en CT avec 0,14% pour [0-10cm] ($p < 0,05$), et de même pour [10-20cm] ($p < 0,05$) (figure 16).

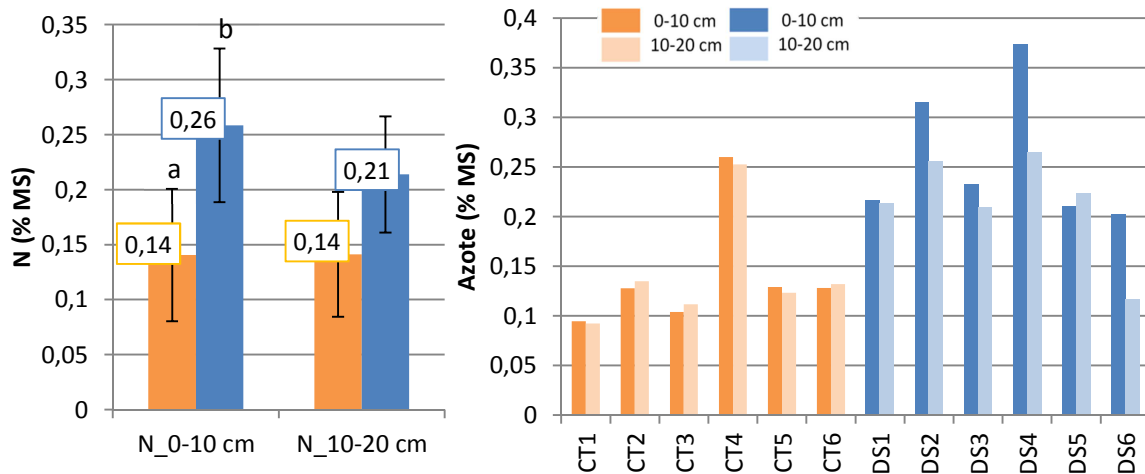


Figure 16: Azote total (%MS) en CT (orange) et DS (bleu) selon la profondeur.

Le système en semis direct et le taux d'argile ont un effet positif sur le taux d'azote à [0-10cm] et [10-210cm] (respectivement à [0-10cm] : +0,08 %N, $p < 0,05$; +0,014 %N/ % argile ; $p < 0,05$ et [10-20cm] : +0,04%, $p < 0,001$; +0,02 %/ % argile ; $p < 0,001$).

L'enrichissement des premiers centimètres de sol en l'azote en systèmes en semis direct va dans le sens de la littérature (Büchi *et al.*, 2017 ; Soane *et al.*, 2012).

3.3. Effets du système semis direct sur les propriétés physiques

3.3.1. Densité apparente

Les valeurs de densité apparente [0-10cm] des parcelles CT et DS sont plus élevées que celles mesurées par Dam et ses collaborateurs (2005) atteignant 1,37 en non-labour et 1,27 en labour après 10 années d'expérimentations, pour un sol limono-sableux.

La densité apparente n'est pas différente entre DS et CT, quelle que soit la profondeur ($p > 0,05$) et plus élevée que la densité apparente optimale de 1,4 en sol cultivés (Obriot *et al.*, 2016). En effet, elle présente une valeur de 1,5 en CT et 1,52 en DS pour les dix premiers centimètres, et respectivement 1,44 et 1,45 pour la profondeur [10-20cm]. La texture n'a pas d'effet sur la densité apparente ($p > 0,05$).

Si certains travaux montrent une diminution de la densité apparente dans les premiers centimètres après plus de 5 à 6 ans de semis direct (Büchi *et al.*, 2017), d'autres ne montrent pas de différence significative (D'Haene *et al.*, 2008).

3.3.2. Propriétés hydriques

(i) Vitesse d'infiltration

La vitesse d'infiltration moyenne tend à être supérieure en CT avec 570 mm.h^{-1} qu'en DS avec 168 mm.h^{-1} ($p > 0,05$) (figure 17). Cependant, cette différence n'est pas significative étant donné la variabilité entre les parcelles de même modalité. Le type de système et la texture n'ont pas d'effet significatif sur la vitesse d'infiltration ($p < 0,05$).

Des résultats semblables ont été mis en avant par d'autres travaux où la vitesse d'infiltration en labour n'était pas différente de celle en réduction du travail du sol (Capowiez *et al.*, 2009). Cela étant, d'autres travaux montrent au contraire une augmentation de la vitesse d'infiltration en semis direct (Colbach & Vacher, 2014 ; Soane *et al.*, 2012). Ces

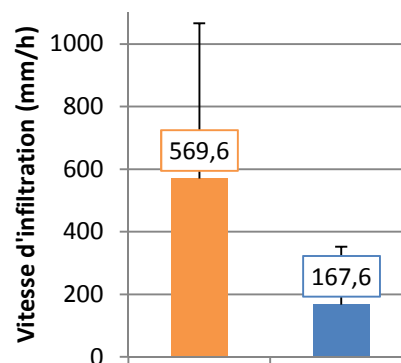


Figure 17: Vitesse d'infiltration (mm/h) en CT et DS.

Des résultats contradictoires observés dans la littérature soulignent la complexité des facteurs pouvant jouer sur l'infiltration et notamment le rôle potentiel des lombriciens ; ce point sera abordé ultérieurement (voir 3.5.3.).

(ii) Conductivités hydrauliques

La variabilité spatiale de la structure des sols, paramètre majeur conditionnant la conductivité hydraulique, ne permet pas d'obtenir des résultats significatifs avec cette méthode, mais uniquement de dégager des tendances (Bottinelli *et al.*, 2013).

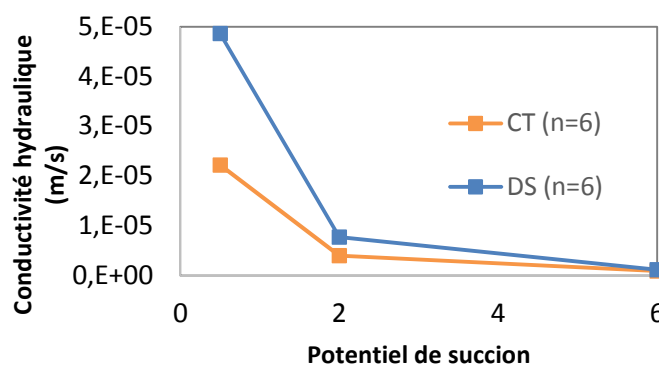


Figure 18: Conductivité hydraulique en CT et DS selon le potentiel de succion appliqué.

En CT comme en DS au potentiel de succion de 0,5, qui active les pores de diamètre supérieur à 6 mm, les valeurs de conductivité hydraulique sont comprises entre 10^{-4} m.s^{-1} et 10^{-5} m.s^{-1} (figure 18), valeurs considérées comme permettant une infiltration suffisamment rapide et une redistribution de l'eau aux plantes, tout en réduisant le risque de ruissellement de surface *via* un drainage des excès d'eau (Bottinelli *et al.*, 2013 d'après Reynolds *et al.*, 2003).

Les conductivités hydrauliques à [0-10cm] K0.5 et K2 sont en moyenne deux fois plus élevées en DS qu'en CT ($p > 0,05$), et il n'y a pas de différence pour K6 (figure 19). Pour K0.5, le système semis direct a un effet négatif sur la conductivité hydraulique ($-7,9.10^{-6} \text{ m/s}$; $p < 0,01$), contrairement aux pourcentages d'argile et de sables (respectivement : $+3,76e^{-6} \text{ m/s/ \% argile}$, $p < 0,01$; $+9,1e^{-6} \text{ m/s/ \% sable fin}$, $p < 0,01$; $+7,2 \text{ m/s/ \% sable grossier}$, $p < 0,05$). Concernant K2, le système semis direct n'a pas d'effet significatif sur la conductivité en revanche le taux de sable grossier améliore significativement K2 ($+1,6e^{-7} \text{ m/s/ \% sable grossier}$, $p < 0,05$). K6 ne présente pas de corrélation significative avec le système ou la texture, mais les taux d'argile et de sable tendent à augmenter la conductivité ($p = 0,05$).

3.3.3. Stabilité structurale

(i) Humectation rapide (HR)

Les sols appartiennent en moyenne à la classe « stable » en DS contre « instable » en CT, de 0 à 20cm de profondeur (figure 19 ; tableau 7).

MWD	Stabilité	Battance	Ruissellement et érosion diffuse
>2 mm	Très stable	Très rare	Risque très faible
1,3 – 2 mm	Stable	Occasionnelle	Risque limité
0,8 – 1,3 mm	Moyennement stable	Fréquente	Risque variable selon le contexte climatique et topographique
0,4 – 0,8 mm	Instable	Très fréquente	Risque fréquent en toute situation
<0,4 mm	Très instable	Systematique	Risque important et permanent en toute situation topographique

Tableau 7: Classes de stabilité, battance et risque d'érosion en fonction de la taille des diamètres moyens pondérés (MWD) d'après Le Bissonais, 1996.

Pour la profondeur [0-10cm], la stabilité structurale mesurée par humectation rapide (MWD HR) est significativement plus élevée en DS avec 1,99 mm, qu'en CT avec 0,69 mm ($p < 0,001$). De même pour [10-20cm] avec 1,83 mm en DS contre 0,67 mm en CT. Le système semis direct, l'argile et le sable grossier augmentent le MWD HR (respectivement : +0,33 mm, $p < 0,01$; +0,11 mm/ % argile, $p < 0,05$; +0,03 mm/ % sable grossier, $p < 0,01$) pour la profondeur [0-10cm]. A [10-20cm], le MWD HR est influencé par le système semis direct et le pourcentage de limon grossier (respectivement +0,16 mm, $p < 0,001$; -0,04 mm/ %limon grossier, $p < 0,05$). Cela étant, le MWD HR n'est pas différent entre les deux profondeurs au sein de chaque modalité de travail du sol.

(ii) Humectation lente (HL)

Les sols sont « moyennement stables » de 0 à 20 cm en CT et de 10 à 20 cm en DS. Ils sont « stables » dans les dix premiers centimètres en DS (figure 19 ; tableau 7).

La stabilité structurale mesurée par humectation lente ne diffère pas entre CT et DS pour [0-10cm] (respectivement : 1,43 mm en DS et 0,95 mm en CT ; $p > 0,05$) et pour [10-20cm] (respectivement : 1,2 mm en DS et 1,02 mm en CT ; $p > 0,05$) (figure 20). Le système semis direct est significativement corrélé négativement avec MWD HL à [0-10cm] (-0,6 mm, $p < 0,05$). L'argile et sable grossier sont significativement positivement corrélés au MWD HL pour les deux profondeurs (respectivement : pour [0-10] : +0,14 mm/ % argile, $p < 0,085$; +0,03 mm/ % sable grossier, $p < 0,01$; pour [10-20] : +0,15 mm/ % argile, $p < 0,01$; +0,03 mm / % sable grossier, $p < 0,01$).

(iii) Désagrégation mécanique par agitation (Eth)

Les sols appartiennent en moyenne à la classe « très stable » en DS contre « stable » en CT, de 0 à 20cm de profondeur (figure 19 ; tableau 7).

La stabilité structurale mesurée par perturbation mécanique est significativement plus élevée en DS qu'en CT (respectivement : 2,93 mm contre 1,63 mm à [0-10cm] et 2,79 mm contre 1,49 mm) ($p < 0,001$). Le semis direct augmente le MWD Eth de 0 à 20 cm de profondeur (+1,1 mm, $p < 0,001$ à [0-10cm] et [10-20cm]), avec le pourcentage d'argile ([0-10cm] : +0,08 mm/ % argile, $p < 0,01$; [10-20cm] : +0,11 mm/ % argile, $p < 0,05$). Ainsi, le semis direct augmente la stabilité des agrégats face à une perturbation mécanique.

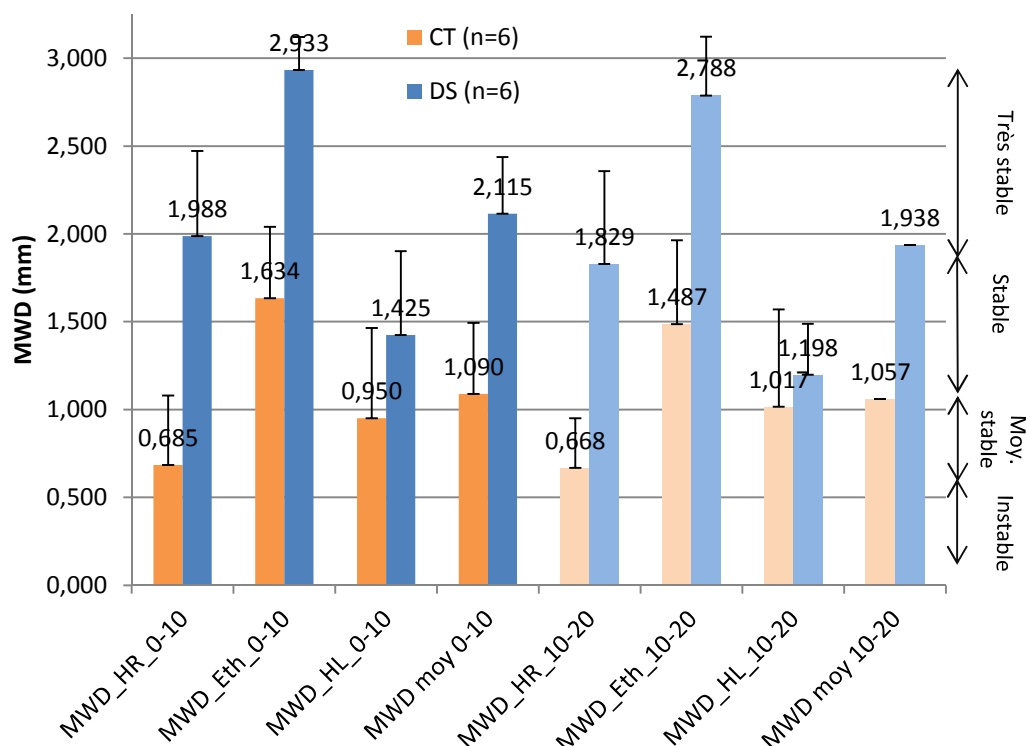


Figure 19: MWD selon la modalité de travail du sol et la profondeur. Classes de stabilité d'après Le Bissonais, 1996.

L'augmentation globale de la stabilité structurale en système semis direct observée dans cette étude diminue le risque de ruissellement et d'érosion du sol, va dans le sens de la littérature (Carter, 1992 ; D'Haene *et al.*, 2008 ; Soane *et al.*, 2012 ; Tebrügge & Düring, 1999). Cependant, contrairement à certains travaux (D'Haene *et al.*, 2008), les résultats obtenus dans cette étude ne confirment pas d'augmentation de la résistance à l'humectation lente des sols en semis direct.

3.4. Effet du système semis direct sur le rendement en blé

Pour la majorité des parcelles CT et DS, les rendements obtenus sont en-deçà de la prévision de rendement de 79 q/ha de blé en Ile-et-Vilaine pour la récolte de 2018 et du rendement moyen depuis 2013 de 76q/ha (Agreste, 2018).

Les rendements en blé ne sont pas différents en DS avec 63 q/ha qu'en CT avec 67 q/ha ($p > 0,05$) (figure 20). La texture n'explique pas non plus les variations de rendements entre les parcelles ($p > 0,05$). Bien que les rendements soient parfois supérieurs en CT qu'en DS dans la littérature (Soane *et al.*, 2012), ces résultats vont dans le sens de certains travaux, où le rendement en semis direct est maintenu par rapport à des rendements obtenus en labour après plus de 6 ans de semis direct (Büchi *et al.*, 2017 ; Labreuche, *et al.*, 2014).

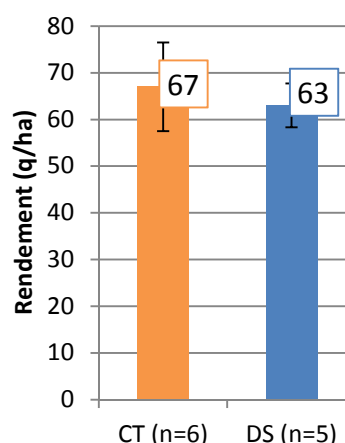


Figure 20: Rendements de blé (q/ha) obtenus en 2018 en CT et DS.

L'hétérogénéité des rendements, et ce même pour des parcelles situées dans la même commune, semble donc être imputable à d'autres paramètres que la modalité de travail du sol ou la texture du sol (voir 3.5).

3.5. Effets du système semis direct sur les interactions entre les paramètres biologiques, chimiques, physiques et agronomiques

Après avoir étudié l'effet du semis direct sur les propriétés biologiques, chimiques, physiques et sur le rendement il s'agit d'étudier les relations entre les paramètres et l'influence du système semis direct sur celles-ci.

Les données chimiques (C, N) et la vitesse d'infiltration de l'eau ayant été mesurés aux PR1 et PR3 dans chaque parcelle, seules les données biologiques de ces pseudo-répliques sont explorées conjointement à ces variables dans ce chapitre, afin de prendre en compte la dépendance spatiale reliant les données chimiques, physiques et biologiques.

3.5.1. Effets de paramètres biologiques sur le carbone et l'azote

(i) Carbone

En fonction de la profondeur, les paramètres influençant le taux de carbone diffèrent. Le taux de carbone [0-10cm] est positivement corrélé au système semis direct (+0,6% C ; $p < 0,01$), à la biomasse microbienne (+0,004 %C/ mgC/kg ; $p < 0,05$) et au sable (+0,1 %/ % sable fin, $p < 0,05$).

Plus en profondeur, le système semis direct diminue le taux de carbone (-0,007 %, $p < 0,001$). Au contraire, les taux d'argile et de sable grossier ainsi que la biomasse microbienne sont significativement positivement corrélés au taux de carbone (+0,04 %C/ % argile, $p < 0,01$; +0,02 %C/ % sable grossier, $p < 0,01$; +0,006 %C/ %mgC/kg, $p < 0,05$).

(i) Azote

Pour [0-10cm], le système semis direct est favorable au taux d'azote (+0,04 %N, $p < 0,01$), l'augmentation de la biomasse microbienne et le taux d'argile améliorant également le taux d'azote (+0,0004 %N/ mg C/kg ; $p < 0,01$; +0,008 %N/ % argile, $p < 0,05$).

Pour la profondeur [10-20cm], le taux d'azote est amélioré par le système semis direct (+0,07 %N ; $p < 0,001$), par l'augmentation de la biomasse microbienne (+0,0007 %N/ mgC/kg ; $p < 0,01$) et le taux d'argile (+0,0009 %N/ % argile, $p < 0,01$).

3.5.2. Effets de paramètres chimiques et biologiques sur la stabilité structurale

(i) Humectation rapide (HR)

La stabilité des dix premiers centimètres de sol face à une humectation rapide est positivement corrélée au système semis direct (+0,3 mm ; $p < 0,001$), aux taux d'argile et de sable grossier (+0,01 mm/ % argile, $p < 0,05$; +0,02/% sable grossier, $p < 0,01$) et augmente avec la longueur des hyphes mycéliens (+0,02 mm/ m/g, $p < 0,05$). Plus en profondeur, le semis direct est toujours corrélé positivement au MWD HR (+0,11 mm ; $p < 0,001$). De plus, le MWD HR [10-20cm] augmente sensiblement avec la longueur des hyphes mycéliens (+0,02 mm/ m/g ; $p < 0,01$) et diminue avec la teneur en limon grossier (-0,03 mm/ % limon grossier, $p < 0,05$).

(ii) Humectation lente (HL)

Pour les deux profondeurs étudiées, la stabilité du sol face à l'humectation lente est corrélée positivement aux taux de carbone ([0-10cm] : +0,49 mm/ %C, $p < 0,001$; [10-20cm] : +0,44 mm/ %C, $p < 0,01$) mais ne dépend pas du système et de la texture.

(iii) Perturbation mécanique (Eth)

Le sol est plus stable face à une perturbation mécanique en système semis direct ([0-10cm] : +0,9 mm, $p < 0,001$; [10-20cm] : +1,23 mm, $p < 0,001$) comparativement au système labour. Dans une moindre mesure, la biomasse microbienne augmente aussi le MWD HR ([0-10cm] : +0,001mm / mgC/kg, $p < 0,01$; [10-20cm] : +0,005mm/ mgC/kg, $p < 0,01$) ainsi que le pourcentage d'argile à [0-10cm] (+0,06 mm/ % argile, $p < 0,01$).

Ainsi, le système semis direct améliore la stabilité structurale des sols directement et indirectement en augmentant la biomasse microbienne et le taux de carbone. La figure 21 dresse un schéma bilan des interactions entre les paramètres biologiques et chimiques améliorant la stabilité structurale du sol, en distinguant les profondeurs [0-10cm] et [10-20cm]. Chaque lien correspond à une corrélation (positive en noir ou négative en rouge) significative entre deux variables, plus le trait étant épais plus le coefficient de corrélation étant fort (Annexe IV).

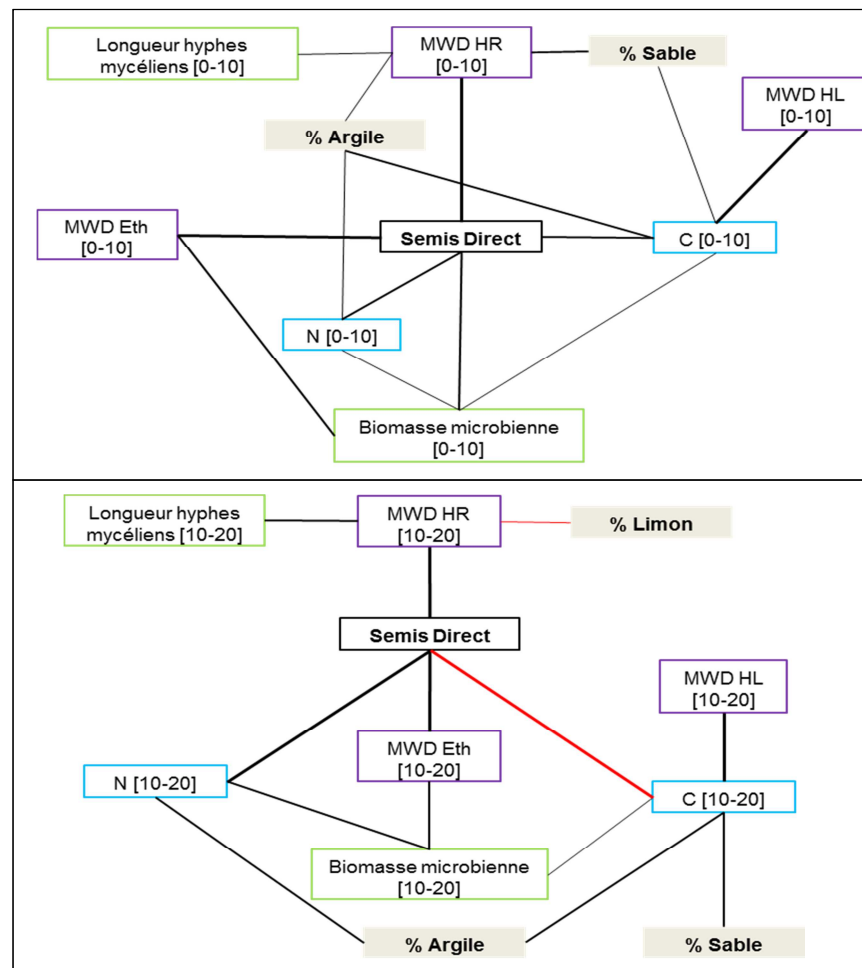


Figure 21: Schéma en réseau des interactions entre paramètres biologiques (en vert), chimiques (en bleu) et physiques relatifs à la stabilité structurale (en violet).

Si la fertilisation organique n'a pas d'effet significatif sur la stabilité structurale, elle s'exprime par des corrélations positives (tableau 8). Cela s'explique sans doute par une stimulation de l'activité des microorganismes et un enrichissement du sol en carbone grâce aux apports organiques, deux variables liées à la stabilité structurale du sol des parcelles (voir 3.5.2).

Tableau 8: Coefficients de corrélation entre la quantité de lisier apportée (unités azote) et la stabilité structurale (MWD).

	MWD HR		MWD Eth		MWD HL
	[0-10cm]	[10-20cm]	[0-10cm]	[10-20cm]	[0-10cm]
Fertilisation organique	0,85	0,81	0,64	0,55	0,60

3.5.3. Effets de paramètres biologiques, et chimiques sur les propriétés hydriques

(i) Vitesse d'infiltration de l'eau

La vitesse d'infiltration de l'eau ne s'explique pas par le système ni par aucun paramètre lombricien (abondance, biomasse, catégories écologiques) ($p > 0,05$). Par exemple, si la biomasse des épi-anéciques est significativement supérieure en DS qu'en CT ($p < 0,05$), la vitesse d'infiltration n'est pas significativement améliorée en DS qu'en CT ($p > 0,05$).

Cela va à l'encontre de notre hypothèse, qui était que la vitesse d'infiltration était améliorée par les anéciques, davantage développés en semis direct. En effet, les épi-anéciques creusent des galeries permanentes verticales débouchant à la surface assurant une continuité de la macroporosité (Capowiez *et al.*, 2009). En semis direct, des travaux ont démontré que l'activité des anéciques peut augmenter la macroporosité (Bouthier *et al.*, 2014 ; Schon *et al.*, 2017 ; Tebrügge & Düring, 1999), améliorant la vitesse d'infiltration de l'eau (Schon *et al.*, 2017). Ce n'est pas le cas pour cette étude où la présence des épi-anéciques favorisés en SD (voir 3.1.3.) n'engendre pas une vitesse d'infiltration plus élevée.

De plus, la densité apparente, la texture et le taux de carbone n'ont pas d'effet significatif sur la vitesse d'infiltration ($p > 0,05$), mais la densité apparente a une corrélation négative avec la vitesse d'infiltration de -0,49 et -0,45 (respectivement [0-10cm] et [10-20cm]) ($p > 0,05$). En effet, une augmentation de la densité apparente signifie une diminution du volume des pores, ce qui entrave l'infiltration.

(ii) Conductivité hydraulique

Si le système semis direct est corrélé négativement avec K0.5 ($-8,6e^{-6}$ m/s, $p < 0,001$), l'abondance des épi-anéciques, le taux de carbone et le taux de sable fin ont un effet positif sur la conductivité hydraulique K0.5 (respectivement : $+4,1e^{-7}$ m/s / ind/m², $p < 0,01$; $+1,6e^{-5}$ m/s / %C, $p < 0,01$; $+8,6e^{-6}$ m/s / % sable fin, $p < 0,001$).

De même pour K2, le système semis direct a un effet négatif sur la conductivité ($-5,5e^{-6}$ m/s, $p < 0,001$) tandis que l'abondance des épi-anéciques, le taux de carbone et le taux de sable fin ont un effet positif (respectivement : $+1,2e^{-7}$ m/s / ind/m², $p < 0,001$; $+4,6e^{-6}$ m/s / %C, $p < 0,001$; $+1,2e^{-6}$ m/s / % sable fin, $p < 0,001$).

En revanche, seul le taux de carbone à [0-20cm] un effet significatif sur K6 ($+7,1e^{-7}$ m/s / %C, $p < 0,01$).

La figure 22 schématise les interactions entre les conductivités hydrauliques et des paramètres chimiques, biologiques et pédologiques. Chaque lien correspond à une corrélation significative (positive en noir, négative en rouge) entre deux variables, plus le trait est épais plus le coefficient de corrélation est fort (Annexe IV).

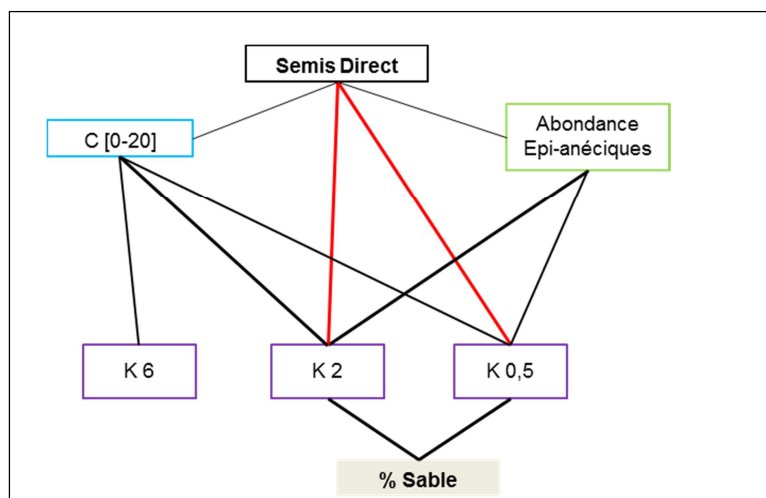


Figure 22: Schéma en réseau des effets de paramètres biologiques (en vert) et chimiques (en bleu) sur les paramètres physiques relatifs au cycle de l'eau (en violet).

3.5.4. Interactions entre les paramètres biologiques

La biomasse microbienne ne s'explique pas significativement par les abondances des catégories écologiques lombriciennes ($p > 0,05$). Cependant, il existe des corrélations positives entre biomasse microbienne et anéciques stricts et négatives avec les endogés (tableau 9). Le lien positif entre les microorganismes et les anéciques stricts va dans le sens de nos hypothèses et de la littérature, les vers de terre créant des conditions favorables au développement de microorganismes dans les parois de leurs galeries (Martin *et al.*, 1987), mais les lombriciens géophages se nourrissant aussi de microorganismes (Zhang, 2000).

Tableau 9: Corrélations entre biomasses microbiennes et abondance d'anéciques stricts et endogés.

	Biomasse microbienne [0-10cm]	Biomasse microbienne [10-20cm]
AB An.S	0,69	0,59
AB END	-0,38	-0,46

3.5.5. Effets des paramètres biologiques, chimiques et physiques sur le rendement

Le rendement n'est pas significativement expliqué par le type de système, les paramètres biologiques, chimiques et physiques du sol ($p > 0,05$). Si les relations ne sont pas significatives, certaines corrélations peuvent être soulignées. Ainsi, le rendement est positivement corrélé à la vitesse d'infiltration de l'eau (0,54), au pH [0-20cm] (0,52) et à la dose de fertilisation minérale (0,41).

4. Discussion générale

Effet du système semis direct sur la qualité biologique des sols

Le système semis direct augmente la biomasse microbienne dans l'horizon [0-10cm], ce qui est confirmé par d'autres travaux (Bouthier *et al.*, 2014 ; D'Hose *et al.*, 2018 ; Vian *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2017) et s'explique par l'absence de contraintes mécaniques et d'enfouissement de la matière organique, favorables au développement des microorganismes dans les premiers centimètres du sol (Bouthier *et al.*, 2014; D'Hose *et al.*, 2018 ; Van Capelle, 2012 ; Wang *et al.*, 2017).

Concernant la longueur des hyphes mycéliens, contrairement à la littérature (Wang *et al.*, 2017), le système semis direct n'apparaît pas plus favorable à leur développement que le système en labour conventionnel dans cette étude. Plusieurs hypothèses sont possibles pour expliquer que les hyphes ne se soient pas davantage développés en DS. Tout d'abord, les questionnaires remplis par les agriculteurs ont révélé que quatre des parcelles conduites en DS (DS2, DS3, DS5, DS6) ont été travaillées de façon superficielle et ponctuelle depuis 2012, notamment en cas de culture de maïs ou colza, ce qui peut conduire à la réduction de la longueur des hyphes. Ceci est d'autant plus vrai qu'un travail à 12cm (cultivateur et déchaumeur) a été réalisé pour la campagne 2015-2016 en DS3, parcelle avec les longueurs d'hyphes les plus faibles. Cela étant, cette hypothèse n'est pas confirmée pour DS1 qui présente des valeurs faibles de longueur d'hyphes sans avoir été travaillée, même superficiellement, depuis une dizaine d'années. Ainsi, l'absence de travail du sol n'explique pas tout. D'autre part, l'usage de fongicides pourrait en partie expliquer que les valeurs à [0-10cm] sont parfois inférieures à celles à [10-20cm] en DS, les hyphes étant davantage exposés aux fongicides à [0-10cm] en DS. On peut noter que DS4 présente une valeur particulièrement élevée à [10-20cm], presque 3 fois supérieure à la moyenne des DS, un hyphe particulièrement ramifié ayant été observé pour cette parcelle (voir figure 8). L'historique de la parcelle révèle que DS4 était en luzerne de 2014 à 2016. La culture et l'absence de perturbation du sol pendant 3 ans contribuent sans doute en partie au développement des hyphes mycéliens dans cette parcelle.

En ce qui concerne les communautés lombriciennes, l'abondance lombricienne est deux fois plus importante en DS qu'en CT, ce qui va dans le sens de certains travaux (Chan, 2001 ; Citeau *et al.*, 2008). De plus, la biomasse lombricienne est significativement plus élevée en DS qu'en CT et s'explique par le développement des anéciques qui ont une biomasse individuelle élevée. Le développement des anéciques en DS est possible car ces individus sont sensibles au labour qui les affecte directement du fait de leur grande taille et de leur situation dans le profil de sol, ou indirectement en détruisant leurs galeries, modifiant les conditions physico-chimiques de leur habitat et la répartition des ressources trophiques (Chan, 2001 ; Citeau *et al.*, 2008 ; Van Capelle, 2012). A contrario, dans cette étude, le système semis direct ne semble pas avoir d'effet significatif sur l'abondance et la biomasse absolues des endogés. Cela peut être imputé à leur petite taille et leur habitat temporaire leur conférant une sensibilité moindre au travail du sol (Bouthier *et al.*, 2014 ; Chan, 2001 ; Van Capelle, 2012). La tendance à la hausse du nombre d'épigés en DS, bien que non significative, pourrait s'expliquer par des apports organiques pour les parcelles DS2 à DS6 et la couverture du sol, conditions favorables pour les épigés (Chan, 2001).

Effet du système semis direct sur la qualité chimique des sols

Le système semis direct augmente le taux de carbone et d'azote dans les premiers centimètres de sol, allant dans le sens de la littérature (Büchi *et al.*, 2017 ; Mary *et al.*, 2014). Ceci s'explique par le fait que le labour expose la matière organique aux attaques microbiennes, augmentant la minéralisation et réduisant les taux de carbone et d'azote. Au

contraire, le système semis direct augmente la stabilité des agrégats et rend le carbone organique moins accessible aux microorganismes. Par ailleurs, il est important de noter que les valeurs maximales de taux de carbone et azote pour [0-10cm] et [10-20cm] sont observées pour la parcelle DS4. Ceci pourrait peut-être s'expliquer par l'originalité de son passé cultural. En effet, contrairement aux autres parcelles dont les rotations sont composées de maïs, colza, blé ou orge depuis 2012, DS4 a été cultivée en luzerne de 2014 à 2017. L'effet de cette culture, combiné avec une absence de perturbation du sol pendant 3 ans pourrait expliquer ces taux de carbone et d'azote élevés.

En s'intéressant à la répartition verticale du carbone et de l'azote, les parcelles étudiées dans cette étude ne présentent pas de taux significativement plus faibles à [10-20cm] qu'à [0-10cm] contrairement à d'autres travaux (Büchi *et al.*, 2017 ; Mary *et al.*, 2014), bien que le système semis direct soit corrélé négativement avec le taux de carbone à [10-20cm]. De plus, les dix années de non labour des parcelles DS ne suffisent peut-être pas pour mettre en lumière cette stratification, qui se met en place sur le long terme.

Bien que les résultats, montrant un enrichissement en carbone et en azote en SD, aillent dans le sens de la littérature, il faut noter que cinq des six parcelles en système semis direct reçoivent des apports de matière organique (lisier), contrairement aux parcelles labourées. L'analyse statistique montre que ces apports n'ont pas d'effets significatifs sur les taux de carbone et d'azote pour les deux profondeurs étudiées ($p > 0,05$), malgré des corrélations positives : 0,79 avec le carbone à [0-10cm] et 0,54 avec l'azote à [0-10cm]. Si les parcelles CT et DS appartiennent à des systèmes de polycultures élevage, il est étonnant que les parcelles en CT n'aient pas reçu de fertilisation organique cette année.

Par ailleurs, la répartition géographique des parcelles n'étant pas homogène, les parcelles en DS à l'est et au sud de Rennes n'ont pas le même contexte pédologique que les parcelles en CT, situées à l'ouest de Rennes. Cela entraîne d'emblée des possibles différences de texture et de teneur en matière organique. Ainsi, l'effet du système semis direct peut être surestimé compte tenu des faibles teneurs en matières organiques inhérentes aux sols des parcelles CT à l'est de Rennes, indépendamment des pratiques agricoles. Ainsi, l'effet de la texture est sans doute sous-estimée par l'approche cartographique adoptée par cette étude, une analyse granulométrique serait nécessaire pour valider ou nuancer les résultats obtenus.

Effet du système semis direct sur la qualité physique des sols

Contrairement à d'autres travaux où la densité apparente est plus faible en DS qu'en CT sur le long terme (Büchi *et al.*, 2017 ; D'Haene *et al.*, 2008), la densité apparente n'est pas différente en semis direct qu'en labour dans notre étude. Il semblerait que l'activité biologique (organismes, racines) compense la porosité générée mécaniquement par un travail du sol (Colbach & Vacher, 2014 ; Soane *et al.*, 2012), aboutissant à une densité apparente équivalente entre les deux modalités de travail du sol.

Concernant les propriétés hydriques, il convient de préciser que les méthodes Beerkan et Decagon ne peuvent être comparées directement mais sont complémentaires, et permettent de mettre en lumière des processus différents. La méthode Beerkan permet de couvrir une grande surface d'étude, alors que la méthode Decagon se focalise sur une surface 14 fois plus faible. La complémentarité de ces méthodes prend son sens dans cette étude où l'intérêt est porté à des organismes vivants de tailles variées et dont l'activité touche des processus à des échelles spatiales variées.

Le système semis direct a un effet négatif sur la conductivité hydraulique K0.5, (mettant en action les pores de diamètre supérieur à 6mm), alors que les taux d'argile et de sables sont

bénéfiques à K0.5 et K2. En effet, un taux de sable élevé reflète un espace poral entre particules plus élevé, favorable à la conductivité. L'écart de conductivité en K0.5 entre CT et DS témoigne d'une augmentation de la conductivité des macropores en semis direct, suggérant que les pores sont plus conducteurs en DS qu'en CT sans doute en lien avec une meilleure continuité ou moindre tortuosité (Reynolds *et al.*, 2003). Par ailleurs, on peut noter que DS4, qui a été 3 ans sous luzerne de 2014 à 2017, a les plus fortes conductivités à K0.5. Cela laisse entendre que la rotation, notamment *via* le système racinaire, jouerait sur la conductivité hydraulique à faible potentiel de succion en ayant un effet sur la macroporosité. La conductivité hydraulique K2 est légèrement plus élevée en DS qu'en CT, or cela concerne des pores contenant de l'eau de réserve disponible pour les cultures. Si la macroporosité est meilleure en tendance en DS, permettant d'évacuer les excès d'eau, il est nécessaire que l'eau reste accessible aux plantes *via* un stockage dans les pores de diamètre inférieur à 6mm.

Si la conductivité hydraulique semble supérieure en DS qu'en CT pour la profondeur [0-10cm] à K0.5, la vitesse d'infiltration, elle, tend à être supérieure en CT qu'en DS (d'un facteur 3, $p > 0.05$). Il serait intéressant de réitérer les mesures de conductivité hydraulique pour plusieurs profondeurs, comme vu dans d'autres travaux (Coutadeur *et al.*, 2002). En effet, si la conductivité hydraulique est supérieure dans les premiers centimètres, la tendance peut s'inverser en profondeur, ce qui expliquerait les résultats de vitesse d'infiltration supérieure en CT qu'en DS obtenus dans cette étude. De plus, la mesure de la vitesse d'infiltration nécessiterait une mesure de l'humidité du sol au champ afin d'éviter un biais d'hétérogénéité de l'état hydriques de sols lors des mesures (Capowiez *et al.*, 2009).

En cohérence avec d'autres travaux (D'Haene *et al.*, 2008 ; Soane *et al.*, 2012 ; Tebrügge & Düring, 1999), la stabilité structurale est meilleure en DS qu'en CT. Dans notre étude, le sol à [0-10cm] est « moyennement stable » en labour contre « très stable » en systèmes en semis direct, et à [10-20cm] le sol est « moyennement stable » en systèmes en labour contre « stable » en systèmes en semis direct. Les parcelles en DS résistent mieux à l'humectation rapide et à des perturbations mécaniques qu'en CT. A contrario, c'est les taux d'argile et sable grossier et non le type de système qui semble influencer la capacité des sols à résister à une humectation lente, et dans une moindre mesure à une humectation rapide et une perturbation mécanique du sol. En effet, un taux d'argile plus élevé, augmentant les liaisons avec la matière organique et la stabilité des agrégats.

Impact du système semis direct sur les interactions entre les paramètres biologiques, chimiques, physiques et agronomiques

Le système semis direct a des effets directs sur la qualité du sol, et des effets indirects *via* des réactions en cascades liant les différents paramètres, comme nous le montre la partie 3.5 des résultats.

Ainsi, la biomasse microbienne, influencée positivement pas le système semis direct, est aussi influencée positivement par le développement des anéciques stricts, ce qui peut s'expliquer par le fait que les anéciques creusent des galeries permanentes tapissées de mucus, riche en composés glucidiques et protéiques, molécules énergétiques pour les microorganismes (Martin *et al.*, 1987). Si tout le profil de sol n'est pas en contact direct des lombriciens, l'effet positif de ces derniers sur les nutriments peut favoriser les microorganismes. La corrélation négative de la biomasse microbienne avec les endogés peut s'expliquer par le fait que les endogés creusent des galeries temporaires, brassant un grand volume de sol comparativement aux autres catégories fonctionnelles lombriciennes et ingérant ainsi des microorganismes et champignons avec le sol (Zhang, 2000). Les microorganismes représentent une ressource trophique pour les endogés (Zhang, 2000).

Concernant les taux de carbone et d'azote ; le système semis direct, la biomasse microbienne et le taux d'argile sont les facteurs d'influence principaux des taux de carbone et d'azote pour les 20 premiers centimètres de sol. Cela peut s'expliquer d'une part par le fait que le semis direct engendre un cumul des nutriments en surface, alors que le labour les répartit sur tout l'horizon de travail du sol (Büchi *et al.*, 2017 ; Soane *et al.*, 2012). Ainsi, si les agrégats sont plus stables en semis direct la matière organique est moins accessible aux microorganismes, réduisant la minéralisation du carbone et de l'azote et leur volatilisation (Soane *et al.*, 2012). Cela étant, il conviendrait de mesurer des paramètres d'activités des microorganismes pour affiner ces résultats. Contrairement à nos hypothèses, la communauté lombricienne dans sa globalité n'a pas de rôle majeur dans l'augmentation du taux de carbone et d'azote dans le sol dans cette étude, ce que ne supporte pas la littérature qui montre que les lombriciens participent également au cycle des nutriments (Blouin, 2013) par un enrichissement du sol qui transite dans leur intestin en carbone et en azote minéral entre autre lors de leur activité de fouissement (Zhang *et al.*, 2000).

La stabilité structurale, globalement améliorée en système semis direct, est aussi influencée par des paramètres chimiques et des agents biologiques comme la biomasse microbienne. Les premiers centimètres de sol [0-10cm] sont plus résistants en DS face à une humectation rapide (MWD HR) et une perturbation mécanique (MWD Eth). Si la modalité de travail du sol explique en premier lieu l'humectation rapide et la perturbation mécanique, c'est le taux de carbone qui explique au mieux la résistance à l'humectation lente. Les mécanismes d'agrégation sont multiples et révélés différemment par les trois tests. L'humectation lente est révélatrice de la cohésion entre les agrégats et au sein même des agrégats entre les particules et les différentes formes de carbone et s'explique par le fait que le carbone organique permet de former des liaisons entre les particules au sein des agrégats et entre les agrégats (Mardhiah *et al.*, 2014 ; Tisdall, 1991). La perturbation mécanique augmente également avec la biomasse microbienne, ce qui peut être dû à la production de polysaccharides par les microorganismes (Tisdall, 1991). Dans notre étude, la longueur des hyphes mycéliens améliore la stabilité structurale face à une perturbation mécanique, les hyphes mycéliens consolidant les agrégats par un maillage résistant autour de ces derniers (Mardhiah *et al.*, 2014 ; Tisdall, 1991). De plus, la littérature montre que les hyphes mycéliens sécrètent des molécules favorables à la structuration d'agrégats stables dont des polysaccharides et protéines (Mardhiah *et al.*, 2014 ; Tisdall, 1991).

Le système semis direct a des effets négatifs sur la conductivité hydraulique K0.5 (mettant en action les pores de diamètre supérieur à 6mm) et K2, tandis que l'abondance d'épi-anéciques, le taux de carbone et de sable fin améliorent les conductivités. En effet, un taux de sable élevé reflète une espace poral entre particules plus élevé, favorable à la conductivité. De plus, la texture et le taux de carbone sont des paramètres déterminants pour la structure du sol, souvent utilisés pour prédire les flux d'eau dans le sol (Vereecken, 1995). Par ailleurs, les épi-anéciques creusent des galeries verticales à sub-verticales permanentes, ce qui représente de la macro-porosité continue et favorable à l'écoulement de l'eau dans le sol (Bouthier *et al.*, 2014 ; Schon *et al.*, 2017 ; Tebrügge & Düring, 1999). En revanche, seul le taux de carbone est corrélé significativement avec K6.

Concernant les rendements, les paramètres étudiés (taux de carbone et d'azote, biomasse microbienne, etc.) ne permettent pas d'expliquer les valeurs de rendements obtenues. D'autres paramètres pourraient compléter ce travail, comme la profondeur du sol et la Réserve Utile. En effet, les conditions hydriques ont une influence non négligeable sur le rendement, favorisant plus ou moins la levée des cultures et la prolifération de ravageurs et maladies (Van den Putte *et al.*, 2010).

Les indicateurs biologiques, chimiques, physiques et agronomiques étudiés séparément donnent une information partielle de la qualité du sol. Une synthèse permet de porter un

regard global sur la qualité agro-environnementale du sol (Viaud *et al.*, 2018). Afin d'avoir une vision d'ensemble, les radars (figures 23 et 24) permettent de résumer l'effet du système semis direct ou labour sur les paramètres biologiques, chimiques et physiques pour lesquels l'effet du semis direct est significatif dans cette étude.

Le premier radar (figure 23) a été construit en sélectionnant tous les paramètres, significativement différents ou non en DS qu'en CT, pour lesquels des références moyennes régionales ou nationales sont disponibles. L'objectif de ce radar est de positionner les moyennes des parcelles CT et DS par rapport aux valeurs attendues (Annexe VII a). Les valeurs ont été affranchies des unités par normalisation (inspiré d'Obriot *et al.*, 2016 et de Viaud *et al.*, 2018). Pour tous les paramètres, on considère que plus la valeur est élevée, mieux c'est, sauf pour la densité apparente avec une valeur optimale fixée à 1,4 (Viaud *et al.*, 2018).

Dans ce cas, le score est calculé selon que la valeur observée soit inférieure ($score = valeur\ observée / valeur\ optimale$) ou supérieure ($score = valeur\ optimale / valeur\ observée$) à la valeur optimale (d'après Obriot *et al.*, 2016). Pour certains paramètres, les valeurs obtenues sont meilleures que celles attendues. Au lieu de leur attribuer la valeur de 1, le choix a été fait de conserver le score calculé, supérieur à 1.

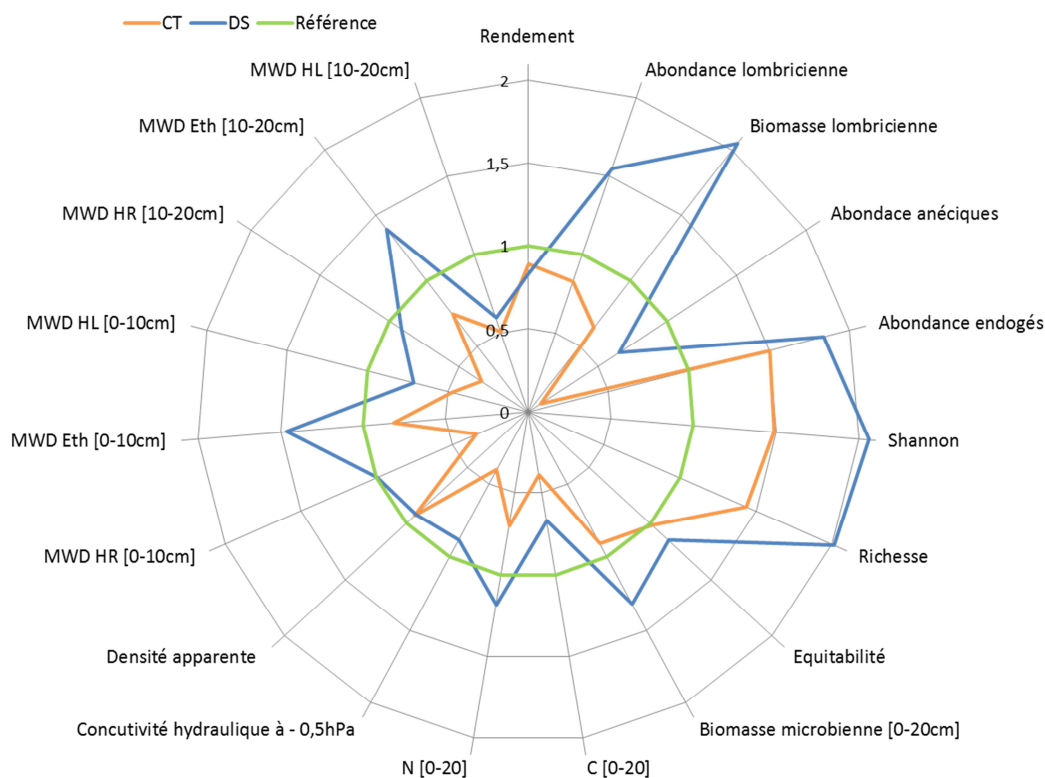


Figure 23: Radar des paramètres de qualité agro-environnementale du sol par rapport à la référence des valeurs attendues. La table des scores et les valeurs de références sont disponibles en annexe VII a (C = taux de carbone ; N = taux d'azote ; MWD = diamètre moyen pondéré ; HR= Humectation Rapide; HL= Humectation Lente).

Cette approche permet de positionner les parcelles DS et CT comme au-delà de la qualité attendue concernant l'abondance des endogés, l'indice de Shannon et la richesse spécifique des lombriciens. Par ailleurs, les parcelles DS sont au-delà des références pour la stabilité structurale du sol face à des perturbations mécaniques et à une humectation rapide, pour la biomasse microbienne et pour les taux d'azote et de carbone.

Cependant, les différences entre CT et DS ne sont pas significatives pour tous les paramètres de ce radar. En s'inspirant de la méthode d'Obriot et collaborateurs (2016), un second radar (figure 24) a été construit uniquement avec les paramètres significativement différents en DS qu'en CT. Dans ce cas, les scores sont calculés tels que : plus la valeur du paramètre est élevée, meilleure est la qualité du sol (Obriot *et al.*, 2016), la valeur maximale observée étant considérée comme la meilleure. Pour chaque paramètre, la meilleure valeur observée reçoit le score de 1, les autres valeurs sont normalisées en les divisant par la valeur maximale et sont donc comprises entre 0 et 1 (Annexe VII b).

De façon générale, ce second radar donne à voir quels paramètres permettent de distinguer DS et CT en terme de qualité agro-environnementale du sol. Cependant, la réduction du nombre de paramètres fait aussi perdre de l'information. Pour aller plus loin, il serait souhaitable de sélectionner seulement les paramètres indépendants entre eux, et de les agréger sous forme d'indicateurs, ces indicateurs reflétant le fonctionnement du sol et pouvant être liés à des services écosystémiques, comme c'est le cas dans d'autres études (Obriot *et al.*, 2016 ; Viaud *et al.*, 2018).

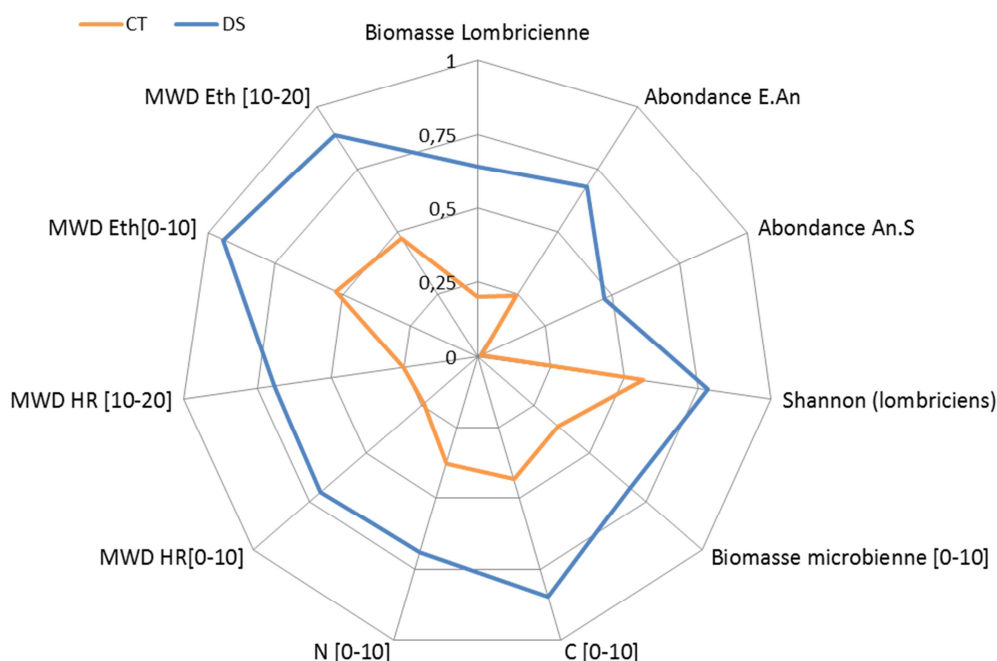


Figure 24: Radar des indicateurs de qualité agro-environnementale du sol significativement différents en DS qu'en CT. La table des scores est disponible en annexe VII (C = taux de carbone ; N = taux d'azote ; MWD = diamètre moyen pondéré ; HR= Humectation rapide ; Eth= perturbation mécanique).

Cependant, le jeu de données disponible pour cette étude ne permet pas de construire de tels indicateurs, et ces deux radars constituent une première approche. Pour aller plus loin, il serait souhaitable de sélectionner seulement les paramètres indépendants entre eux, et de les agréger sous forme d'indicateurs, ces indicateurs reflétant le fonctionnement du sol et pouvant être liés à des services écosystémiques, comme c'est le cas dans d'autres études.

Impact du système semis direct sur la qualité agro-environnementale des sols : lien aux services écosystémiques

La qualité agro-environnementale d'un sol est sa capacité à fournir des services écosystémiques aux sociétés humaines (Viaud *et al.*, 2018).

Notre étude montre que le système semis direct est favorable à la biodiversité lombricienne ; la richesse spécifique des lombriciens, l'indice de Shannon et l'Equitabilité étant meilleurs en semis direct qu'en labour. Ainsi, le semis direct semble améliorer le service de conservation de la biodiversité en permettant le développement de microorganismes et des communautés lombriciennes. De plus, les résultats montrent que le système semis direct améliore la stabilité structurale, ce qui diminuerait les risques de ruissellement et d'érosion (Le Bissonais, 1996), et par là le risque de pollutions phosphorées par exemple (Soane *et al.*, 2012).

La détérioration de la structure des sols et l'augmentation de l'érosion étant identifiées comme des menaces principales pour les sols (MAE, 2005), les systèmes en semis direct apparaissent donc comme une alternative efficace contre cette menace pour les parcelles étudiées. Par conséquent, le système semis direct semble favorable à la fourniture de services de régulation de l'érosion. Cela étant, il est reconnu que l'usage d'herbicides est nettement plus important en semis direct comparativement aux parcelles labourées (Colbach & Vacher, 2014 ; Soane *et al.*, 2012). Ceci a été observé dans le cadre de cette étude. Ainsi, le questionnaire rempli par les agriculteurs recense l'application moyenne de 4,3 produits herbicides en DS pour la campagne de 2017-2018, contre 2 produits herbicides en CT. Si l'usage d'herbicides peut être minimisé en jouant sur la rotation des cultures, le contrôle biologique et la couverture du sol (Colbach & Vacher, 2014), il n'en demeure pas moins que cet usage d'herbicides a plusieurs impacts environnementaux : d'une part, ces produits phytosanitaires peuvent engendrer des pollutions ou avoir des effets nocifs sur la biodiversité du sol (Colbach & Vacher, 2014 ; Soane *et al.*, 2012) ; d'autre part, la littérature met en garde contre l'apparition de résistances aux herbicides (Colbach & Vacher, 2014 ; Soane *et al.*, 2012). Concernant les fongicides, on observe une tendance inverse : 3,2 produits en CT pour la campagne 2017-2018 contre 0,8 produit en DS. Par ailleurs, les agriculteurs en DS font usage d'autres produits tels que des oligoéléments ou des produits de bio contrôle.

De plus, si les rendements ne sont pas diminués en DS par rapport à CT (67 q/ha en CT contre 63 q/ha en DS), il serait nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres rendant compte de la qualité des cultures pour évaluer l'effet du système semis direct sur le service de production.

Apports et limites de l'étude

Cette étude permet de considérer l'effet du système semis direct sur divers paramètres, dans un contexte systémique. Ceci a permis de comprendre les effets directs du DS sur les paramètres étudiés, et les interactions entre les paramètres. En cherchant à situer les valeurs des paramètres à des références régionales ou nationales en sols cultivés, cette étude s'inscrit dans une démarche de quantification de la qualité du sol.

Cependant, il convient de noter que tous les paramètres d'intérêts abordés par cette étude n'ont pas de valeurs de références répertoriées en termes de qualité du sol, comme la vitesse d'infiltration avec la méthode Beerkan ou la longueur des hyphes mycéliens. Par ailleurs, la diversité des protocoles d'échantillonnage des lombriciens donne lieu à une grande diversité de résultats associés ou non à des références de qualité biologique du sol, et ce pour de échelles d'études différentes et des contextes pédoclimatiques variés.

Il faut également noter qu'il aurait été intéressant de connaître les profondeurs de sol et d'effectuer un profil de sol par parcelle.

Si cette étude ne permet pas de mettre en lumière une stratification verticale de l'azote et du carbone en système en semis direct, cela peut aussi être dû à des épaisseurs d'horizon trop élevées de 10 cm, une analyse de 5 cm en 5 cm aurait été plus précise.

Par ailleurs, les enquêtes auprès des agriculteurs ont révélé qu'il n'y avait pas de fertilisation organique dans les systèmes en labour conventionnel, ce qui est étonnant en systèmes de polyculture élevage. L'effet de la fertilisation mérite d'être approfondie, notamment en déterminant la qualité des effluents à travers le rapport C/N.

De plus, si les parcelles DS sont dites en semis direct depuis 10 ans par les agriculteurs, les enquêtes ont aussi montré que certains ont recours à des TCS ponctuellement pour les cultures de maïs et colza (tableau 4). Cette étude prend en considération les systèmes en semis direct et en labour à l'échelle de la parcelle. Or, l'adoption du semis direct implique une organisation particulière du système agricole dans son ensemble. En effet, la gestion d'une parcelle n'est pas pensée isolément du reste du système mais dépend de l'ensemble du système. Il apparaît donc nécessaire d'élargir l'échelle d'étude au niveau de l'exploitation dès lors que l'on souhaite aborder des aspects de durabilité économique et d'efficacité énergétique.

5. Conclusion et perspectives

L'objectif de cette étude était de tester si les systèmes en semis direct amélioraient la qualité agro-environnementale des sols d'agrosystèmes bretons, à travers quatre hypothèses.

Premièrement, les résultats confirment que le système semis direct augmente la biomasse microbienne, améliorant la stabilité structurale du sol face aux perturbations mécaniques, mais ne permet pas un développement plus important des hyphes mycéliens comparé au système en labour. De plus, la stabilité structurale du sol dépend aussi de la texture, notamment du taux d'argile.

Deuxièmement, l'étude confirme que le système semis direct est bénéfique aux communautés lombriciennes et permet notamment le développement des anéciques. Cela étant, si ceux-ci sont plus nombreux en système semis direct, la vitesse d'infiltration n'en est pas significativement augmentée pour autant alors que la conductivité hydraulique K0.5 l'est. De plus, le système semis direct est défavorable aux conductivités K0.5 et K2, alors que les taux de carbone et de sable fin y sont favorables.

Troisièmement, le système semis direct entraîne bien une augmentation du taux de carbone et d'azote dans les dix premiers centimètres de sol par rapport au système en labour. Cependant, si ces taux diminuent en tendance en profondeur, il n'y a pas de stratification verticale des nutriments dans les parcelles étudiées sur [0-20cm].

Quatrièmement, les résultats montrent bien que le rendement en blé de la campagne 2017-2018 n'est pas différent inférieur en système semis direct qu'en labour, bien qu'en tendance plus faible en DS (63 q/ha en DS et 67 q/ha en CT).

Ainsi, la qualité agro-environnementale du sol des parcelles étudiées est bien améliorée par le système semis direct. Ces premiers résultats seront valorisés auprès des agriculteurs du réseau de parcelles. Dans cette perspective, un poster a déjà été exposé à la porte ouverte organisée par la CRAB en juin (Annexe VIII) et une fiche diagnostic de qualité agro-environnementale du sol sera réalisée par parcelle et remise aux agriculteurs (Annexe IXX). Les résultats seront également transmis aux partenaires techniques de terrain, Agrobio Conseil et la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne.

Des paramètres supplémentaires mériteraient d'être étudiés pour étayer nos conclusions. Si l'augmentation des biomasses ou abondances d'organismes vivants en semis direct est attestée par cette étude, cela n'est pas synonyme d'une hausse d'activité biologique en semis direct. Pour aborder l'activité biologique, d'autres paramètres peuvent être pris en

compte comme l'activité enzymatique extracellulaire, la production de turricules par les lombriciens, la sécrétion de polysaccharides par les hyphes mycéliens. Par ailleurs, il serait nécessaire d'étudier d'autres invertébrés. En effet, le semis direct peut favoriser les ravageurs *via* la présence de mulch en surface, environnement humide et propice au développement des limaces (Soane *et al.*, 2012). Le programme SoilMan comporte un volet de recherche sur le contrôle des populations de limaces par les carabes, pouvant venir en complément de l'analyse de la qualité agro-environnementale des sols. Par ailleurs, l'étude de la porosité peut être approfondie en cherchant à caractériser la morphologie du système poral, conditionnant les écoulements d'eau. L'approche agronomique pourrait être affinée en rajoutant des indicateurs qualitatifs de la production et des indicateurs de compétition avec le blé par les adventices. De plus, il serait pertinent de compléter cette étude par un bilan carbone des systèmes agricoles, afin d'évaluer la fourniture de service de régulation du climat en semis direct. En effet, la réduction de consommation de carburants fossiles en semis direct peut diminuer le bilan d'émission de gaz à effet de serre (Soane *et al.*, 2012). Enfin, il serait nécessaire d'implémenter l'étude par une évaluation socio-économique détaillée afin d'aborder la notion de durabilité des agrosystèmes.

De plus, cette étude devra être mise en perspective avec les résultats obtenus par le programme SoilMan, d'une part avec l'étude de paramètres complémentaires (tableau 2) sur les mêmes parcelles DS et CT, d'autre part avec l'étude des parcelles du réseau de parcelles en Ille-et-Vilaine en Agriculture Biologique ou insérant une prairie dans leur rotation. *In fine*, le programme SoilMan permettra de comparer les situations des différents pays échantillonnés et apportera une expertise socio-économique sur les agrosystèmes.

6. Références bibliographiques

Agreste, Tableaux de l'agriculture bretonne, Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt, Edition 2016, 170 p. Disponible en ligne : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R5317A07.pdf> [Consulté le 10/08/18].

Alletto, L. & Coquet, Y., 2009. Temporal and spatial variability of soil bulk density and near-saturated hydraulic conductivity under two contrasted tillage management systems. *Geoderma*. Vol. 152, p.85-94.

Andriuzzi W.S., Pulleman M.M., Cluzeau D., Pérès G., 2017. Comparison of two widely used sampling methods in assessing earthworm community response to agricultural intensification. *Applied Soil Ecology*. Vol. 119, p. 145-151.

Benoit P., Alletto L., Barriuso E., Bedos C., Garnier P., Mamy L., Pot V., Real B., Vieuble-Gonod L., « Travail du sol et risques de transfert de produits phytosanitaires ». In : Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae – Arvalis. p. 127-141.

Blouin M., Hodson M.E., Delgado E.E., Baker G., Brussaard L., Butt K.R., Dai J., Dendooven L., Pérès G., Tondoh J.E., Cluzeau D., Brun J.J., 2013. A review of earthworms impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*. Vol. 64, p. 161-182.

Boizard H., Chenu C., Labreuche J., Roger-Estrade J., « Dynamique de la structure du sol en travail et non travail du sol ». In : Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae – Arvalis. p. 49-62.

Bottinelli N., Menasseri-Aubry S., Cluzeau D., Hallaire V., 2013. Response of soil structure and hydraulic conductivity to reduced tillage and animal manure in a temperate loamy soil. *Soil Use and management*. Vol. 29, p. 401-109.

Bouché M.B., Lombriciens de France, écologie et systématique. Institut National de la recherche Agronomique Annales de Zoologies-Ecologie animale, numéro hors-série, 1972. 672 p.

Bouthier A., Pelosi C., Villenave C., Pérès G., Hedde M., Ranjard L., Vian J.F., Peigne J., Cortet J., Bispo A., Piron D., « Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique ». In : Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae – Arvalis. p. 89-112.

Büchi L., Wendling M., Amossé C., Jeangros B., Sinaj S., Charles R., 2017. Long and short term changes in crop yield and soil properties induced by the reduction of soil tillage in a long term experiment in Switzerland. *Soil and Tillage Research*. Vol. 174, p. 120–129.

Capowiez Y., Cadoux T., Bouchan P., Ruy S., Roger-Estrade J., Richard G., Boizard U., 2009. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil and Tillage Research*. Vol. 105, p. 209-2016.

Carof M., de Tourdonnet S., Coque 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 and Management*. Vol 23, p. 230-237.

Carter M.R., 1992. Influence of reduce tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil and Tillage Resaerch*. Vol. 23, p. 361-372.

Chan K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity-implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*. Vol. 5, p. 179-191.

Citeau L., A. Bispo A., M. Bardy M., D. King D. (coord), *Gestion durable des sols*, Editions Quae, 2008, 320 p.

Cluzeau D., Bellido A., Boulonne L., Cannavacciuolo M., Chaussod R., Cortet J., Fargette M., Giteau J-L., Guernion M., Jolivet C., Lavelle P., Foucaud-Lemerrier B., Martin F., Mateille T., Mercier V., Péres G., Pernin C., Plantard O., Ponge J.F., Ranjard L., Rougé L., Ruiz N., Tico S., Velasquez H., Villenave C., Walter C. 2009. Rapport d'activité "RMQS BioDiv Bretagne – Tome 7 Les lombriciens". Editions Bioger. Vol. 4,105 p.

Cluzeau D., Guernion M., Chaussod R., Martin-Laurent F., Villenave C., Cortet J., Ruiz-Camacho R., Pernin C., Mateille T., Philippot L., Bellido A., Rougé L., Arrouays D., Bispo A., Pérès G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*. Vol. 49, p. 63-72.

Colbach N., Vacher C., « Travail du sol et gestion de la flore adventice ». In : J. Labreuche, F. Laurent, J. Roger-Estrade (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae - Arvalis, p. 113- 125.

Coutadeur C., Coquet Y., Roger-Estrade J., 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European Journal of Science*. Vol. 53, p. 619-628.

Dam R.F., Mehdi B.B., Burgess M.S.E., Madramootoo C.A., Mehuys G.R., Callum I.R., 2005. Soil Bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practives in a sandy loam soil in central Canada. *Soil and Tillage Research*. Vol. 84, p. 41-53.

D'Haene K., Vermang J., Cornelis W.M., Leroy B.L.M., Schiettecatte W., De Neve S., Gabriels D., Hofman G., 2008. Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *Soil and Tillage Research*. Vol.99, p. 279–290.

D'Hose T., Molendijk L., Van Vooren L., van den Berg W., Hoek H., Runia W., van Evert F., ten Berge H., Spiegel H., Sandèn T., Grignani C., Ruyschaert G., 2018. Responses of soil biota to non-inversion tillage and organic amendments : An analysis on European multiyear field experiments. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology*. Vol. 66, p.18-28.

Edwards C.A., 1983. Earthworm ecology in cultivated soils. Satchell, J. E. (Ed), *Earthworm Ecology – from Darwin to Vermiculture*. Chapman and Hall, London, p. 123-137.

Frey S.D., Elliot E.T., Paustian K., 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 31, p. 573-585.

Gutiérrez-López M., Moreno G., Trigo D., Juárez E., Jesús J.B., Díaz Cosín D.J., 2016. The efficiency of earthworm extraction methods is determined by species and soil properties in the Mediterranean communities of Central-Western Spain. *European Journal of Soil Biology*. Vol. 73, p. 59-69.

Hoeffner K., Monard C., Santonja M., Cluzeau D., 2018. Feeding behaviour of epi-aneic earthworm species and their impacts on soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 125, p. 1-9.

Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E., 1997. Soil Quality: A concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil science Society of America*. Vol. 61, p.10.

Kladivko E.J., Akhouri N.M., Weesies G., 1996. Earthworm populations and species distribution under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 29, p 613-615.

Labreuche J., Le Souder C., Castillon P., Ouvry J.F., Real B., Germon J.C., de Tourdonne S., Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France, 04 75C 0014, ADEME-ARVALIS-Institut du végétal-INRA-ACPA-AREAS-ITB-CETIOM-IFVV, 2005, 390 p.

Lavelle P., "Soil as a Habitat". In: Bardgett R.D., Behan-Pelletier V., Herrick J.E., Jones T.H., Ritz K., Six J., Strong D.R., van der Putten W.H. *Soil Ecology and ecosystem services*, Oxford University Press, 2012, p. 7-27.

Le Bissonais Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*. Vol. 47, p. 425-431.

Le Bissonais Y. & Arrouays D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility : II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*. Vol. 48, p. 39-48. Disponible en ligne : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00183.x> [Consulté le 29/08/18].

Le Guillou C., Chemidlin Prévost-Bouré N., Karimi B., Akkal-Corfini N., Dequiedt S., Nowak V., Terrat S., Menasseri-Aubry S., Viaud V., Maron P.A., Ranjard L., 2018. Tillage intensity and pasture in rotation effectively shape soil microbial communities at a landscape scale. *Microbiology Open*. Vol. 676, p. 1-12. Disponible en ligne: <https://doi.org/10.1002/mbo3.676> [Consulté le 23/07/18].

Mardhiah U., Caruso T., Gurnell A., MRillig M.C., 2014. Just a matter of time: Fungi and roots significantly and rapidly aggregate soil over four decades along the Tagliamento River, NE Italy. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol 75, p. 133-142.

Mary B., Cohan J.P., Dimassi B., Recous S., Laurent F., « Effets du travail du sol sur les cycles biogéochimiques de l'azote et du carbone: compréhension des mécanismes et conséquences pour la gestion des pratiques agricoles ». In : J. Labreuche, F. Laurent, J. Roger-Estrade (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae, Arvalis, 2014, p.63-88.

Martin A., Cortez J., Barois I., Lavelle P., 1987. Les mucus intestinaux de ver de terre moteur de leurs interactions avec la microflore. *Revue Ecologie Biologie du Sol*. Vol. 24, n°4, p. 549-558.

Obriot F., Stauffer M., Goubard Y., Cheevron N., Pérès G., Eden M., Revailler A., Vieublé-Gonod L., Houot A., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil crop quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 232, p.165-178.

Peigné J., Cannavaciolo M., Gautronneau Y., Aveline A., Giteau J.L., Cluzeau D., 2009. Earthworm population under different tillage systems in organic farming. *Soil and Tillage Research*. Vol 104, p. 207-214.

Pérès G. Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité lombricienne et la macrobioporosité dans le contexte polyculture breton. Influence sur le fonctionnement hydrique du sol. Thèse de Géoscience : Université Rennes 1. 2004. 253 p.

Pérès G., « Vingt mille yeux sous la terre » in Feller C., de Marsily G., Mougin C., Pérès G., Pross R., Winiarski T., *Le sol, Une merveille sous nos pieds*, Paris, Belin, 2016, p. 111-147

Pross R., Feller C., Pérès G., « Les nourritures terrestres » in Feller C., de Marsily G., Mougin C., Pérès G., Pross R., Winiarski T., *Le sol, Une merveille sous nos pieds*, Paris, Belin, 2016, p.46-79.

- Reynolds W.D., Yang X.M., Drury C.F., Zhang T.Q., Tan C.S., 2003. Effets of selected conditioners and tillage on the physical quality of a clay loam soil. *Canadian Journal of Soil Science*. Vol. 83, p. 381-393.
- Roger-Estrade J., Labreuche J., Boizard H., « Importance du travail du sol, typologie des modes de mise en œuvre et effets sur le rendement des cultures ». In : J. Labreuche, F. Laurent, J. Roger-Estrade (coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*, Paris, Editions Quae, Arvalis, 2014, p. 11-25.
- Schon N.L., Mackay A.D., Gray R.A., van Koten C., Dodd M.B., 2017. Influence of earthworm abundance and diversity on soil structure and the implications for soil services throughout the season. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*. Vol. 62, p. 41-47.
- 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 and Tillage Research*. Vol. 118, p. 66-87.
- Sundman V., Sivelä S., 1978. A comment on the membrane filter technique for estimation of length of fungal hyphae in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 10, p. 399-401.
- Tebrügge F., Düring R.A., 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research*. Vol. 53, p. 15-28.
- Tisdall J.M., 1991. Fungal Hyphae and structural stability of soil. *Australian Journal Soil Research*. Vol. 29, p. 729-743.
- 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. *European Journal of Soil Biology*. Vol. 50, p. 165-181.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 19, n° 6, p. 703-707.
- Van den Putte A., Govers G., Diels J., Gillijns K., Demuzere M., 2010. Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. *European Journal of Agronomy*. Vol. 33, p. 231–241.
- Vian J.F., Peigné J., Chaussod R., Roger-Estrade J., 2009. Effets du mode de travail du sol sur les microorganismes à l'échelle du profil cultural. *Etudes et Gestion des Sols*. Vol 16, n°1, p. 359-368.
- Viaud V., Santillán-Carvantes P., Akkal-Corfini N., Le Guillou C., Prévost-Bouré N.C., Ranjard L., Menasseri-Aubry S., 2018. Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop livestock farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 265, p. 166-177.
- Vereecken H., 1995. Estimating the unsaturated hydraulic conductivity from theoretical models using simple soil properties. *Geoderma*. Vol. 65, p. 81-92.
- Walter C., Bispo A., Chenu C., Langlais-Hesse A., Schwartz C., 2015. Les services écosystémiques du sol: du concept à la valorisation. *Cahier Demeter*. p. 73-90. Disponible en ligne : <http://www.nrp68.ch/SiteCollectionDocuments/ServiceEcosystemic Concept for Valorisation.pdf> [Consulté le 02/01/18].
- Wang Y., Li C., Tu C., Hoyt G.D., DeForest J.L., Hu S., 2017. Long-term no-tillage and organic input management enhanced the diversity and stability of soil microbial community. *Science of the Total Environment*. Vol. 609, p. 341–347.
- Zhang B.G., Li G.T., Shen T.S., Wang J.K., Sun Z., 2000. Changes in microbial biomass C, N, and P and enzyme activity in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 32, p. 2055-2062.

Sitographie:

Terre-net Média, d'après Agreste, Carte des rendements en blé tendre en France en 2018, 2018 <https://www.terre-net.fr/observatoire-technique-culturale/strategie-technique-culturale/article/estimations-actualisees-de-rendements-en-ble-tendre-moisson-2018-217-138941.html> [Consulté le 22/08/18]

OPVT, Observatoire Participatif des Vers de Terre, OSUR, hébergé à l'Université de Rennes 1, 2018. https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php [Consulté le 10/07/18].

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being, Synthesis, 155 pp. <http://millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> [consulté le 06/07/18].

Sols de Bretagne, carte interactive de la texture GEPPA dominante des sols, 2015. http://geowww.agrocampus-ouest.fr/web/?page_id=1725 [Consulté le 16/03/18].

Gis Sol. 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p. http://147.100.179.105/gissol/rapports/Rapport_HD.pdf [consulté le 29/08/18].

IFT, Ministère de l'agriculture et de l'Alimentation, Doses de références et calcul de l'IFT, 2018. <https://alim.agriculture.gouv.fr/ift/doses-reference/2018> [consulté le 29/08/18].

Annexe I : Questionnaire européen destiné aux agriculteurs participant au réseau de parcelles Ille-et-Vilaine 2018.

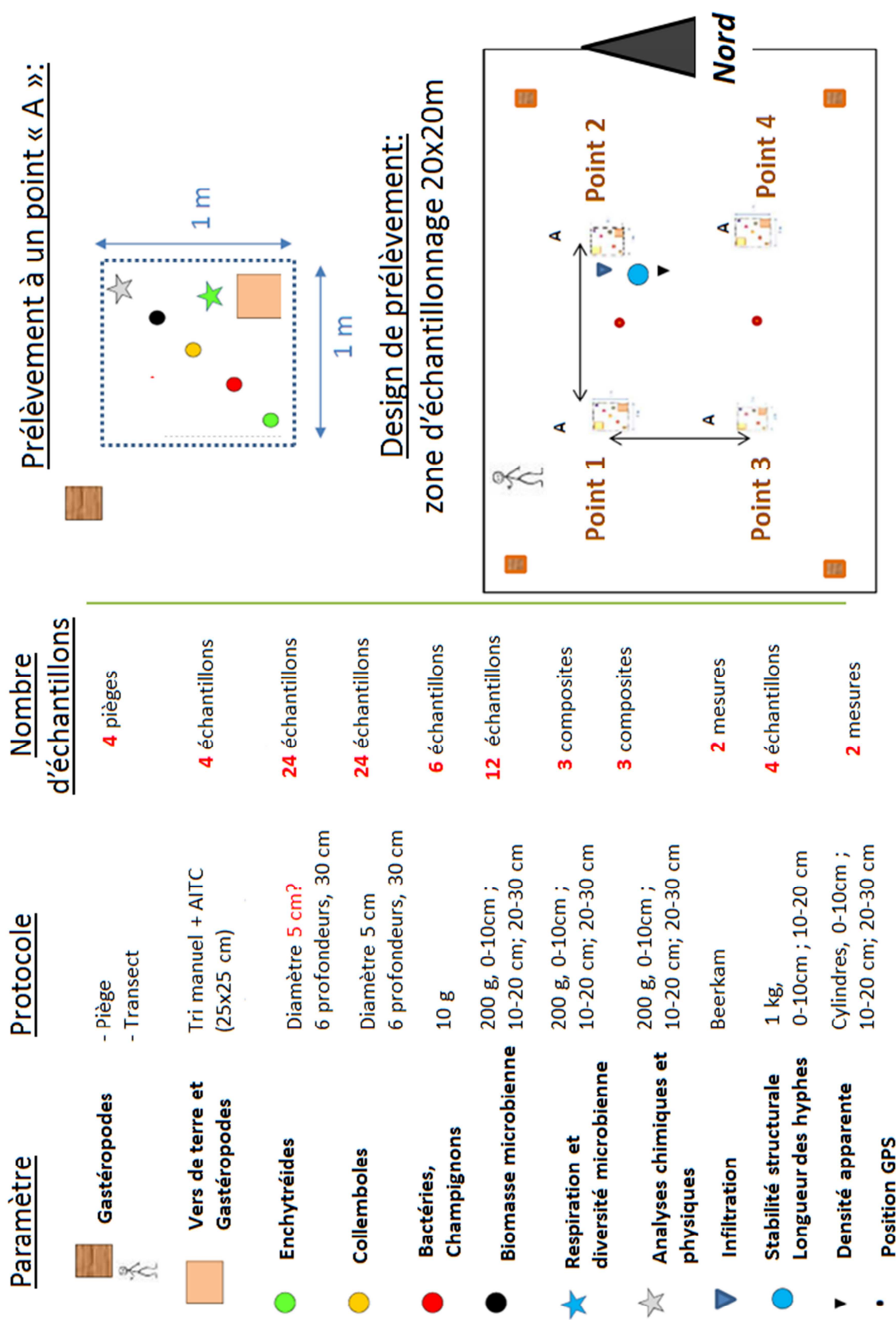
Pays			
Nom de l'agriculteur			
coordonnées GPS de la parcelle			
Système (conventionnel/biologique)			
Culture en 2017/2018			
Culture			
Variété			
Labour en 2017/2018			
Type de travail du sol (labour ou non-labour) avant semis			
Profondeur du travail du sol			
Date du travail du sol			
Machinerie utilisée			
Semis en 2017/2018			
Date des semis			
Densité de semis (grain/m ²)			
Traitement des semis	oui / non		
Couvert / culture intermédiaire	oui/non		espèces (variété):
Récolte en 2017/2018			
Date de récolte			
Rendement grain t/ha (ou kg/m ²)			

Fertilisation (minérale, organique (lisier, fumier))				kg/ha		
Type de fertilisant	date	stade de croissance	kg/ha	N	P2O5	K2O
			somme			

Protection des plantes (catégorie et si possible nom des ingrédients)				
fongicides/herbicides/insecticides	date	stade de croissance	l ou kg/ha	ravageurs, maladies, adventices

Désherbage mécanique			
Machinerie	date	stade de croissance	adventices

Annexe II : Design d'échantillonnage de SoilMan.



Annexe III : Calculs de la longueur des hyphes mycéliens à partir des observations au microscope (L. Carreaux, document interne).

Prise d'essai : 4 g d'échantillon dans 100 ml d'EUP	
Surface d'un objet : nb de pixels x taille pixel en μm x taille pixel en μm	
Longueur de l'objet = surface de l'objet / taille pixel en μm [ou surface de l'objet / (3 x taille pixel) si dilatation effectuée]	
Taille du filtre : 25000 μm de diamètre	
Surface du filtre :	$12500 \times 12500 \times \pi = 490\,870\,000 \mu\text{m}^2$
volume filtré :	1ml
Prise d'essai :	4 g sol sec dans 100 ml d'eau ultra pure
Résolution d'une photo : 1798 x 1438 pixels	
Taille d'un pixel au grossissement x200 et à la résolution 1798 x 1438 : 0,47 μm	
Surface d'une photo (μm^2) = longueur photo en pixels x largeur photo en pixel x taille pixel en μm x taille pixel en μm	
<u>Quantité pour un filtre (1ml):</u>	
$\text{quantité pour un filtre } (\mu\text{m}) = \text{quantité pour 25 photos} \times \frac{\text{surface du filtre}}{25 \times \text{surface d'une photo}}$	
<u>Quantité pour 1 gr de sol sec:</u>	
$\text{quantité pour 1g de sol} = \frac{\text{quantité pour 1ml} \times 100 \text{ ml}}{4}$	

Annexe IV : Modèles Linéaires Généralisés (GLM).

Biom. lombricienne ~ Système + Texture					Inf.Beerkan ~ Système + Texture				
AIC=126,81	Pr	F	Df	coeff	AIC=-170,88	Pr	F	Df	coeff
Système	0,003626**	15,2002	1	101,75421	Système	0,06251	4,6781	1	-0,00013
%Sf	0,072395	4,1396	1	-14,92072	%Sf	0,06837	4,4322	1	0,00003
Abondance E.An ~ Système + Texture					K0,5 ~ Système + Texture				
AIC=103,2	Pr	F	Df	coeff	AIC=-237,62	Pr	F	Df	coeff
Système	0,02599*	7,0826	1	24,1434	Système	0,002029**	22,782	1	-0,0000079
%Sg	0,54969	0,3863	1	-1,7039	%Arg	0,008871**	12,88	1	0,00003763
%Sf					%Sf	0,003328**	18,98	1	0,000008097
%Sg					%Sg	0,01156*	11,509	1	0,000000715
Abondance An.S ~ Système + Texture					K2 ~ Système + Texture				
AIC=125,47	Pr	F	Df	coeff	AIC=-260,45	Pr	F	Df	coeff
Système	0,01051*	10,3594	1	80,3288	Sg	0,03815*	5,6977	1	0,000000161
%Sf	0,1006	3,3477	1	-12,68708					
Biomasse E.An ~ Système + Texture					N [0-10] ~ Système + Texture				
AIC=102,16	Pr	F	Df	coeff	AIC=-31,446	Pr	F	Df	coeff
Système	0,023354*	7,43	1	-10,08	Système	0,004408**	14,222	1	0,08466377
%Sg	0,009677**	10,6955	1	1,226	%Arg	0,042806*	5,5558	1	0,01441777
Abond. lombricienne ~ Système + Texture					N [10-20] ~ Système + Texture				
AIC=151,61	Pr	F	Df	coeff	AIC=-42,95	Pr	F	Df	coeff
Système	0,044554*	5,4412	1	209,4512	Système	0,004502**	14,119	1	0,03597
%Sf	0,008308**	11,3309	1	-69,3668	%Arg	0,00221**	17,883	1	0,01602
Abondance END ~ Système + Texture					C [0-10] ~ Système + Texture				
AIC=146,94	Pr	F	Df	coeff	AIC=26,4	Pr	F	Df	coeff
Système	0,54278	0,4001	1	73,87	Système	0,005133**	13,4889	1	1,0597779
%Sf	0,02221*	7,6028	1	-46,774	%Sf	0,051724	5,0239	1	0,2509072
Biomasse An.S ~ Système + Texture					C [10-20] ~ Système + Texture				
AIC=116,54	Pr	F	Df	coeff	AIC=13,211	Pr	F	Df	coeff
Système	0,006659**	12,293	1	60,73	Système	0,00615**	13,5994	1	-0,48208994
%Sf	0,06605	4,373	1	-9,996	%Arg	0,003363**	16,9409	1	0,19763231
%Sg					%Sg	0,017067*	9,0011	1	0,028526
BM [0-10] ~ Système + Texture					MWD HR 0-10 ~ Système + Texture				
quasi poisson	Pr	F	Df	coeff	AIC=7,8021	Pr	F	Df	coeff
Système	0,03797*		1	0,63647	Système	0,00003222***	69,6145	1	0,33218
BM [10-20] ~ Système + Texture					MWD Eth 10-20 ~ Système + Texture				
quasi poisson	Pr	F	Df	coeff	AIC=9,8469	Pr	F	Df	coeff
%Arg	0,001078		1	0,05723	Système	0,00003822***	55,7611	1	1,058668
%Sg					%Arg	0,01263*	9,6376	1	0,106104
MWD Eth 0-10 ~ Système + Texture					MWD HL 10-20 ~ Système + Texture				
AIC=2,8892	Pr	F	Df	coeff	AIC=10,222	Pr	F	Df	coeff
Système	0,0000037 ***	99,309	1	1,10905	%Arg	0,008914**	10,478	1	0,1058
%Arg	0,009896**	10,604	1	0,0833					
MWD HL 0-10 ~ Système + Texture					MWD HR 10-20 ~ Système + Texture				
AIC=8,4359	Pr	F	Df	coeff	AIC=13,049	Pr	F	Df	coeff
Système	0,01806*	8,7795	1	-0,60336	Système	0,0002494***	34,01	1	0,15928
%Arg	0,0124*	10,3221	1	0,14092	%Lg	0,0363955*	6,032	1	-0,03627
%Sg	0,00619**	13,5661	1	0,0287					
C[0-10] ~ Système + Texture + BM[0-10]					C[10-20] ~ Système + Texture + BM[10-20]				
AIC=18,798	Pr	F	Df	coeff	AIC=4,6874	Pr	F	Df	coeff
Système	0,001774**	23,9097	1	0,5996	Système	0,0007115***	40,395	1	-0,0074
%Sf	0,015975*	9,9724	1	0,1331	%Arg	0,0059021**	17,3589	1	0,04347
BM[0-10]	0,030497*	7,3074	1	0,0038	%Sg	0,0043706**	19,7236	1	0,02296
					BM[10-20]	0,0226612*	9,2711	1	0,00625
N [0-10] ~ Système + BM[0-10]					N [10-20] ~ Système + Arg + BM[10-20]				
AIC=-35,33	Pr	F	Df	coeff	AIC=-48,329	Pr	F	Df	coeff
Système	0,0009044***	30,2742	1	0,039692	Système	0,0001937***	50,404	1	0,06647
%Arg	0,0207333*	8,8359	1	0,008067	%Arg	0,0029907**	19,755	1	0,00094
BM [0-10]	0,0155752*	10,0875	1	0,000366	BM [10-20]	0,007175**	14,056	1	0,00067
MWD Eth 0-10 ~ Système + texture + BM[0-10]					MWD Eth 10-20 ~ Système + BM[10-20]				
AIC=-3,4539	Pr	F	Df	coeff	AIC=6,5488	Pr	F	Df	coeff
Système	0,000003 ***	187,1101	1	0,904381679	Système	0,00002324***	76,148	1	1,234291445
%Arg	0,004861**	16,4152	1	0,06275	BM[10-20]	0,009331**	11,575	1	0,005032421
BM[0-10]	0,019998*	8,9882	1	0,00147					
MWD HL 0-10 ~ Texture + C[0-10]					MWD HL 10-20 ~ C[10-20]				
AIC=7,1499	Pr	F	Df	coeff	AIC= 9,9417	Pr	F	Df	coeff
C[0-10]	0,0002525***	30,534	1	0,4863445	C[10-20]	0,007866**	10,963	1	0,442775
MWD HR 0-10 ~ Système + Texture + Hyphes[0-10]					MWD HR 10-20 ~ Système + Texture + Hyphes [10-20]				
AIC=2,0062	Pr	F	Df	coeff	AIC=5,0071	Pr	F	Df	coeff
Système	0,00001285***	116,6402	1	0,3465	Système	0,000032***	69,802	1	0,1115
Arg	0,016219*	9,9038	1	0,01175	Hyphes [10-20]	0,005751**	13,9457	1	0,01596
Sg	0,002424**	21,3522	1	0,0233	%Lg	0,017485*	8,9062	1	-0,03113
Long Hyphes [0-10]	0,03916*	6,4041	1	0,0162					
K0,5 ~ Système+ Texture + ATR + C[0-20]					K6 ~ Système + Texture+ C [10-20] + BM[0-20]				
AIC=-248,56	Pr	F	Df	coeff	AIC=-309,31	Pr	F	Df	coeff
Système	0,0001374***	56,243	1	-0,0000086	C[0-20]	0,004798**	13,005	1	0,000000709
%Sf	0,00005166***	76,361	1	0,0000086					
AB ATR PR1PR3	0,0030162**	19,693	1	0,00000041					
C [0-20]	0,0024413**	21,296	1	0,000016					
K2 ~Système + Système + Texture + ATR + C[0-20]									
AIC=-291,57	Pr	F	Df	coeff					
Système	0,0003889***	40,197	1	-0,00000549					
%Sf	0,0000841***	65,631	1	0,00000119					
AB ATR PR1PR3	0,00008276***	65,962	1	0,00000013					
C [0-20]	0,00009333***	63,529	1	0,0000046					

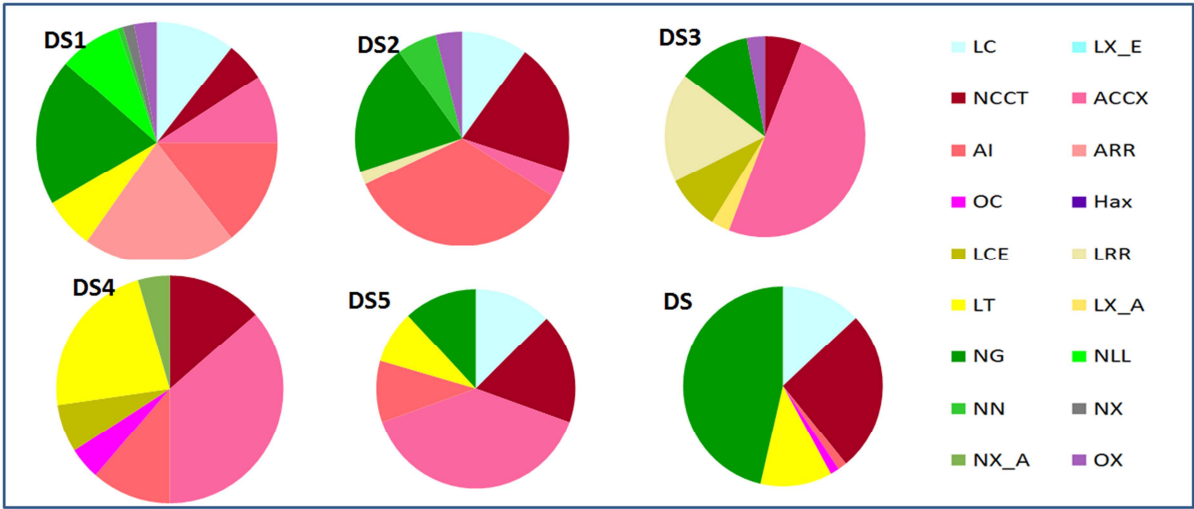
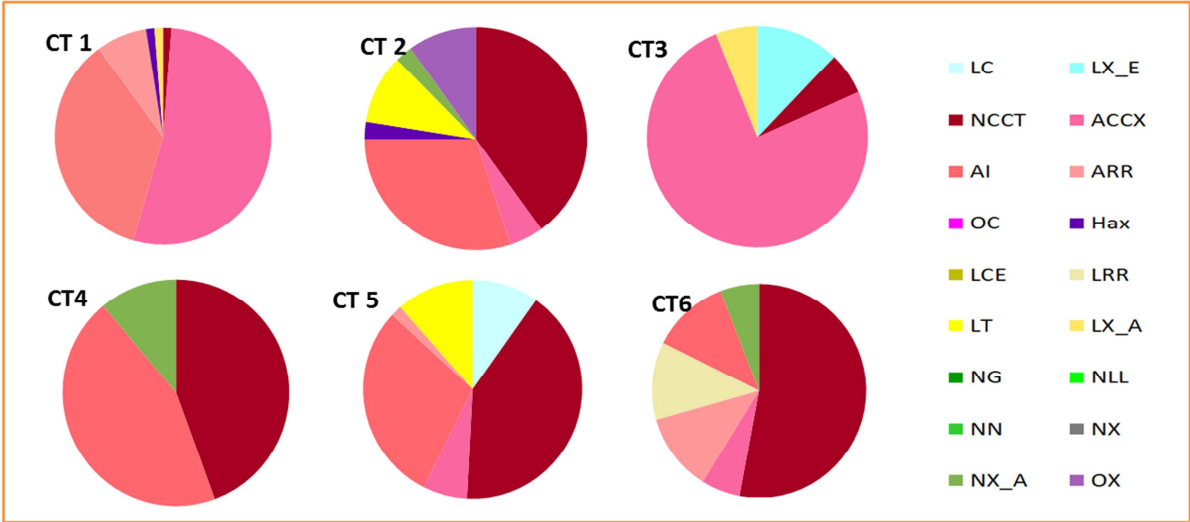
Annexe Va : Résumé des données relatives aux paramètres biologiques par modalité de travail du sol.

	Paramètre	Unité	CT										DS					
			Moyenne	écart type	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	CT6	Moyenne	écart type	DS1	DS2	DS3	DS4	DS5	DS6
	Abondance lombricienne	in/m ²	170,7	105,0	316	160	196	36	244	72	320,0	197,4	528	200	136	176	604	276
	Biomasse lombricienne	g/m ²	40,5	17,7	27,7	57,1	34,4	16,5	62,8	44,8	129,4	61,5	202,7	116,3	43,4	97,0	198,5	118,3
	Richesse spécifique		5,3	1,5	6	7	4	3	6	6	7,5	1,9	11	8	7	7	6	6
	Indice de Shannon		1,7	0,4	1,54	2,2	1,17	1,39	2,09	2,06	2,4	0,4	3,1	2,5	2,2	2,4	2,4	1,9
0-10 cm	Biomasse microbienne	mg C/kg sol sec	191,0	135,5	89,59	53,91	113,44	421,24	236,17	231,85	361,0	109,0	383,70	335,39	317,16	531,64	237,20	
10-20 cm	Biomasse microbienne	mg C/kg sol sec	255,3	77,4	203,52	264,82	176,90	398,67	232,92	255,18	289,0	23,8	302,03	314,71	278,24	296,51	253,38	
0-10 cm	Longueur hyphes mycéliens	m/g sol frais	12,8	4,6	13,65	18,397	11,35	5,6455	16,81	10,862	17,4	14,6	14,906	9,783	6,76	46,601	14,187	11,94
10-20 cm	Longueur hyphes mycéliens	m/g sol frais	11,4	7,6	8,649	7,9755	26,542	6,2405	11,031	8,062	23,3	20,7	13,639	13,411	12,659	65,353	15,266	19,55

Annexe V b : Résumé des données relatives aux paramètres chimiques et physiques par modalité de travail du sol.

Paramètre	Unité	CT										DS								
		Moyenne	écart type	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	CT6	Moyenne	écart type	DS1	DS2	DS3	DS4	DS5	DS6			
0-10 cm	% de MS	1,33	0,66	0,81	1,23	0,92	2,63	1,18	1,21	1,21	1,18	1,21	2,61	0,77	2,01	3,01	2,10	4,00	2,24	2,30
10-20 cm	% de MS	1,39	0,67	0,84	1,34	1,02	2,71	1,15	1,25	1,25	1,15	1,25	2,11	0,57	1,94	2,43	1,82	2,76	2,51	1,19
0-10 cm	% de MS	0,14	0,06	0,09	0,13	0,10	0,26	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,26	0,07	0,22	0,31	0,23	0,37	0,21	0,20
10-20 cm	% de MS	0,14	0,06	0,09	0,13	0,11	0,25	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,21	0,05	0,21	0,26	0,21	0,26	0,22	0,12
0-10 cm	pH	6,4	0,2	6,3	6,2	6,3	6,4	6,9	6,5	6,5	6,4	6,5	6,3	0,2	6,2	6,4	6,0	6,7	6,5	6,2
10-20 cm	pH	6,6	0,4	6,6	6,5	6,2	6,0	7,1	7,0	7,0	6,0	7,1	6,2	0,4	6,2	6,5	6,0	6,6	6,5	5,7
	MWD HR	0,69	0,39	0,49	0,44	0,41	1,27	0,40	1,11	1,11	1,27	0,40	1,99	0,48	1,48	1,82	1,96	2,84	2,19	1,64
0-10 cm	MWD Eth	1,63	0,41	1,34	1,38	1,37	2,40	1,74	1,57	1,57	2,40	1,74	2,93	0,19	3,11	3,01	3,09	2,95	2,82	2,61
	MWD HL	0,95	0,51	0,54	0,76	0,98	1,95	0,64	0,82	0,82	1,95	0,64	1,43	0,48	0,77	1,38	1,41	2,20	1,63	1,16
	MWD moyen	1,09	0,40	0,82	0,92	0,98	1,97	1,00	1,21	1,21	1,97	1,00	2,12	0,32	1,85	2,10	2,18	2,66	2,21	1,83
	MWD HR	0,67	0,28	0,67	0,40	0,99	0,98	0,32	0,65	0,65	0,98	0,32	1,83	0,53	1,63	1,50	1,64	2,65	2,30	1,27
10-20 cm	MWD Eth	1,49	0,48	0,99	1,27	1,35	2,39	1,49	1,42	1,42	2,39	1,49	2,79	0,33	3,14	2,89	3,03	2,49	2,91	2,27
	MWD HL	1,02	0,55	0,68	0,71	0,91	2,05	0,56	1,19	1,19	2,05	0,56	1,20	0,29	0,78	1,23	1,47	1,18	1,55	0,97
	MWD moyen	1,06	0,40	0,82	0,84	1,11	1,92	0,85	1,12	1,12	1,92	0,85	1,94	0,26	1,85	1,93	2,12	2,07	2,24	1,52
0-10 cm	Densité apparente	1,44	0,14	1,55	1,50	1,52	1,17	1,48	1,43	1,43	1,17	1,48	1,45	0,11	1,36	1,49	1,35	1,34	1,60	1,55
10-20 cm	Densité apparente	1,47	0,11	1,56	1,43	1,51	1,26	1,56	1,49	1,49	1,26	1,56	1,54	0,06	1,54	1,50	1,51	1,48	1,65	1,53
	Vitesse infiltration	1,06E-04	1,40E-04	NA	2,8E-05	3,5E-06	2,5E-04	1,8E-04	3,1E-04	3,1E-04	2,5E-04	4,6E-05	5,1E-05	8,7E-06	8,7E-06	8,0E-05	1,4E-04	2,2E-05	1,0E-05	2,0E-05
	K 0,5	2,2E-05	1,9E-05	2,1E-06	1,5E-05	1,6E-06	4,5E-05	2,6E-05	4,3E-05	4,3E-05	4,5E-05	4,9E-05	2,4E-05	4,9E-05	1,5E-05	6,0E-05	4,9E-05	8,4E-05	5,3E-05	3,1E-05
	K 2	3,9E-06	3,6E-06	4,7E-07	3,0E-06	4,1E-07	9,6E-06	3,8E-06	6,5E-06	6,5E-06	9,6E-06	7,7E-06	5,4E-06	7,7E-06	2,1E-06	6,6E-06	6,4E-06	1,7E-05	1,0E-05	3,6E-06
	K 6	8,7E-07	9,0E-07	1,7E-07	4,1E-07	1,2E-07	2,4E-06	7,1E-07	1,4E-06	1,4E-06	2,4E-06	1,1E-06	6,4E-07	6,4E-07	4,1E-07	1,0E-06	9,1E-07	2,0E-06	1,8E-06	5,5E-07

Annexe VI : Diversité spécifique lombricienne des parcelles DS et CT.



Annexe VIII : Plaquette de présentation du programme SoilMan adressée aux agriculteurs et exposée à la porte ouverte Innov'Action (CRAB) du 22/06/18.



SoilMan : Etude des services écosystémiques rendus par la biodiversité du sol et compréhension des effets des pratiques agricoles

Contexte

La biodiversité du sol joue un rôle majeur dans le fonctionnement des sols, notamment dans les cycles de l'eau et des nutriments, le stockage de carbone et le contrôle des ravageurs. En systèmes agricoles, ces fonctions supportent et régulent les services écosystémiques liés à la production agricole et sa durabilité. La dégradation des sols agricoles questionne donc la durabilité de la production agricole.

Objectifs

SoilMan est un programme de recherche européen (Biodiversa) sur la période 2017-2020 visant à mieux comprendre **en quoi les pratiques agricoles agissent sur la biodiversité des sols (restauration, maintien, ou dégradation) et comment cette biodiversité rend des services écosystémiques (amélioration de l'infiltration, réduction de l'érosion, amélioration de la stabilité structurale, amélioration des rendements...).**

Activités principales

- Inventaire et caractérisation des groupes principaux de la faune et les microorganismes des sols selon les différents contextes pédologiques, climatiques et agronomiques,
- Mesure de différents processus et services liés à la biodiversité des sols, tels que l'infiltration de l'eau, l'agrégation des particules de sol et la stabilité structurale du sol, le cycle du carbone, la disponibilité des nutriments pour les cultures, le contrôle des ravageurs et des pathogènes, les rendements des cultures,
- Evaluer les services rendus par la biodiversité des sols fournissant des services écosystémiques de façon écologique, économique et sociale.



Partenaires

SoilMan implique six pays Européens : Allemagne, Suède, Estonie, Roumanie, Espagne et France.

Quatre facteurs de gestion du sol sont étudiés : (1) le travail du sol, (2) la fertilisation, (3) la rotation (incluant des prairies), (4) la réduction des intrants phytosanitaires.

SoilMan en France

Historique : En 2017, une première campagne de terrain a été réalisée sur des parcelles expérimentales de l'INRA à Rennes (SOERE-PROs "EFELE") et à Lusignan (SOERE-ACBB), permettant de réaliser les mesures de biodiversité et des processus associés. En avril 2018, dans un souci d'adéquation avec la réalité des systèmes agricoles bretons, **les mêmes mesures vont être réalisées sur des parcelles en Ille-et-Vilaine, en s'intéressant à 3 thématiques : la réduction du travail du sol, la rotation incluant une prairie temporaire et le système en agriculture biologique.**

Prélèvements dans les parcelles

Au sein d'une zone représentative de la parcelle, un carré de 20 mètres de côté sera délimité dans laquelle 4 zones de 1 m² seront définies pour l'échantillonnage et les observations de terrain.

Les vers de terre et les gastéropodes seront prélevés selon la méthode physique : tri d'un bloc de sol de 25 cm de côté et de profondeur. Un tour de champs permettra de compléter l'échantillonnage des gastéropodes. Les collemboles, acariens et enchytréides seront prélevés par des carottes de sol jusqu'à 30 cm de profondeur. Les mesures sur les microorganismes et les analyses de sol seront issues d'un échantillon de sol composite. Des mesures d'infiltration et stabilité structurale seront aussi réalisées.

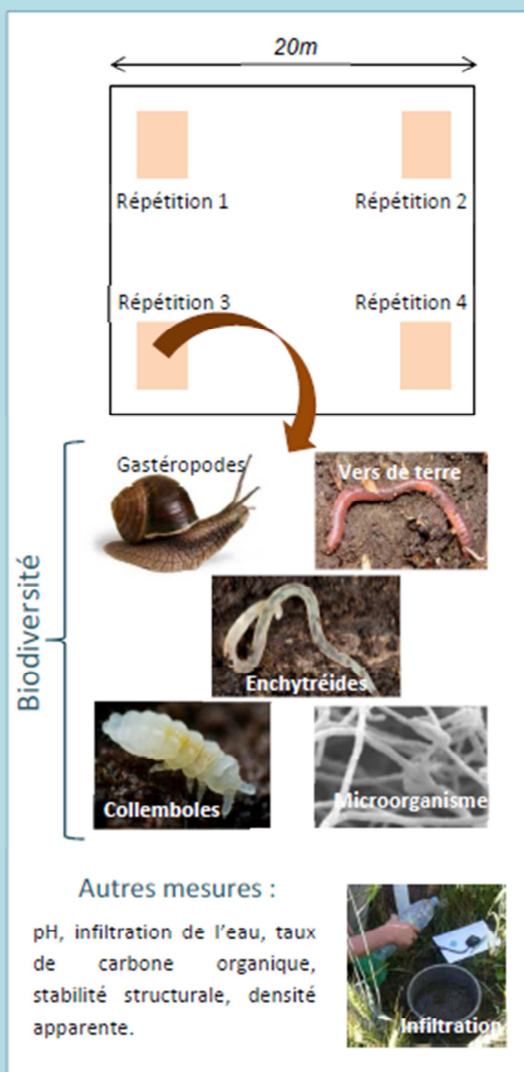
Les agriculteurs nous communiqueront l'historique des parcelles : rotations des dernières années, interventions de travail du sol, traitements, fertilisation, rendements.

Communication des résultats

Les données acquises seront mises en relation avec les pratiques culturales et l'historique de la parcelle.

A l'issue de cette campagne, **un diagnostic de la qualité des sols sera produit et adressé aux agriculteurs** ayant participé au réseau de parcelles en Ille-et-Vilaine.

Dans le cadre de SoilMan, ce travail permettra de faire des propositions en terme de pratiques agricoles et politiques européennes afin d'améliorer la fourniture de services écosystémiques par la biodiversité des sols dans une perspective de gestion durable des sols agricoles.



Cécile Richard, Guénola Pérès, Daniel Cluzeau, Annegret Nicolai

Programme coordonné par l'Université de Goettingen, Allemagne et co-coordonné par Agrocampus Ouest, France.

Site internet : ecobiosol.univ-rennes1.fr

Annexe IXX : Proposition de fiche diagnostic parcellaire de la qualité agro-environnementale du sol.

Propriétés physiques

- Densité apparente: En semis direct, la densité apparente [0-10cm] s'étend de 1.3 à 1.6. La parcelle a une bonne densité apparente à [0-10cm] de 1.36. En revanche, la densité est élevée à [10-20 cm] : 1.54.
- Stabilité Structurale: Le sol à [0-10cm] et [10-20cm] est « Stable » et le risque d'érosion est « Faible » (Le Bissonnais, 1996).

Diagnostic général

Radar des indicateurs de qualité agro-environnementale du sol de la parcelle (noir), au regard de valeurs moyennes en système labour (orange), en système Semis Direct (bleu) et de valeurs référence régionale (vert). La présence d'une étoile signifie que l'indicateur est significativement différent en système labour qu'en système semis direct.

- ★ Stabilité structurale [10-20cm]
- ★ Stabilité structurale [0-10cm]
- ★ Densité apparente [10-20cm]
- ★ Densité apparente [0-10cm]
- ★ Conductivité hydraulique à 0.5hPa
- ★ Taux d'azote [0-20]
- ★ Taux de carbone [0-20]
- ★ Indice de Shannon vers de terre
- ★ Abondance endogènes
- ★ Abondance anécloques
- ★ Biomasse lombricienne
- ★ Biomasse microbienne [0-20cm]

Propriétés chimiques

(% de Matière Sèche)	Azote [0-10 cm]	Azote [10-20 cm]	MO [0-10 cm]	MO [10-20 cm]
Parcelle	0.22 %	0.21 %	3.5 %	3.3 %
Référence	0.20 %	0.20 %	3.4%	3.4%
Moyenne en système labour (n=6)	0.14 %	0.26 %	2.3 %	2.4 %
Moyenne en système semis direct (n=6)	0.14 %	0.21 %	4.5 %	3.6 %

Les taux d'azote total sont proches des références, de même pour les taux de matière organique qui sont en-deçà de la moyenne en semis direct.

Propriétés biologiques

	Biomasse microbienne [0-20cm] (mg C/kg)	Abondance de vers de terre (Ind/m²)	Biomasse de vers de terre (g/m²)
Parcelle	342.9	528	202.8
Référence	247 [0-30cm] (Cussieu et al., 2012)	206.1 (DPVT, 2016)	63 (Cussieu et al., 2009)
Moyenne en système labour (n=6)	223.2	171	40.5
Moyenne en système semis direct (n=6)	225 (n=5)	278	129.4

Méthode: Fugate-Extraction Test Bêche + AJTC

- Biomasse microbienne : La biomasse microbienne est élevée, à la fois supérieure à la référence et à la moyenne rencontrée en semis direct.
- Communautés de vers de terre : L'abondance totale de vers de terre est presque deux fois supérieure à la moyenne rencontrée en semis direct, de même pour la biomasse. Cela s'explique entre autre par un développement important des vers de terre anécloques.

Abondance de vers de terre Ind/m²

Le nombre d'espèces de vers de terre au m² est très élevé (11), indiquant une biodiversité élevée.

Parcelles 11 espèces

Parcelle 12

Propriétés chimiques

	Azote [0-10 cm]	Azote [10-20 cm]	MO [0-10 cm]	MO [10-20 cm]
Parcelle	0.22 %	0.21 %	3.5 %	3.3 %
Référence	0.20 %	0.20 %	3.4%	3.4%
Moyenne en système labour (n=6)	0.14 %	0.26 %	2.3 %	2.4 %
Moyenne en système semis direct (n=6)	0.14 %	0.21 %	4.5 %	3.6 %

Les taux d'azote total sont proches des références, de même pour les taux de matière organique qui sont en-deçà de la moyenne en semis direct.

Fiche Diagnostic de qualité agro-environnementale du sol

Programme SoilMan
Avril 2018

Système: Conventuel
Culture: Blé
Travail du sol: Semis Direct

pH: 6.2
Texture: Argile: 16.9 %
Limos: 52.2 %
Sables: 30.9 %

Code Parcelle: DS1

Les valeurs des indicateurs mesurés dans la parcelle sont comparés aux valeurs moyennes des parcelles échantillonnées lors de la campagne SoilMan 2018 (6 parcelles en systèmes semis direct, 6 parcelles labourées) et à des références nationales.

EN COURS DE VALIDATION

Globalement, la parcelle est de bonne qualité agro-environnementale.

	Diplôme : Ingénieur Agronome Spécialité : Génie de l'Environnement Spécialisation / option : Sol Eau Hydrosystèmes Enseignant référent : Didier MICHOT
Auteur(s) : Cécile RICHARD Date de naissance : 12/09/1996	Organisme d'accueil : Agrocampus Ouest Adresse : 65 rue de St Briec
Nb pages : 40 Annexe(s) : 9	35000 Rennes
Année de soutenance : 2018	Maître de stage : Guénola PERES
Titre français : Etude de l'impact des Techniques culturales de Conservation des Sols sur la qualité agro-environnementale (incluant propriétés biologiques, physiques et chimiques) des sols en contexte agricole breton, et de la durabilité de tels agrosystèmes	
Titre anglais : Study of no-tilling farming impact on agro environmental soil quality (including biological, chemical and physical properties) and sustainability of such agrosystems in Breton agriculture context.	
Résumé (1600 caractères maximum) : Alors que les Techniques Culturales Simplifiées (TCS) se développent en Europe, leurs effets sur la qualité agro-environnementale des sols restent encore controversés. Il s'agit de comprendre en quoi les systèmes en semis direct peuvent affecter les paramètres biologiques, chimiques et physiques du sol, et ainsi améliorer ou non la qualité agro-environnementale des sols. Cette étude se concentre sur la comparaison de parcelles de blé en système semis direct ou labour dans un réseau de parcelles en Ille-et-Vilaine. Les résultats montrent que les systèmes en semis direct ont un effet positif sur la biomasse microbienne, l'abondance, la biomasse et diversité des communautés lombriciennes, l'abondance des anéciques et les teneurs en azote et carbone dans les dix premiers centimètres de sol. Le système semis direct n'a pas d'effet sur la vitesse d'infiltration de l'eau mais est défavorable aux conductivités hydrauliques, bien que celles-ci augmentent avec le taux de carbone et l'abondance d'anéciques. L'analyse des interactions entre les paramètres montre des effets positifs entre des paramètres biologiques (hyphes, anéciques, biomasse microbienne), chimiques et physiques. Cela étant, le rendement en blé en semis direct n'est pas inférieur à celui en obtenu en labour. Finalement, la qualité agro-environnementale est globalement améliorée en systèmes de semis direct.	
Abstract : While no-tilling farming techniques are growing in Europe, their impacts on soil agro-environmental quality is still controversial. It is a question of understanding how direct seeding systems can affect biological, chemical and physical parameters and then improves or not soil quality. This study focuses on the comparison between direct seeding wheat plots and tilled wheat plots in a field network built in this purpose in Ille-et-Vilaine. The results highlight that direct seeding systems positively impact microbial biomass, abundance, diversity and earthworm's biomass, anecic abundance, nitrogen and carbon rates in the first 10 centimeters of soil. Direct seeding system also improves soil stability and reduces run-off and erosion risks. Direct seeding system doesn't affect water infiltration speed but disfavors hydraulic conductivities, even if they are fostered by carbon rate and anecic abundance. The analyses of parameters interactions highlight positive impacts between biological (hypha, anecics microbial biomass) chemical and physical parameters. This being so, wheat yields obtained in no-tilled plots are not lower than those in tilled plots. As a conclusion, agro-environmental soil quality is globally improved in direct seeding systems.	
Mots-clés : qualité du sol, semis direct, labour, biodiversité, stabilité structurale, infiltration, rendement Key Words: soil quality, direct seeding, tillage, biodiversity, aggregate stability, infiltration, crop yield	