



HAL
open science

Fonctionnement hydrique de sols en Agriculture de Conservation des Sols

Lionel Alletto, Vincent Bustillo

► **To cite this version:**

Lionel Alletto, Vincent Bustillo. Fonctionnement hydrique de sols en Agriculture de Conservation des Sols. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2023, 13 (1), pp.59-82. 10.54800/vbl896 . hal-04530360

HAL Id: hal-04530360

<https://hal.inrae.fr/hal-04530360>

Submitted on 4 Apr 2024

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



Revue AE&S 13-1 Eau, sol et changement climatique : quelles implications pour les agronomes et les pédologues ? - juin 2023

Revue à comité de lecture et en accès libre éditée par l'Association Française d'Agronomie sous le numéro ISSN 1775-4240. Plus d'informations www.agronomie.asso.fr/aes

L'AFA est une association à but non lucratif qui publie des travaux en accès libre.

Pour soutenir cette démarche, faites connaître AE&S, adhérez à l'association et faites adhérer votre organisme et vos collègues !



Fonctionnement hydrique des sols en agriculture de conservation

Lionel Alleto* et Vincent Bustillo**

* Université de Toulouse, INRAE, UMR AGIR, F-31326, Castanet-Tolosan, France

** Université de Toulouse, Centre d'Etudes Spatiales BIOSphere CESBIO, CNES CNRS INRAE IRD
UPS, 18 avenue Edouard Belin, Toulouse 31000, France
IUT Paul Sabatier, 24 Rue d'Embaques, Auch 32000, France

Résumé

Les propriétés des sols, sous l'influence majeure des pratiques agricoles dans les parcelles cultivées, conditionnent la répartition et la qualité de l'eau. En agriculture de conservation (AC), la combinaison des pratiques mises en œuvre peut modifier la rétention et la circulation de l'eau. Des mesures de conductivité hydraulique (K_s), de taille du réservoir utilisable (RU) et de densité apparente ont été réalisées de 0 à 50 cm de profondeur dans plusieurs sols du sud-ouest de la France, à différentes dates, afin d'estimer la dynamique temporelle de ces propriétés. Les mesures de K_s sont en moyenne 1.5 à 3 fois plus élevées en AC (100 à 160 mm h^{-1} en moyenne sur 0-50 cm de profondeur) qu'en labour (50 à 70 mm h^{-1}), avec des différences selon les sols. La variabilité temporelle des capacités d'infiltration est réduite en AC par rapport au témoin labouré. La taille du RU est très légèrement accrue à l'échelle du profil de sol (+10 % max). En revanche, la profondeur d'enracinement, et donc la capacité à valoriser ce RU, est accrue en AC. Ainsi, les modifications du fonctionnement hydrique des sols en AC semblent davantage être liées à une meilleure valorisation de la RU qu'à une augmentation de sa taille.

Mots-clés : réservoir utilisable, structure, rétention, perméabilité hydraulique, non-labour

Abstract

Soil properties, under the major influence of agricultural practices in cultivated plots, condition the distribution and quality of water and present a high spatial and temporal variability. In conservation agriculture (CA), the combination of practices implemented can modify water retention and circulation. Measurements of hydraulic conductivity (K_s), the size of the available water capacity (AWC) and bulk density were performed from 0 to 50 cm depth in the soils at different dates in order to estimate the temporal dynamics of these properties. The K_s measurements are on average 1.5 to 3 times higher under CA (100 to 160 mm h^{-1} on average over a depth of 0-50 cm) than under ploughing (50 to 70 mm h^{-1}), with differences depending on the soil. The temporal variability of infiltration capacities is reduced in CA compared to tilled fields. The size of the AWC is slightly increased at the scale of the soil profile (+10% max). On the other hand, the rooting depth, and thus the capacity to valorize this AWC, is increased in CA. Thus, the changes in soil water functioning in CA seem to be more related to a better use of the AWC than an increase in its size.

Introduction

Dans la plupart des scénarios envisagés, le changement climatique conduirait à une raréfaction de la ressource en eau dans certaines régions d'Europe déjà déficitaires en eau, comme le sud-ouest de la France (Lehner *et al.*, 2006 ; Garcia-Ruiz *et al.*, 2011). Les systèmes agricoles jouent un rôle important dans la régulation et la modification des flux d'eau à l'échelle des territoires par les choix de rotations culturales et des pratiques agricoles associées comme le recours à l'irrigation. Le développement de systèmes plus agroécologiques pourrait permettre une meilleure gestion de l'eau et améliorer la résilience des cultures face aux impacts du changement climatique.

L'agriculture de conservation comme moyen d'atténuation des effets du changement climatique ?

L'agriculture de conservation (AC), basée sur la réduction forte du travail du sol, la diversification des cultures et la couverture maximale des sols par des plantes vivantes ou des résidus maintenus en surface, entraîne une moindre perturbation du sol par les pratiques agricoles et favorise le stockage de carbone dans les sols via les couverts, contribuant ainsi à l'atténuation des effets du changement climatique (Pellerin *et al.*, 2019). Le fonctionnement hydrique des cultures en AC reste cependant assez peu connu. De ce fait, le fonctionnement biophysique de ces systèmes est assez mal représenté par les modèles de culture actuels alors qu'une prise en compte explicite de ce fonctionnement permettrait d'évaluer des scénarios de déploiement sur de larges échelles spatiales et temporelles.

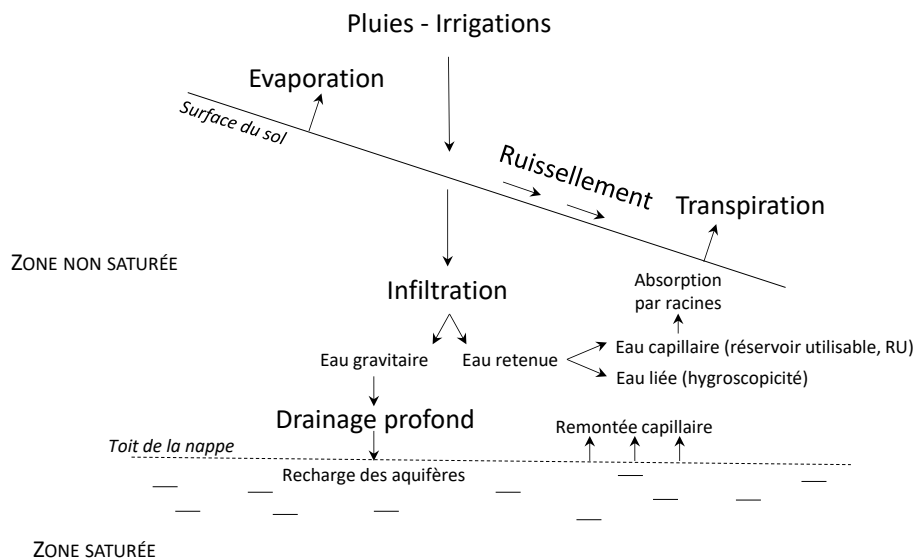


Figure 1 – Principaux processus régissant le devenir de l'eau arrivant sur une parcelle agricole

A l'échelle d'une parcelle agricole et d'un bassin versant, l'eau se distribue dans les compartiments de l'environnement selon différents mécanismes (Fig. 1) que sont l'évaporation à partir du sol et la transpiration des végétaux, le ruissellement (potentiellement source d'érosion), la percolation permettant la recharge de la réserve en eau du sol et pouvant conduire à du drainage au travers de la zone non saturée et de la lixiviation de nitrate ou de pesticides. Les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, sous l'influence majeure des pratiques agricoles dans les parcelles cultivées, conditionnent très fortement la répartition et la qualité de l'eau. Il apparaît donc fondamental de pouvoir modéliser les impacts du changement climatique sur ces processus et les effets qui en découlent sur la production agricole.

Quelles sont les conséquences du travail du sol sur leurs propriétés physiques ?

Au niveau des propriétés des sols, le travail du sol est une source majeure de variabilité des propriétés physiques dans l'horizon de surface, à la fois dans l'espace et dans le temps (Messing and Jarvis, 1993 ; Prieksat *et al.*, 1994 ; Coutadeur *et al.*, 2002 ; Alletto and Coquet, 2009). L'action mécanique du travail du sol modifie notamment la structure du sol, son état d'agrégation, sa porosité, la distribution des matières organiques et des résidus de culture et la rugosité de surface. La masse volumique apparente (ρ_b) est généralement plus faible immédiatement après le travail du sol et augmente avec le temps sous l'influence des précipitations et du réagencement des particules organo-minérales (Fohrer *et al.*, 1999 ; Leij *et al.*, 2002 ; Osunbitan *et al.*, 2005). La

conductivité hydraulique (K), la principale propriété du sol contrôlant les mouvements de l'eau et des solutés, dépend de la structure du sol, et par conséquent des techniques de travail du sol. Généralement, sous les systèmes incluant un labour à la charrue à versoirs (pratique conventionnelle en France notamment sur cultures de printemps), la conductivité hydraulique (K) est plus élevée immédiatement après le travail du sol puis décroît au cours de la saison culturale par affaissement et réorganisation de la porosité créée par le travail du sol et réagencement des particules organo-minérales (Angulo-Jaramillo *et al.*, 1997 ; Azevedo *et al.*, 1998). Le fonctionnement hydrique dans ces systèmes avec travail du sol intensif est le plus souvent considéré comme à 'dominante latérale', en lien avec l'hétérogénéité latérale des propriétés mécaniques générées par la charrue (Coutadeur *et al.*, 2002 ; Roger-Estrade *et al.*, 2004 ; Alletto *et al.*, 2010). Ce fonctionnement peut aboutir à des écoulements hypodermiques importants entraînant localement un manque d'oxygène (par saturation en eau) pour les plantes, un entrainement des solutés par écoulement gravitaire, et une forte réduction du volume du réservoir utilisable (RU). Il apparaît par ailleurs que la perturbation de l'activité biologique des sols par le travail du sol induit une faible stabilité des agrégats qui est souvent à l'origine d'un ruissellement important et d'un taux d'érosion qui affecte la durabilité des sols et la qualité des milieux aquatiques avec une tendance au colmatage des cours d'eau par les sédiments fins exportés des parcelles agricoles (notamment dans le Sud-Ouest de la France).

L'agriculture de conservation est-elle une voie prometteuse pour améliorer la circulation de l'eau dans les sols ?

En techniques de travail du sol dites de conservation (Hobbs *et al.*, 2008), et plus largement en agriculture de conservation (combinant rotation des cultures x réduction forte du travail du sol x couverture permanente des sols par un couvert vivant ou un mulch) (Palm *et al.*, 2014), les perturbations du sol par les opérations culturales sont minimisées et toute la dynamique de l'eau s'en trouve modifiée, avec notamment un renforcement d'un fonctionnement à 'dominante verticale' (Wahl *et al.*, 2004). La structure de surface du sol est en effet affectée par la présence de résidus organiques qui, en augmentant la sinuosité et la rugosité, peuvent accroître les capacités d'infiltration (Findeling *et al.*, 2003). Les résidus de culture absorbent l'énergie de la pluie et réduisent très fortement les phénomènes de battance à la surface du sol (Blevins and Frye, 1993 ; Baumhardt and Lascano, 1996 ; Baumhardt and Jones, 2002). L'effet « splash » de la pluie est en effet réduit et la stabilité des agrégats est généralement améliorée (Mamedov *et al.*, 2000 ; Six *et al.*, 2000a ; Six *et al.*, 2000b ; Pinheiro *et al.*, 2004). En parallèle, l'activité biologique des sols, en particulier celle de la macrofaune, est le plus souvent accrue en agriculture de conservation. Celle-ci est à l'origine d'une bioporosité stable, de nature tubulaire, qui contribue également à favoriser les infiltrations verticales de l'eau et donc à limiter le ruissellement (Edwards *et al.*, 1990 ; Edwards *et al.*, 1992). Pour autant, tous les résultats de la littérature sur ce sujet ne sont pas convergents et des contradictions apparaissent avec, dans certaines situations en techniques de conservation, des capacités d'infiltration du sol plus fortes (Arshad *et al.*, 1999 ; Dexter and Birkas, 2004), équivalentes (Blanco-Canqui *et al.*, 2004 ; Fuentes *et al.*, 2004) ou encore plus faibles (Heard *et al.*, 1988 ; Gomez *et al.*, 1999) que celles observées en systèmes labourés. Ces différences peuvent être liées à la non-prise en compte des dynamiques temporelles des propriétés telles que décrites précédemment (Alletto and Coquet, 2009) et aboutissent *in fine* à une mauvaise évaluation du fonctionnement hydrique des sols. Il ressort également de l'analyse des résultats que plusieurs études utilisent des fonctions de pédotransfert (FPT) pour prédire certaines variables et en particulier la conductivité hydraulique à saturation. Pour cette estimation, la densité apparente est utilisée (Chen *et al.*, 1998 ; Blanco-Canqui *et al.*, 2004 ; Parasuraman *et al.*, 2007 ; Lilly *et al.*, 2008), or plusieurs travaux montrent que cette relation est valide pour des systèmes avec travail du sol conventionnel (labour) mais pas en travail du sol réduit, voire en non-travail du sol (Chen *et al.*, 1998). Cette déconnexion de la mesure de la densité apparente et de la conductivité hydraulique à saturation en agriculture de conservation pourrait être due à la mauvaise appréciation de la connectivité des pores en non-travail du sol avec la méthode au cylindre utilisée dans la mesure de la densité apparente. Par ailleurs, plus les pores sont de diamètre élevé et plus le ratio entre leur contribution à la diminution de la densité apparente et leur contribution à l'augmentation de la conductivité hydraulique est petit. En agriculture de conservation, il apparaît donc nécessaire – à défaut de mesures sur le terrain - de développer de nouveaux modèles pour prédire certaines variables plus difficiles d'accès (ou plus coûteuses), telle que la conductivité hydraulique, en s'appuyant éventuellement sur des jeux de données existant.

L'agriculture de conservation modifie-t-elle les propriétés de rétention des sols ?

En parallèle de ces effets sur les capacités d'infiltration, la redistribution des matières organiques peut modifier la rétention en eau du sol (et donc le réservoir utilisable, RU, par les plantes), celle-ci s'opérant principalement sur les agrégats organo-argileux du sol. Dans certaines situations, il apparaît qu'une plus grande quantité d'eau peut être stockée dans le sol en techniques de semis direct (comparativement au labour) tout en restant disponible pour les plantes (Arshad *et al.*, 1999 ; Drury *et al.*, 1999 ; Green *et al.*, 2003 ; Strudley *et al.*, 2008). Néanmoins, il est important d'indiquer que peu de situations agro-pédoclimatiques ont été étudiées et qu'au regard des résultats publiés, les effets du travail du sol sur ces propriétés hydriques, en particulier sur les capacités des sols à infiltrer puis à stocker l'eau, ne sont toujours pas clairement établis (Or and Ghezzehei, 2002 ; Green *et al.*, 2003 ; Strudley *et al.*, 2008). Par ailleurs, très peu d'information est disponible sur les effets liés aux combinaisons de pratiques sur le devenir de l'eau, la majorité des publications traitant d'un facteur (souvent le travail du sol) en considérant « toute chose égale par ailleurs ». Or, en agriculture de conservation, la cohérence des systèmes de culture repose sur le couplage entre semis direct, rotation longue et diversifiée et utilisation de couverts végétaux, ce qui génère probablement des modifications majeures du comportement de l'eau dans les sols qui demeurent, à ce jour, peu documentées. Il a par exemple été observé qu'en semis direct, l'introduction d'un couvert végétal en interculture permettait de maintenir une teneur en eau plus importante dans les horizons superficiels liée à une diminution de l'évaporation et à une absence d'augmentation de la transpiration (Drury *et al.*, 1999). En travail superficiel du sol (< 10 cm), la mise en place d'un couvert végétal en interculture peut aussi conduire à un assèchement des horizons plus profonds (30-60 cm) lié à une absorption d'eau par le couvert, et ainsi réduire le niveau de recharge de la réserve hydrique des sols au moment de la mise en place de la culture marchande (Unger and Vigil, 1998 ; Meyer *et al.*, 2019 ; Meyer *et al.*, 2020).

Les expérimentations conduites dans le cadre de cette étude avaient pour objectif de mieux caractériser les effets de la combinaison des pratiques mobilisées en agriculture de conservation sur le fonctionnement hydrique de différents types de sol du bassin Adour-Garonne (Sud-Ouest de la France). Les mesures ont notamment porté sur l'évaluation de la taille du réservoir utilisable de ces sols et de leur conductivité hydraulique à différents niveaux de profondeur et zones de la parcelle et à différentes dates pour en évaluer la dynamique temporelle.

Matériel et méthodes

Sites d'étude

Les expérimentations ont été conduites sur 7 sites différents localisés dans le sud du bassin Adour-Garonne (Fig. 2). Sur 4 sites, appelés 'site couple', deux parcelles agricoles attenantes ont été choisies, l'une conduite en système conventionnel avec labour régulier (au moins une année sur deux), l'autre conduite en agriculture de conservation (depuis *a minima* 10 années). Sur 3 autres sites, les suivis ont été réalisés uniquement sur des parcelles en agriculture de conservation (AC). Les principales caractéristiques et propriétés des sites et sols étudiés sont mentionnées dans les Tableaux 1 et 2.

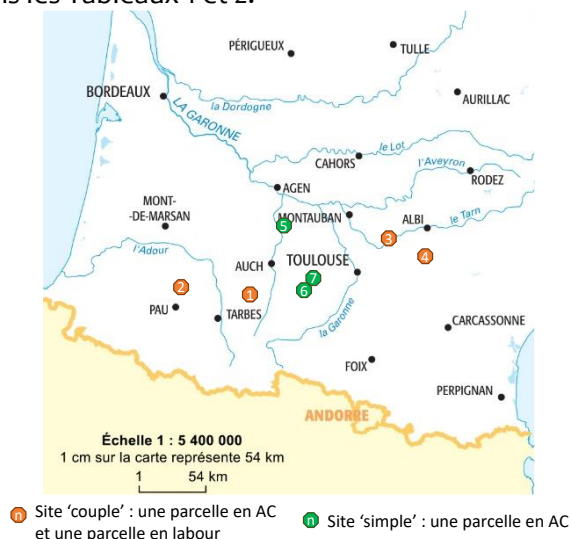


Figure 2 – Localisation des 7 sites d'étude (4 sites 'couple', en orange ; 3 sites 'simple', en vert)

Tableau 1 – Principales caractéristiques des sites d'étude

Site	Localisation	Type de sol	Profondeur du sol (cm)	Système de culture	Cultures				Irrigation	Campagnes de mesure des propriétés physiques
					2016	2017	2018	2019		
Site 1 (couple)	Gers	Gleyic Luvisol	50-60	AC (SD***)	Maïs (CI*)	<u>Maïs</u> ** (CI)	Soja (CI)	<u>Maïs</u> (CI)	Oui	4 (Automne 2016 ; Printemps-Automne 2017 ; Eté 2018)
				Labour	Maïs (sol nu)	<u>Maïs</u> (sol nu)	Maïs (sol nu)	<u>Maïs</u> (sol nu)		
Site 2 (couple)	Pyrénées-Atlantiques	Vermic Umbrisol	> 90	AC (SD)	Maïs (CI)	<u>Maïs</u> (CI)	<u>Maïs</u> (CI)	Soja (CI)	Non	5 (Automne 2016 ; Printemps-Automne 2017 ; Printemps-Automne 2018)
				Labour	Maïs (sol nu)	<u>Maïs</u> (sol nu)	<u>Maïs</u> (sol nu)	Maïs (sol nu)		
Site 3 (couple)	Tarn	Gleyic Luvisol	80-90	AC (SD/ST)	Orge (CI)	<u>Maïs</u>	Orge(CI)	<u>Maïs</u>	Oui	3 (Automne 2016 ; Printemps-Automne 2017)
				Labour	Orge (CI)	<u>Maïs</u> (CI)	Soja	<u>Maïs</u>		
Site 4 (couple)	Tarn	Cambic Calcisol	60-80	AC (SD)	Blé (CI)	Maïs	Blé (CI)	Soja	Oui	2 (Automne 2016 ; Printemps 2019)
				Labour	Blé	Maïs	Blé	Maïs		
Site 5 (simple)	Gers	Vertic Calcisol	50-60	AC (SD)	Soja	Blé (CI)	Soja	Blé (CI)	Non	2 (Printemps 2018 ; Printemps 2019)
Site 6 (simple)	Gers	Cambic Calcisol	80-90	AC (SD/TS)	Féverole	Blé	Colza (CI)	Pois (CI)	Oui	1 (Eté 2019)
Site 7 (simple)	Gers	Calcisol	70-80	AC (SD/ST)	Lotier	Blé	Orge/pois/vesce	Blé	Non	1 (Printemps 2018)

* CI : culture intermédiaire (composition variable).

** : les cultures soulignées sont celles ayant fait l'objet d'une observation du développement racinaire.

*** : SD : semis direct strict ; SD/ST : semis direct sur cultures d'hiver et travail localisé (Strip-tillage) sur cultures de printemps ; SD/TS : semis direct sur cultures d'hiver et travail superficiel (5-7 cm de profondeur) sur cultures de printemps

Tableau 2 – Composition des sols en agriculture de conservation (AC) et en labour

Site	Type de sol	Système de culture	Profondeur (cm)	Argiles (g kg ⁻¹)	Limons (g kg ⁻¹)	C organique (g kg ⁻¹)	pH
Site 1 (couplée)	Gleyic Luvisol	CA	0-10	164 ± 22	596 ± 44	11,4 ± 1,8	5,8 ± 0,4
			10-30	180 ± 11	587 ± 25	8,7 ± 1,1	6,0 ± 0,4
			30-60	200 ± 46	601 ± 79	5,3 ± 0,5	6,5 ± 0,3
		Labour	0-10	123 ± 14	604 ± 17	7,5 ± 1,7	6,8 ± 0,2
			10-30	121 ± 9	593 ± 26	7,6 ± 1,6	6,8 ± 0,2
			30-60	167 ± 10	607 ± 35	3,2 ± 1,5	7,1 ± 0,1
Site 2 (couplée)	Vermic Umbrisol	CA	0-10	156 ± 8	720 ± 10	19,0 ± 0,6	6,3 ± 0,0
			10-30	155 ± 11	724 ± 14	18,4 ± 0,5	6,4 ± 0,1
			30-60	156 ± 10	724 ± 14	9,7 ± 0,8	6,3 ± 0,1
		Labour	0-10	164 ± 12	718 ± 21	17,4 ± 2,2	6,5 ± 0,3
			10-30	158 ± 12	732 ± 11	17,4 ± 2,0	6,8 ± 0,3
			30-60	161 ± 8	727 ± 23	9,7 ± 0,7	6,9 ± 0,7
Site 3 (couplée)	Gleyic Luvisol	CA	0-10	180 ± 12	431 ± 19	8,6 ± 0,4	6,7 ± 0,2
			10-30	180 ± 15	425 ± 24	7,4 ± 0,4	6,9 ± 0,1
			30-60	275 ± 20	419 ± 13	5,3 ± 0,4	7,3 ± 0,1
		Labour	0-10	195 ± 32	351 ± 60	8,2 ± 1,4	7,1 ± 0,7
			10-30	204 ± 42	347 ± 65	8,0 ± 1,4	7,0 ± 0,7
			30-60	302 ± 12	311 ± 94	5,4 ± 0,9	7,9 ± 0,8
Site 4* (couplée)	Cambic Calcisol	CA	0-10	383 ± 40	377 ± 22	12,6 ± 3,7	8,5 ± 0,1
			10-30	349 ± 28	394 ± 20	16,7 ± 2,6	8,4 ± 0,0
			30-60	373 ± 28	385 ± 8	12,2 ± 0,2	8,5 ± 0,0
		Labour	0-10	345 ± 27	427 ± 64	11,1 ± 0,9	8,5 ± 0,0
			10-30	330 ± 27	425 ± 61	8,9 ± 0,4	8,6 ± 0,0
			30-60	331 ± 54	417 ± 64	5,4 ± 0,9	8,6 ± 0,1
Site 5* (simple)	Vertic Calcisol	CA	0-10	449 ± 38	398 ± 12	13,7 ± 0,5	7,9 ± 0,9
			10-30	455 ± 29	397 ± 9	9,7 ± 0,6	8,0 ± 0,7
			30-60	455 ± 39	403 ± 11	6,5 ± 0,6	8,1 ± 0,5
Site 6* (simple)	Cambic Calcisol	CA	0-10	421 ± 22	355 ± 13	13,2 ± 0,8	8,2 ± 0,0
			10-30	417 ± 18	355 ± 16	8,9 ± 0,6	8,3 ± 0,1
			30-60	464 ± 24	366 ± 15	4,1 ± 0,6	8,4 ± 0,0
Site 7* (simple)	Calcisol	CA	0-10	370 ± 34	445 ± 23	9,6 ± 0,7	8,5 ± 0,1
			10-30	377 ± 33	437 ± 24	7,2 ± 0,1	8,6 ± 0,0
			30-60	307 ± 113	519 ± 88	9,7 ± 7,7	8,9 ± 0,1

*les sites 4 à 7 sont carbonatés dès la surface.

Mesure des propriétés physiques

Estimation du réservoir utilisable (RU)

La courbe de rétention en eau ($\theta(h)$) a été établie à l'aide de presses de Richards (Klute, 1986) sur des échantillons de sol non remaniés prélevés à l'aide de cylindres en acier inoxydable (\varnothing 5 cm, hauteur : 2,5 cm, $V \approx 50 \text{ cm}^3$) à 0-5, 5-10, 10-25 et 25-50 cm de profondeur, sur 3 zones par parcelle (3 répétitions par zone). Ces échantillons ont progressivement été saturés en eau au laboratoire (durée de mise à saturation \approx 4 j). Une fois saturés, les échantillons ont été pesés puis placés sur des plaques poreuses recouvertes de kaolinite servant à favoriser le contact entre l'échantillon et la plaque et ainsi établir une continuité hydraulique. Les points de mesures choisis pour établir les courbes de rétention correspondent à des valeurs de potentiel matriciel de 0, -16, -33, -100, -330, -1000, -6300, -10000, et -16000 cm, soit des valeurs exprimées en pF comprises entre -1,0 et 4,2 (avec $pF = \log_{10}|h|$, $|h|$ en cm).

Le RU (mm) de chaque horizon étudié a été calculé à partir des teneurs en eau volumiques mesurées aux pF 2,5 (capacité de rétention) et pF 4,2 (point de flétrissement permanent). Sur l'ensemble des horizons étudiés, la charge en éléments grossiers était très faible voire nulle et donc non considérée pour l'estimation des RU.

Au total, 731 mesures de RU ont été réalisées au cours de l'étude.

Mesure de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique à saturation (K_s)

Les mesures de masse volumique apparente (ρ_b) et de conductivité hydraulique ont été réalisées à des périodes et fréquence (1 à 5) différentes selon les sites (Tableau 1). A chaque campagne, trois répétitions de mesure ont été réalisées à 0-5, 5-10, 10-25 et 25-50 cm de profondeur, sur 3 zones par parcelle.

Pour les mesures de ρ_b , des cylindres de 250 cm³ ($\varnothing = 8$ cm, hauteur = 5 cm) ont été utilisés pour prélever des échantillons de sol non perturbés. Les prélèvements ont été réalisés à proximité des sites de mesure de conductivité hydraulique et en positionnant les cylindres au centre des horizons considérés. Les échantillons de sol ont été séchés en étuve (105 °C, 48h) et ρ_b (g cm⁻³) a été déterminée.

Les mesures de conductivité hydraulique (K) ont été réalisées aux différentes profondeurs indiquées (0-5, 5-10, 10-25 et 25-50 cm) à l'aide d'infiltromètres à disques (TRIMS, $\varnothing = 8$ cm) à des potentiels matriciels compris entre -1,0 kPa et -0,1 kPa (Perroux and White, 1988; Ankeny *et al.*, 1991). La préparation de la surface du sol a été réalisée selon les recommandations fournies par Coquet *et al.* (2005). Les infiltrations ont été effectuées successivement à -1,0, -0,6, -0,3 et -0,1 kPa de potentiel matriciel, correspondant à des pores de diamètres allant de 0,03 à 0,3 mm. La conductivité hydraulique K a été estimée à partir des données d'infiltration en utilisant la solution de Wooding (1968) en régime d'écoulement permanent sous un potentiel matriciel constant :

$$q_{\infty}(h_0) = K_s \exp(\alpha h_0) \left[1 + \frac{4}{\pi \alpha} \right]$$

avec q_{∞} le flux d'infiltration en régime permanent [$L T^{-1}$], K_s la conductivité hydraulique à saturation [$L T^{-1}$] et r est le rayon du disque de l'infiltromètre [L].

Le modèle exponentiel de Gardner (1958) a été utilisé pour décrire la courbe de conductivité hydraulique :

$$K(h) = K_s \exp(\alpha h)$$

avec $K(h)$ la conductivité hydraulique [$L T^{-1}$] à un potentiel matriciel h [L] donné et α [L^{-1}] une constante caractéristique du sol.

Au total, 1074 mesures de ρ_b et $K(h)$ ont été réalisées au cours de l'étude.

Observations du développement racinaire

Sur les sites 1, 2 et 3, des observations du développement racinaire du maïs ont été réalisées en 2017, 2018 et 2019 (Tableau 1). Ces observations ont été réalisées à partir de la floraison (autour de mi-juillet), période où le développement végétatif de la plante est maximal, et jusqu'au début de la sénescence du maïs.

Sur chaque parcelle, trois (petites) fosses, de 60 cm de large et 60 à 80 cm de profondeur (en fonction des sols), ont été ouvertes afin d'évaluer la densité racinaire par comptage des présences de racine sur une grille de maille carrée 2 cm de côté et la profondeur de développement racinaire du maïs et d'identifier d'éventuels obstacles à ce développement.

Analyse des données

Des analyses de variance (ANOVA) ont été réalisées pour tester les effets du type de sol (site d'étude en n'étudiant que les sites 1, 2 et 3), du système de culture, de la profondeur et de la période de mesure sur la masse volumique apparente et sur la conductivité hydraulique ($K(h)$). Les valeurs de $K(h)$ étant distribuées de façon exponentielle, les valeurs en $\log_{10}K(h)$ ont été utilisées pour les analyses statistiques et la distribution normale des résidus a été vérifiée. Le niveau de significativité des tests est de 0.01. Une décomposition de la variance totale a été réalisée afin de classer les différents facteurs selon leur importance dans l'explication de la variabilité.

Des fonctions de pédotransfert (FPT) ont également été produites pour estimer l'humidité caractéristique à différents pF, les écarts d'humidité caractéristiques et la perméabilité hydraulique à différents niveaux de succion. Les équations ont été calibrées par inférence multimodèle de modèles de régression multilinéaires (MMI), en écartant un cinquième des données de manière aléatoire et en ajustant les coefficients linéaires sur des échantillons de valeurs dégradés et en retenant le meilleur modèle selon le critère Bayésien de Schwarz (SBC). Cette méthode permet de déterminer des FPT aussi parcimonieuses que possible.

Résultats

Rétention en eau des sols

Les valeurs de RU varient de 43 à 91 mm sur 50 cm de profondeur de sol. Le déterminant principal du RU est le type de sol avec les valeurs les plus élevées mesurées sur les Luvisol, Umbrisol, et les valeurs les plus faibles mesurées sur les Calcisol.

Un effet du système de culture est observé sur certains sites couples avec pour les parcelles en agriculture de conservation (AC) une augmentation du RU de 5 à 32 % suivant les horizons comparativement aux parcelles en labour (Fig. 3, site 1 sur horizon 0-5 cm et site 4 à l'échelle du RU total sur 0-50 cm).

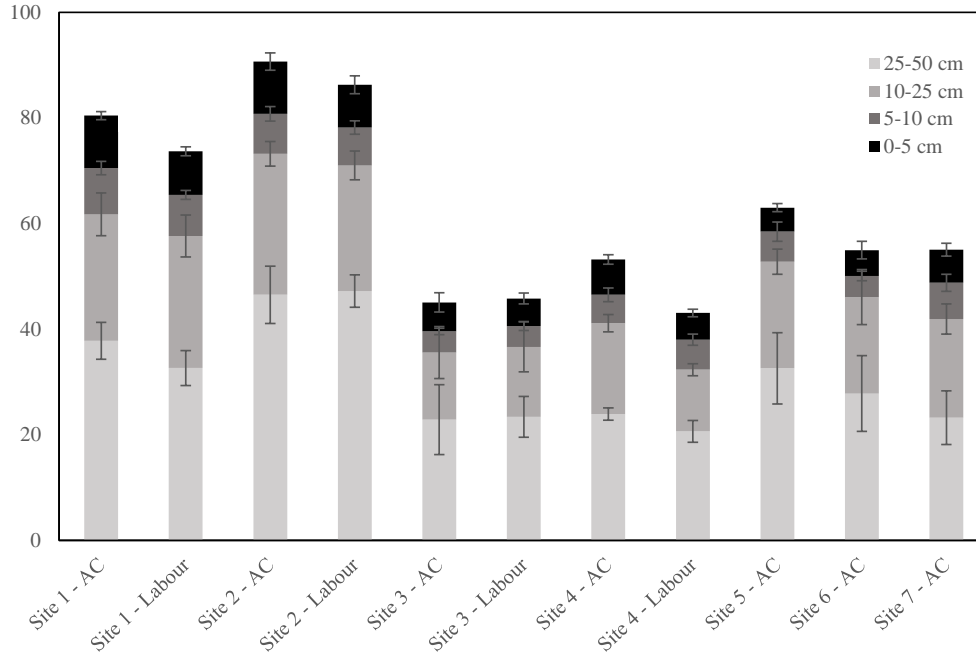


Figure 3 – Réservoir utilisable (RU, en mm) sur 0-50 cm de profondeur pour les 7 sites d'étude. Les barres représentent l'écart-types.

Sur l'épaisseur 0-50 cm, ces différences conduisent à une augmentation du RU de 6 mm pour le site 1 jusqu'à 10 mm pour le site 4. Sur le site 2, sur Vermic Umbrisol, également nommé Terres Noires du Béarn (ou sol de Touyas), les différences entre les deux systèmes de culture sont de 5 mm et sont essentiellement dues à une augmentation du RU sur l'horizon 10-25 cm. Enfin sur le site 3, aucune différence entre système de culture n'est identifiée. Il est à noter que sur ce site, le système en agriculture de conservation est conduit avec un travail du sol localisé sur la ligne de semis (strip tillage) assez profond (25 cm), alors que sur les autres sites couples, les cultures en AC sont implantées en semis direct.

Masse volumique apparente et conductivité hydraulique à saturation

Les valeurs de masse volumique apparente varient de 1,27 à 1,71 g cm⁻³ selon le système de culture, la profondeur et la période de mesure (Tableau 3). Alors que le site d'étude seul n'influence pas la masse volumique apparente, il apparaît que l'interaction entre le site d'étude et le système de culture est le premier facteur d'explication de la variance de la masse volumique apparente des sols (32 % de la variance totale) (Tableau 4).

De façon générale, les valeurs de ρ_b sont plus élevées et moins variables dans le temps en agriculture de conservation qu'en système labouré (d'où une interaction significative entre ces deux facteurs, Tableau 4). Sur les sols labourés, les valeurs de ρ_b sont plus faibles après les opérations de travail du sol (i.e. le printemps sur les sols limoneux), avec une densification identifiée au cours des saisons culturales.

Tableau 3 – Masse volumique apparente moyenne (ρ_b , g cm⁻³) des sols sur 0-50 cm de profondeur pour les 7 sites d'étude

Site	Période	ρ_b (g cm ⁻³) (\pm ET)	
		AC	Labour
Site 1	Automne	1,57 \pm	1,49 \pm

(couple)	2016 Printemps	0,09 1,55 ±	0,10 1,38 ±
	2017 Automne	0,15 1,55 ±	0,13 1,48 ±
	2017 Eté 2018	0,15 1,54 ±	0,10 1,53 ±
		0,12	0,16
Site 2 (couple)	Automne 2016	1,50 ± 0,10	1,47 ± 0,12
	Printemps 2017	1,51 ± 0,11 1,47 ±	1,34 ± 0,09
	Automne 2017	0,12 1,52 ±	1,55 ± 0,09
	Printemps 2018	0,14 1,50 ±	1,35 ± 0,10
	Automne 2018	0,13 1,54 ±	1,54 ± 0,09
Site 3 (couple)	Automne 2016	1,53 0,10± 1,49 ±	1,61 ± 0,10
	Printemps 2017	0,10 1,47 ± 0,11	1,42 ± 0,15
	Automne 2017		1,57 ± 0,11
Site 4 (couple)	Automne 2016	1,51 ± 0,12*	1,43 ± 0,10*
	Printemps 2019	1,48 ± 0,12	-
Site 5 (simple)	Printemps 2018	1,63 ± 0,11	- -
	Printemps 2019	1,54 ± 0,16	
Site 6 (simple)	Eté 2019	1,50 ± 0,11	-
Site 7 (simple)	Printemps 2018	1,54 ± 0,14	-

* mesures uniquement sur 0-5 cm de profondeur

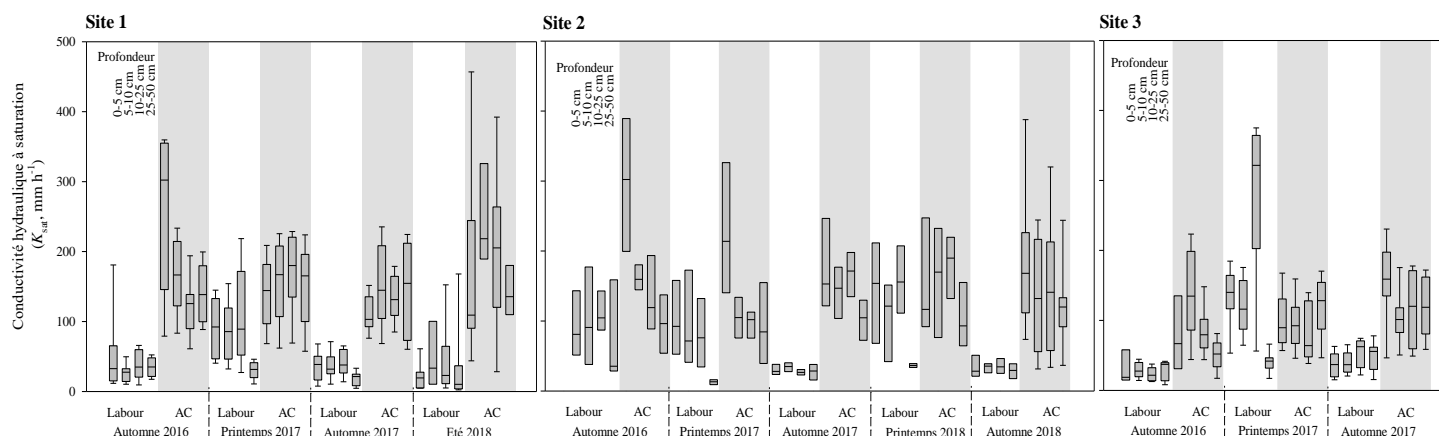


Figure 4 – Conductivité hydraulique à saturation (K_s , mm h^{-1}) mesurée à différentes périodes sur 3 sites couples.

Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation varient de 2,4 à 1600 mm h⁻¹ avec des valeurs moyennes (tous sites, profondeurs et périodes de mesure confondus) de 63,2 ± 65,3 mm h⁻¹ en labour et de 157,2 ± 163,0 mm h⁻¹ en agriculture de conservation (Fig. 4).

Sur les sites 1 à 3, la comparaison des valeurs de K_s fait apparaître qu'en agriculture de conservation, ces valeurs sont en moyenne plus élevées (d'un facteur 2 à 4 selon les périodes et profondeurs), ce facteur expliquant à lui seul près de 81 % de la variance de la conductivité hydraulique à saturation (Tableau 4), et sont plus stables dans le temps (illustré par l'interaction site x période ; Fig. 4). En labour, les valeurs de conductivité sont maximales immédiatement après l'opération de travail du sol et diminuent très significativement au cours de la saison culturale.

En analysant les valeurs de conductivité hydraulique à saturation pour les 7 sites en agriculture de conservation, aucune différence n'est identifiée. Toutefois, la variabilité des valeurs obtenues est plus importante sur les sols argileux (ou argilo-calcaire) que celle mesurée sur sols limoneux (Fig. 5)

Tableau 4 – Décomposition de la variance de la masse volumique apparente (ρ_b) et de la conductivité hydraulique à saturation (K_s) selon le site d'étude (SITE) (uniquement pour les sites 1, 2 et 3), le système de culture (AC / labour) (SYSTEME), la période de mesure (PERIODE) et la profondeur de mesure (PROFONDEUR) ($p < 0,01$).

Effet	ρ_b	K_s
SITE	NS	NS
SYSTEME	26,3 %	80,8 %
PERIODE	11,3 %	2,6 %
PROFONDEUR	6,9 %	4,2 %
SITE x SYSTEME	32,3 %	2,8 %
SITE x PERIODE	NS	NS
SITE x PROFONDEUR	NS	NS
SYSTEME x PERIODE	8,4 %	2,5 %
SYSTEME x PROFONDEUR	NS	NS
PERIODE x PROFONDEUR	NS	NS

Sur l'ensemble des données collectées, une corrélation négative est observée entre ρ_b et K_s mais n'explique qu'une faible part de la variabilité ($r = -0,25$, $p < 0,01$). En revanche, en distinguant les sites et les systèmes de culture, il ressort que les corrélations entre ρ_b et K_s sont plus élevées en labour qu'en agriculture de conservation pour l'ensemble des sites permettant la comparaison. Il apparaît par ailleurs que les niveaux de corrélation sont meilleurs lorsque les données sont analysées en conservant les sites séparés, et ce quel que soit le système de culture.

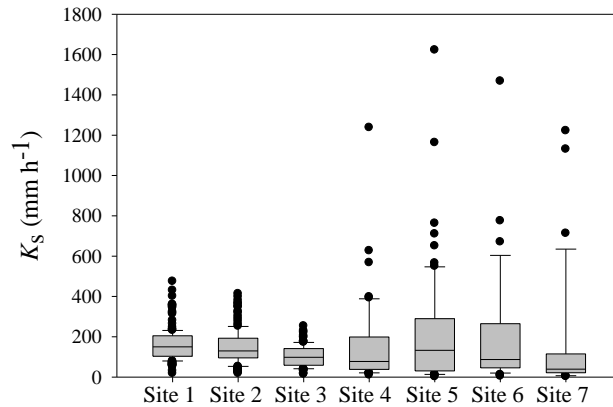


Figure 5 – Conductivité hydraulique à saturation (K_s , mm h^{-1}) sur les sites en agriculture de conservation.

Une fonction de pédotransfert pour K_s a pu être calibrée sur l'ensemble du jeu de données. Les coefficients de détermination sont de 0,487 en calibration ($n = 742$) et 0,433 en validation ($n=330$). Les équations suivantes ont été obtenues :

$$\text{En conventionnel : } \ln(K_s) = 3,02 + 0,899 \times \text{pH} - 8,1 \cdot 10^{-4} \times \text{Arg} \times \ln(Z) - 0,501 \times \text{pH} \times \rho_b$$

$$\text{En agriculture de conservation : } \ln(K_s) = 3,02 + 0,899 \times \text{pH} - 8,1 \cdot 10^{-4} \times \text{Arg} \times \ln(Z) - 0,501 \times \text{pH} \times \rho_b + 0,831 \times \rho_b$$

Avec Arg : teneur en argile (%) et Z : profondeur (cm). Les surfaces de réponse de la conductivité hydraulique à saturation pour un pH égal à 6 et une teneur en argiles de 45% sont illustrées à la figure 6. Ces équations rendent compte du fait que la densité apparente est un facteur qui réduit la perméabilité des sols, mais que l'effet inhérent à la densité est nettement moins marqué en agriculture de conservation. La perméabilité augmente d'un facteur $\exp(0,831 \cdot \rho_b)$, soit entre 2,8 fois - pour une $\rho_b = 1,25$ - et 4,1 fois pour une $\rho_b = 1,7$. Cet état de fait résulte vraisemblablement de l'existence de biopores qui permettent la mise en place d'écoulements verticaux en AC quand bien même les fractions mésoporeuse et microporeuse sont très peu perméables en raison de la densification des sols.

Les pH alcalins s'accompagnent d'une amélioration de la perméabilité des sols en-deça de $\rho_b=1,79 \text{ g/cm}^3$; ceci suggère que la présence modérée de calcaire dans les sols contribue à stabiliser le complexe argilo-humique, à travers les ponts calciques notamment, mais la surabondance de calcaire, éventuellement accentuée par des phénomènes de précipitation de carbonate pédogénique, a pour effet de densifier le sol et de réduire drastiquement leur perméabilité hydraulique.

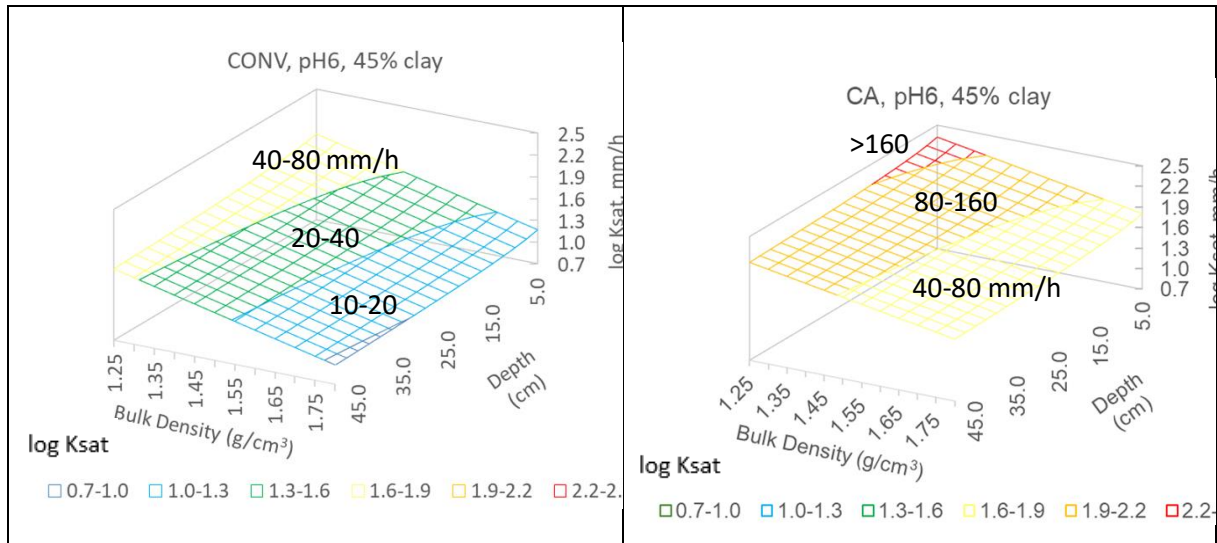


Figure 6 - Perméabilité hydraulique à saturation (log Ks, mm/h) en fonction de la masse volumique apparente du sol, de la profondeur et du système de culture (CA vs. CONV.) pour des sols à pH=6 et contenant 45% d'argiles.

Les variations saisonnières ne sont pas significatives pour les parcelles en AC, mais elles le sont pour les parcelles en conventionnel, avec une diminution de la perméabilité d'environ 40 % entre le printemps (post-travail du sol) et l'été, et une légère ré-augmentation de 15-20% à l'automne.

Statistique	Echantillon d'apprentissage	Echantillon de validation
Observations	742	330
DDL	737	325
R ²	0,49	0,43
R ² ajusté	0,48	
MCE	0,50	0,72
RMCE	0,71	0,85
MAPE	14,47	20,28
AIC	-505,13	
SBC	-482,08	

Tableau 4a. Coefficients de performance du modèle pour ln(Ks)

- R² : le coefficient de détermination du modèle.
- R² ajusté : le coefficient de détermination ajusté du modèle.
- MCE : la moyenne des carrés des erreurs (MCE)
- RMCE : la racine de la moyenne des carrés des erreurs (RMCE) est la racine carrée de la MCE
- MAPE : la Mean Abs. Percentage Error

- AIC : le critère d'information d'Akaike (Akaike's Information Criterion) est un critère de sélection de modèles qui pénalise les modèles pour lesquels l'ajout de nouvelles variables explicatives n'apporte pas suffisamment d'information au modèle, l'information étant mesurée au travers de la SCE.
- SBC : le critère bayésien de Schwarz (Schwarz's Bayesian Criterion) proposé par Schwarz (1978) est proche du critère AIC, et comme ce dernier on cherche à le minimiser.

En conditions non-saturées, pour une succion h=3 cm, on obtient les FPT suivantes :

$$\text{En conventionnel : } \ln(K(3)) = 1,95 - 1,11 \cdot 10^{-3} \times \text{Sable} \times \ln(Z)$$

$$\text{En agriculture de conservation : } \ln(K(3)) = 1,95 + 7,54 \cdot 10^{-3} \times \text{Arg} - 1,11 \cdot 10^{-3} \times \text{Sable} \times \ln(Z) - 0,629 \times \ln(Z)$$

Statistique	Echantillon d'apprentissage	Echantillon de validation
Observations	84	40
R ²	0,546	0,460
R ² ajusté	0,529	
MCE	0,51	0,54
RMCE	0,71	0,73
MAPE	52,32	78,87
AIC	-52,84	
SBC	-43,12	

Tableau 4b. Coefficients de performance du modèle pour $\ln(K(z))$

Calibrées sur un nombre plus restreint d'échantillons, ces fonctions de pédotransfert témoignent de différences importantes entre les deux systèmes de culture. La teneur en argile est un facteur améliorant la perméabilité en AC : pour des teneurs en argiles de 40%, l'augmentation de la perméabilité $K(z)$ est d'environ $e^{7,54 \cdot 10^{-3} \times 40} - 1 = 35\%$. La formation d'agrégats, liée à la présence d'argiles, conduit à la formation d'un domaine

poral inter-agrégats par lequel l'eau transite plus facilement ; or l'importance et la pérennité de ce domaine poral favorable aux écoulements dépend de la stabilité des agrégats qui est elle-même le résultat de liaisons organo-minérales stables. Cet effet est contrebalancé en profondeur : pour $z=10$ cm, on obtient une diminution de $K(z)$ évaluée à $1 - e^{0,629 \times \ln(10)} = 77\%$. Lorsque le sol n'est pas à saturation, la circulation d'eau en profondeur est donc très fortement entravée dans les sols en AC. Le caractère hydrophobe des agrégats en AC peut conduire à d'importantes discontinuités hydrauliques dans l'espace inter-agrégat et expliquer les différences entre les deux systèmes (Wardak et al., 2022 ; Urbanek & Doerr, 2017). On est donc sur un fonctionnement hydraulique de type dual, conceptualisé par Simunek et al. (2002), qui se traduit par la mise en place de voies d'écoulement préférentielles lorsque le domaine poral se rapproche de la saturation en eau, et de flux hydrologiques très ralentis en dehors de ces phases où les pores tubulaires sont en charge.

Développement racinaire du maïs

Le suivi du développement racinaire du maïs a été réalisé sur les sites 1, 2 et 3 au cours de différentes années culturales. Des différences de comportement apparaissent selon les sites. Sur le site 1, la prospection racinaire du maïs atteint le fond du profil de sol en AC (60 cm) alors qu'elle est principalement limitée à l'horizon labouré (25 cm) sur la parcelle labourée. Sur le site 2, les racines du maïs descendent à une profondeur de 50 cm en labour et légèrement plus profondément en AC (70-80 cm) notamment en empruntant les nombreuses galeries identifiées dans les profils. Sur le site 3, les racines du maïs en système labouré ont un comportement similaire à celui identifié sur le site 1 et colonisent essentiellement l'horizon labouré, de très rares racines prospectant l'horizon sous-jacent (pour une profondeur maximale identifiée à 55 cm). Sur le système en AC de ce site, les racines se développent principalement dans l'horizon travaillé (ce système reposant sur un travail de la ligne de semis, ou strip tillage) mais descendent également plus en profondeur pour atteindre, comme en labour, environ 55 cm. Il est à noter que les profils de prélèvement d'eau par les racines, déduits des suivis de profils d'humidité du sol, suggèrent une meilleure exploitation des premiers cm de sol en AC, et une tendance à prélever l'eau plus profondément en système conventionnel pour contrebalancer l'assèchement de la surface du sol.

Discussion

L'effet du carbone des sols sur les propriétés de rétention

Le fonctionnement hydrique d'un sol résulte de la nature intrinsèque de celui-ci et de son mode de gestion. Les résultats obtenus sur le réseau de sites d'étude mettent en évidence que le type de sol conditionne la taille du réservoir utilisable (RU) de celui-ci. Les Luvisol et Umbrisol (sols limoneux) présentent notamment des capacités de rétention en eau plus élevées que les Calcisol (sols argileux). Le mode de gestion agricole peut alors permettre de modifier sensiblement ce réservoir. Ainsi, la mise en œuvre des leviers agroécologiques de l'agriculture de conservation permet le plus

souvent d'accroître la taille de ce réservoir avec, dans cette étude, une augmentation de l'ordre de 5 à 19 % sur 0-50 cm d'épaisseur suivant les sols et leur niveau initial de taille de RU. Dans la littérature, ces effets sont principalement associés à (i) l'augmentation des teneurs en carbone organique à la surface des sols qui contribue à retenir l'eau (Lal, 2000 ; Rawls *et al.*, 2003 ; Ankenbauer and Loheide, 2017), même si le rôle des matières organiques sur la rétention d'eau est encore débattu (Minasny and McBratney, 2018), (ii) aux effets induits par cet accroissement en carbone sur l'amélioration de la stabilité structurale et (iii) plus largement à une évolution de la porosité des sols, et notamment de la micro et mésoporosité (Bescansa *et al.*, 2006 ; Strudley *et al.*, 2008). Bien que les publications sur ce sujet soient encore peu abondantes dans la littérature, il ressort que l'amplitude des effets de ce carbone additionnel en AC sur la taille du RU est en adéquation avec les résultats publiés dans la littérature (Eden *et al.*, 2017). La variabilité observée en fonction du type de sol est également cohérente, d'autres travaux indiquant des augmentations variant de 7 à 23 % en fonction du niveau initial du RU et des pratiques mises en œuvre (Chen *et al.*, 2005 ; Moebius-Clune *et al.*, 2008 ; So *et al.*, 2009), les effets les plus importants (en proportion) étant observés sur des sols à RU initial faible (ex. sols sableux) (Rawls *et al.*, 2003). La matière organique liée aux argiles contribue à rendre les agrégats du sol plus stables, car plus hydrophobes, ce qui permet de maintenir une fraction microporale plus élevée en AC. La fraction mésoporale est réduite en AC au-delà de 10 cm de profondeur, sans doute en raison de la stabilité des micropores et du fait que l'absence de travail du sol ne permet pas de restaurer la fraction mésoporale perdue par tassement naturel du sol. Le volume macroporal, en AC, est quant à lui globalement conservé sur tout le profil de sol grâce à l'action régénératrice des lombrics et des racines, tandis qu'il se réduit en profondeur sur les sols labourés. Cette redistribution des propriétés structurales contrôle étroitement les flux d'eau dans les sols, ascendants, descendants et latéraux.

Circulation d'eau dans les sols

Les effets du type de sol sur les capacités d'infiltration en eau sont moins évidents et il semblerait que la variabilité des capacités d'infiltration soit plus importante dans les sols argileux comparativement aux sols limoneux. Sur ces derniers, le mode de gestion agricole modifie fortement les capacités d'infiltration avec un accroissement très significatif des capacités d'infiltration sur l'ensemble des horizons de sol (au moins jusqu'à la profondeur maximale étudiée de 50 cm) qui s'explique notamment par une plus grande stabilité temporelle de celles-ci. Bien que les opérations mécaniques, et en particulier le labour, aient pour objectif d'aérer le sol en créant des macropores, conduisant à des valeurs de densité apparente faibles et des capacités d'infiltration élevées post-travail du sol, les effets sont transitoires (Alletto and Coquet, 2009) et assez rapidement, en lien avec une reconsolidation (ou redensification) du milieu, les effets bénéfiques du travail du sol sur l'infiltration de l'eau sont perdus (Green *et al.*, 2003 ; Bodner *et al.*, 2013). Les données expérimentales illustrant cette dynamique temporelle demeurent encore peu abondantes (Strudley *et al.*, 2008), alors qu'une représentation dynamique des propriétés physiques des sols pourrait permettre d'améliorer la description de leur fonctionnement hydrique dans les modèles, en lien notamment avec leur mode de gestion, qui reposent encore largement sur des valeurs fixes de conductivité hydraulique (et de masse volumique apparente) dans le temps (Angulo-Jaramillo *et al.*, 1997). L'estimation des capacités d'infiltration d'un sol, dont la mesure est coûteuse en temps, peut s'appuyer sur l'utilisation d'indicateurs tels que la masse volumique apparente des sols, comme décrit dans plusieurs publications (Jabro, 1992 ; Schaap and Leij, 1998), mais si ce dernier semble intéressant pour estimer la conductivité à saturation dans les sols travaillés, il l'est moins pour les systèmes en agriculture de conservation. Cette nuance, mise en évidence dans cette étude, mais aussi dans d'autres travaux (Chen *et al.*, 1998 ; Alletto and Coquet, 2009), témoigne de la nécessité de développer de nouveaux descripteurs pour les sols peu ou pas perturbés par des opérations mécaniques et qui pourrait par exemple mieux prendre en considération la connectivité du réseau poral (Amer *et al.*, 2009), et ce alors même que la porosité totale du sol peut être moindre dans ces sols comparativement à celle des sols travaillés. Cette

remarque rejoint celle formulée par Cueff *et al.* (2021) concernant l'estimation de la taille du RU des sols à partir de fonctions de pédotransfert.

Les valeurs de perméabilité hydraulique à saturation mesurées en système AC sont très élevées, dépassant la plupart du temps 100 mm/h, ce qui pourrait laisser penser que ces systèmes ne sont pas générateurs de ruissellement. Il n'en est rien. L'eau emprunte la voie des pores tubulaires et s'infiltré profondément dans le sol précisément lorsque le ruissellement se met en place ; les pores tubulaires jouent alors le rôle de drains et court-circuitent en partie les horizons de surface. Pour autant, le volume de ces pores tubulaires est limité : si l'on considère, au vu des mesures réalisées, qu'ils représentent 2% du volume du sol sur environ 50 cm de profondeur, cela représente un volume d'à peine 10 L/m². Au-delà de cette valeur, en l'absence de drainage profond, et après que ce volume macroporal ait été rempli, l'excédent d'eau est amené à circuler dans les espaces inter-agrégats et à diffuser par capillarité au sein même des agrégats. Or ces agrégats, dans les systèmes non-labourés, présentent des propriétés hydrophobes (Hallett *et al.*, 2001) qui réduisent fortement les flux d'eau des macropores vers les mésopores inter-agrégats et finalement vers les micropores intra-agrégats. Il en résulte deux conséquences possibles : (1) si les pores tubulaires sont connectés à un système de drainage, l'excédent d'eau qui transite à travers ces biopores est rapidement évacué par voie souterraine compte tenu de l'écoulement préférentiel ou (2) en l'absence de drainage profond, l'excédent d'eau ne peut plus s'infiltrer dans un sol dont les voies d'écoulement préférentielles sont saturées et dont l'essentiel du volume disponible pour la rétention présente en réalité une accessibilité limitée. Il s'ensuit que les sols en AC sont également susceptibles de générer du ruissellement, comme l'attestent les bilans hydrologiques d'entrée/sortie déduits des mesures de pluie (ou d'irrigation) et des mesures de variations de stock d'eau dans le sol par des sondes capacitatives (annexes 1 et 2).

L'exploration racinaire du sol

Les systèmes de culture mis en œuvre conditionnent également le développement racinaire des plantes cultivées. Dans cette étude, les racines de maïs se développent à des profondeurs au moins équivalentes et le plus souvent plus importantes en agriculture de conservation qu'en système labourée, et ce malgré des valeurs de densité apparente du sol souvent plus élevées. Les observations réalisées dans des fosses mettent en évidence que les racines empruntent largement les galeries d'origine biologique, abondantes en AC, ce qui est déjà bien démontré dans la littérature (Soane *et al.*, 2012). La conséquence est que le RU du sol est mieux prospecté par les racines et, en combinaison des effets déjà décrits d'une augmentation de la taille de ce RU et des capacités d'infiltration du sol laissant envisager une dynamique de recharge de ce RU améliorée, la valorisation de l'eau (de pluie ou d'irrigation) en AC est très probablement supérieure à celle de sols cultivés en labour. Les conséquences sur le potentiel de stockage de carbone dans les sols, via la rhizodéposition, ne sont pas documentés et méritent d'être investigués.

Conséquences fonctionnelles

Cette section décrit les conséquences des changements de fonctionnement hydrique des sols sur différents processus qui déterminent le niveau de performance agro-environnemental des deux systèmes de culture qui ont été comparés. Les conclusions qui suivent s'appuient sur les résultats expérimentaux présentés dans le cadre du séminaire de l'AFA (<https://youtu.be/pHupUYXDcjk>) sur le thème : Eau, sol et changement climatique : quelles implications pour les pédologues et les agronomes ?

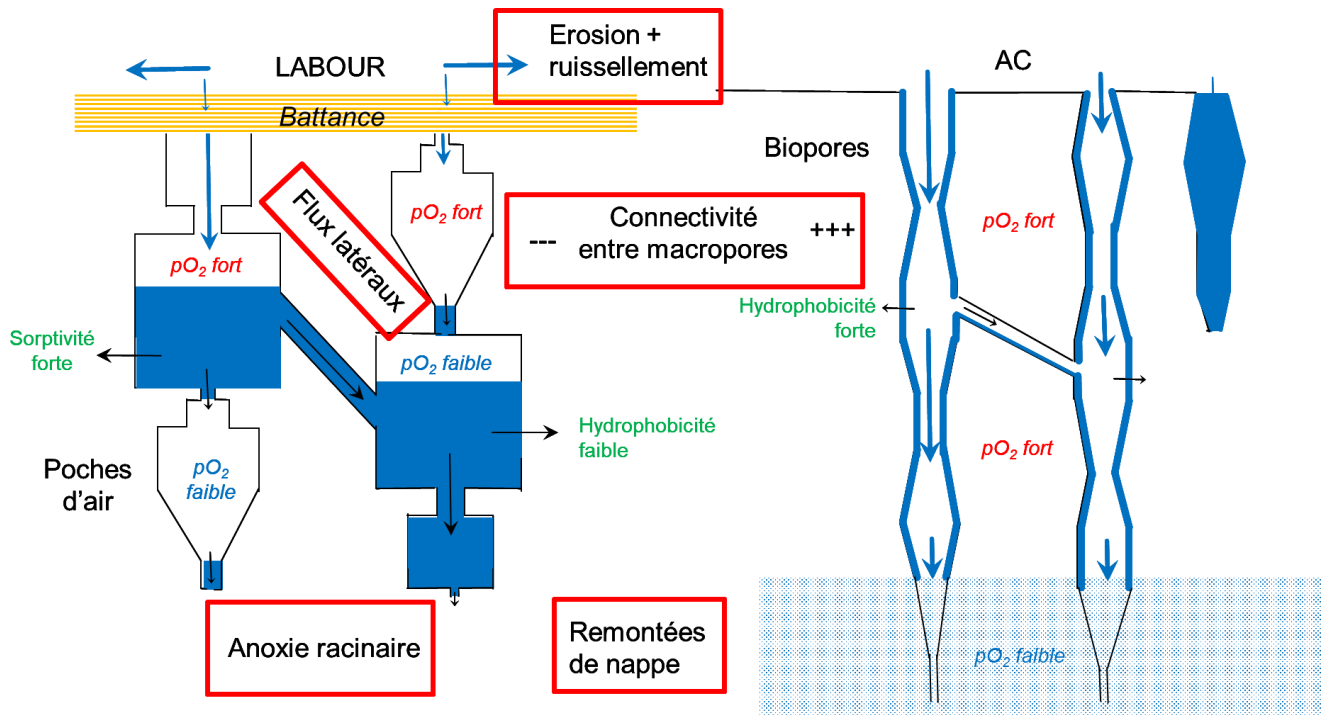


Figure 7 - Comparaison du fonctionnement hydraulique des sols en fonction du mode de gestion des sols

Les modifications de propriétés structurales du sol affectent directement la perméabilité hydraulique, les propriétés mécaniques et les propriétés de rétention. Les implications fonctionnelles en AC sont nombreuses, et résumées sur la Fig. 7 :

- 1) La réduction de la perte d'eau et de l'érosion hydrique en AC :
 - Moindre sensibilité à la battance des sols en AC et moindre perte d'eau par ruissellement, du moins pour les pluies intenses de faible durée (Blanco-Canqui & Ruis, 2018)
 - Meilleure stabilité structurale des agrégats (Hallett et al., 2001, annexe 5) et moindre propension à l'érosion hydrique
- 2) Des modifications de la connectivité hydraulique :
 - Meilleure connectivité verticale en AC via la porosité tubulaire qui tend à court-circuiter les horizons de surface et à favoriser les remontées de nappes perchées lorsque la circulation de l'eau dans le sous-sol est entravée par un horizon argillivul. La meilleure connectivité verticale et la moindre propension à l'anoxie racinaire (Urbanek & Doerr, 2017) peuvent contribuer à améliorer la croissance des plantes en permettant une meilleure aération (annexe 4) et une meilleure distribution des nutriments dans le sol.
 - Moindre connectivité latérale en AC parce que le labour crée des fissures parallèles (cisaillement) au sens de travail du sol qui améliorent la perméabilité latérale par rapport à un sol qui n'est pas labouré ; cela se traduit par des hétérogénéités de croissance en AC sur les parcelles drainées dont les espaces inter-drains tendent à rester engorgés plus durablement (annexe 3).
- 3) Les conséquences sur les propriétés hydriques du sol :
 - Moindre sorptivité des agrégats du sol en AC en raison des propriétés hydrophobes que leur confère la matière organique qui les enrobe : il en résulte une moindre capacité de captation du flux d'eau vertical par le domaine poral.
 - Moindre propension à l'anoxie racinaire en AC (annexe 4) en raison d'une bonne connectivité verticale qui assure une bonne diffusion de l'oxygène dans tout le

profil de sol (Martinez et al., 2016b) alors que des engorgements peuvent apparaître à la faveur de rétrécissements poraux dans un sol labouré ne bénéficiant pas d'une macroporosité tubulaire d'origine biologique.

- 4) Les conséquences sur la fertilité du sol :
 - Augmentation de la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes (Martinez et al., 2016a) grâce à la meilleure structure du sol.
 - Diminution des risques de compaction du sol (même si celui-ci est généralement plus dense qu'en sol travaillé), ce qui permet aux racines de mieux se développer et de mieux prélever les éléments nutritifs (Blanco-Canqui et al., 2009).
- 5) Les conséquences sur les pratiques agricoles :
 - Amélioration de l'efficacité des pratiques culturales (semis, fertilisation, etc.) grâce à une meilleure homogénéité de la structure du sol et à une meilleure diffusion des éléments nutritifs et de l'eau.

Conclusion

Les travaux conduits dans cette étude avaient pour objectif de quantifier les effets de différents systèmes de culture en agriculture de conservation ou en labour sur le fonctionnement hydrique de différents types de sol du bassin Adour-Garonne. Les résultats obtenus montrent qu'après plusieurs années de mise en œuvre de leviers agroécologiques visant notamment à stocker du carbone dans les sols et à limiter les perturbations mécaniques par des opérations mécaniques, les capacités de rétention en eau sont sensiblement améliorées mais surtout que les capacités d'infiltration en eau, et donc de recharge du réservoir utilisable des sols, sont significativement accrues et plus stables dans le temps. Ces effets majeurs, associés à une prospection racinaire équivalente ou supérieure en agriculture de conservation, laissent entrevoir une meilleure valorisation de l'eau comparativement aux systèmes labourés ce qui peut revêtir un intérêt important dans une perspective d'adaptation des systèmes de culture aux effets du changement climatique et de contribution de ces systèmes à l'atténuation de ces effets.

Remerciements

Cette étude a été financée par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (projet BAG'AGES) et la région Occitanie (projet CLE BAGAGES-Cisol). Nous tenons à remercier tous les participants à ces projets, en particulier Julie Bréchemier et Maylis Lachaussée qui ont réalisé une partie importante des mesures, ainsi que tous les agriculteurs qui nous ont permis d'accéder à leurs champs pour effectuer ces expérimentations et qui ont répondu à nos questions.

Références bibliographiques

- 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* 152, 85-94.
- Alletto, L., Coquet, Y., Roger-Estrade, J., 2010. Two-dimensional spatial variation of soil physical properties in two tillage systems. *Soil Use and Management* 26, 432-444.
- Amer, A.M.M., Logsdon, S.D., Davis, D., 2009. Prediction of Hydraulic Conductivity as Related to Pore Size Distribution in Unsaturated Soils. *Soil Science* 174, 508-515.
- Angulo-Jaramillo, R., Moreno, F., Clothier, B.E., Thony, J.L., Vachaud, G., Fernandez-Boy, E., Cayuela, J.A., 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* 61, 27-32.
- Ankenbauer, K.J., Loheide, S.P., 2017. The effects of soil organic matter on soil water retention and

plant water use in a meadow of the Sierra Nevada, CA. *Hydrological Processes* 31, 891-901.

Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T.C., Horton, R., 1991. Simple field method determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 55, 467-470.

Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J., Azooz, R.H., 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil and Tillage Research* 53, 41-47.

Azevedo, A.S., Kanwar, R.S., Horton, R., 1998. Effect of cultivation on hydraulic properties of an Iowa soil using tension infiltrometers. *Soil Science* 163, 22-29.

Bagarello, V., Castellini, M., Iovino, M., 2005. Influence of the pressure head sequence on the soil hydraulic conductivity determined with tension infiltrometer. *Applied Engineering in Agriculture* 21, 383-391.

Baumhardt, R.L., Jones, O.R., 2002. Residue management and paratillage effects on some soil properties and rain infiltration. *Soil and Tillage Research* 65, 19-27.

Baumhardt, R.L., Lascano, R.J., 1996. Rain infiltration as affected by wheat residue amount and distribution in ridged tillage. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1908-1913.

Bescansa, P., Imaz, M.J., Virto, I., Enrique, A., Hoogmoed, W.B., 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil and Tillage Research* 87, 19-27.

Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E., 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Science Society of America Journal* 68, 567-576.

Blanco-Canqui, H., Stone, L.R., Schlegel, A.J., Lyon, D.J., Vigil, M.F., Mikha, M.M., Stahlman, P.W., Rice, C.W., 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1871-1879.

Blanco-Canqui, H., & Ruis, S. J., 2018. No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200.

Blevins, R.L., Frye, W.W., 1993. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. *Advances in Agronomy* 51, 33-78.

Bodner, G., Scholl, P., Loiskandl, W., Kaul, H.P., 2013. Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma* 204, 120-129.

Chen, Y., Cavers, C., Tessier, S., Monero, F., Lobb, D., 2005. Short-term tillage effects on soil cone index and plant development in a poorly drained, heavy clay soil. *Soil & Tillage Research* 82, 161-171.

Chen, Y., Tessier, S., Gallichand, J., 1998. Estimates of tillage effects on saturated hydraulic conductivity. *Canadian Agricultural Engineering* 40, 169-177.

Coquet, Y., Vachier, P., Labat, C., 2005. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. *Geoderma* 126, 181-191.

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

Cueff, S., Coquet, Y., Aubertot, J.-N., Bel, L., Pot, V., Alletto, L., 2021. Estimation of soil water retention in conservation agriculture using published and new pedotransfer functions. *Soil and Tillage Research* 209, 104967.

Dexter, A.R., Birkas, M., 2004. Prediction of the soil structures produced by tillage. *Soil and Tillage Research* 79, 233-238.

Drury, C.F., Tan, C.S., Welacky, T.W., Oloya, T.O., Hamill, A.S., Weaver, S.E., 1999. Red clover and tillage influence on soil temperature, water content, and corn emergence. *Agronomy Journal* 91, 101-108.

- Eden, M., Gerke, H.H., Houot, S., 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 37.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Dick, W.A., Owens, L.B., 1992. Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Science Society of American Journal* 56, 52-58.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Owens, L.B., Norton, L.D., 1990. Effect of *Lumbricus terrestris* L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma* 46, 73-84.
- Findeling, A., Chanzy, A., De Louvigny, N., 2003. Modeling water and heat flows through a mulch allowing for radiative and long-distance convective exchanges in the mulch - art. no. 1244. *Water Resources Research* 39, 1244-1244.
- Fohrer, N., Berkenhagen, J., Hecker, J.M., Rudolph, A., 1999. Changing soil and surface conditions during rainfall - Single rainstorm/subsequent rainstorms. *Catena* 37, 355-375.
- Fuentes, J.P., Flury, M., Bezdicsek, D.F., 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1679-1688.
- Garcia-Ruiz, J.M., Lopez-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martinez, T., Begueria, S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Rev.* 105, 121-139.
- Gardner, W.R., 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science* 85, 228-232.
- Gomez, J.A., Giraldez, J.V., Pastor, M., Fereres, E., 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil and Tillage Research* 52, 167-175.
- Green, T.R., Ahuja, L.R., Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116, 3-27.
- Hallett, P. D., Baumgartl, T., & Young, I. M., 2001. Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. *Soil Science Society of America Journal*, 65(1), 184-190.
- Heard, J.R., Klavivko, E.J., Mannering, J.V., 1988. Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soil under long-term conservation tillage in Indiana. *Soil and Tillage Research* 11, 1-18.
- Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 543-555.
- Horn, R., 2004. Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1131-1137.
- Hu, W., Shao, M., Wang, Q., Fan, J., Horton, R., 2009. Temporal changes of soil hydraulic properties under different land uses. *Geoderma* 149, 355-366.
- Jabro, J.D., 1992. Estimation of saturated hydraulic conductivity of soils from particle-size distribution and bulk-density data. *Transactions of the Asae* 35, 557-560.
- Klute, A., 1986. Water retention: laboratory methods. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph, 9.* ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 635-662.
- Lal, R., 2000. Physical management of soils of the tropics: Priorities for the 21st century. *Soil Science* 165, 191-207.
- Lehner, B., Doll, P., Alcamo, J., Henrichs, T., Kaspar, F., 2006. Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: A continental, integrated analysis. *Clim. Change* 75, 273-299.

- Leij, F.J., Ghezzehei, T.A., Or, D., 2002. Modeling the dynamics of the soil pore-size distribution. *Soil and Tillage Research* 64, 61-78.
- Lilly, A., Nemes, A., Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., 2008. Probabilistic approach to the identification of input variables to estimate hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 72, 16-24.
- Mamedov, A.I., Shainberg, I., Levy, G.J., 2000. Rainfall energy effects on runoff and interrill erosion in effluent irrigated soils. *Soil Science* 165, 535-544.
- Martínez, I., Chervet, A., Weisskopf, P., Sturny, W. G., Etana, A., Stettler, M., ... & Keller, T., 2016a. Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. *Soil and Tillage Research*, 163, 141-151.
- Martínez, I., Chervet, A., Weisskopf, P., Sturny, W. G., Rek, J., & Keller, T., 2016b. Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part II. Soil porosity and gas transport parameters. *Soil and Tillage Research*, 163, 130-140.
- Messing, I., Jarvis, N.J., 1993. Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. *Journal of Soil Science* 44, 11-24.
- Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., Belleville, P., Justes, E., 2020. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agricultural Water Management* 231, 105998.
- Meyer, N., Bergez, J.E., Constantin, J., Justes, E., 2019. Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 39.
- Minasny, B., & McBratney, A. B. 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science*, 69, 39-47.
- Moebius-Clune, B.N., van Es, H.M., Idowu, O.J., Schindelbeck, R.R., Moebius-Clune, D.J., Wolfe, D.W., Abawi, G.S., Thies, J.E., Gugino, B.K., Lucey, R., 2008. Long-term effects of harvesting maize stover and tillage on soil quality. *Soil Science Society of America Journal* 72, 960-969.
- Or, D., Ghezzehei, T.A., 2002. Modeling post-tillage soil structural dynamics: a review. *Soil and Tillage Research* 64, 41-59.
- Osunbitan, J.A., Oyedele, D.J., Adekalu, K.O., 2005. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. *Soil and Tillage Research* 82, 57-64.
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture Ecosystems & Environment* 187, 87-105.
- Parasuraman, K., Elshorbagy, A., Si, B.C., 2007. Estimating saturated hydraulic conductivity using genetic programming. *Soil Science Society of America Journal* 71, 1676-1684.
- Pellerin, S., Bamière, L.p.s., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Gâteau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Réchauchère, O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France). p. 114.
- Perroux, K.M., White, I., 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1205-1215.
- Pinheiro, E.F.M., Pereira, M.G., Anjos, L.H.C., 2004. Aggregate distribution and soil organic matter

under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. *Soil and Tillage Research* 77, 79-84.

Prieksat, M.A., Kaspar, T.C., Ankeny, M.D., 1994. Positional and temporal changes in ponded infiltration in a corn field. *Soil Science Society of America Journal* 58, 181-184.

Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M., Bloodworth, H., 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116, 61-76.

Roger-Estrade, J., Richard, G., Caneill, J., Boizard, H., Coquet, Y., Defossez, P., Manichon, H., 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil and Tillage Research* 79, 33-49.

Schaap, M.G., Leij, F.J., 1998. Using neural networks to predict soil water retention and soil hydraulic conductivity. *Soil & Tillage Research* 47, 37-42.

Šimůnek, J., Jarvis, N. J., Van Genuchten, M. T., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of hydrology*, 272(1-4), 14-35.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099-2103.

Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000b. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64, 681-689.

So, H.B., Grabski, A., Desborough, P., 2009. The impact of 14 years of conventional and no-till cultivation on the physical properties and crop yields of a loam soil at Grafton NSW, Australia. *Soil & Tillage Research* 104, 180-184.

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118, 66-87.

Starr, J.L., 1990. Spatial and temporal variation of ponded infiltration. *Soil Science Society of America Journal* 54, 629-636.

Strudley, M.W., Green, T.R., Ascough, J.C., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil & Tillage Research* 99, 4-48. Unger, P.W., Vigil, M.F., 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 53, 200-207.

Urbanek, E., & Doerr, S. H., 2017. CO₂ efflux from soils with seasonal water repellency. *Biogeosciences*, 14(20), 4781-4794.

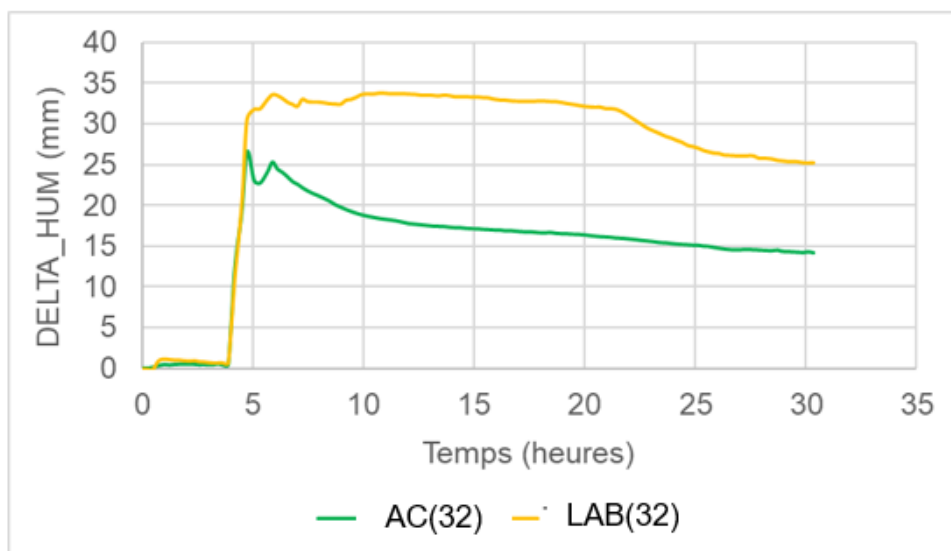
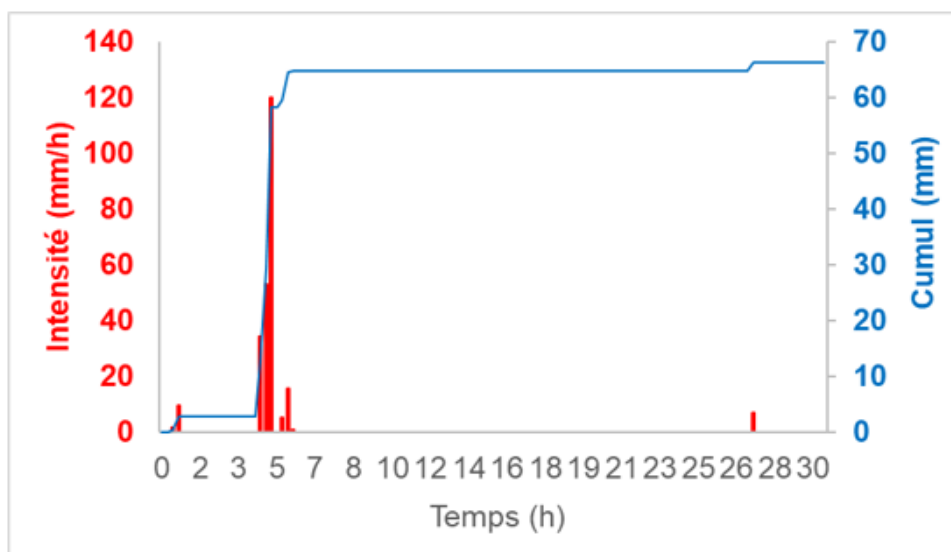
van Es, H.M., Ogden, C.B., Hill, R.L., Schindelbeck, R.R., Tsegaye, T., 1999. Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1599-1608.

Wahl, N.A., Bens, O., Buczko, U., Hangen, E., Huttli, R.F., 2004. Effects of conventional and conservation tillage on soil hydraulic properties of a silty-loamy soil. *Physics and Chemistry of the Earth* 29, 821-829.

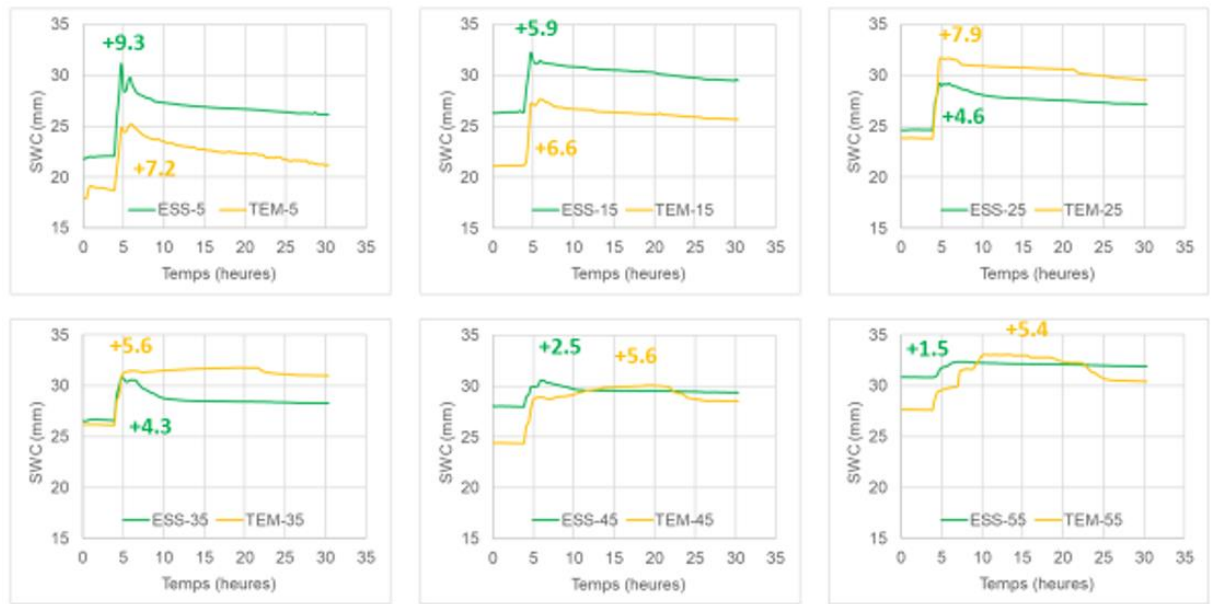
Wardak, D. Luke R., Padia, Faheem N., de Heer, Martine I., Sturrock, Craig J., Mooney, Sacha J., 2022. Zero tillage has important consequences for soil pore architecture and hydraulic transport: A review. *Geoderma*, 422, 115927, [j.geoderma.2022.115927](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115927).

Wooding, R.A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resources Research* 4, 1259-1273.

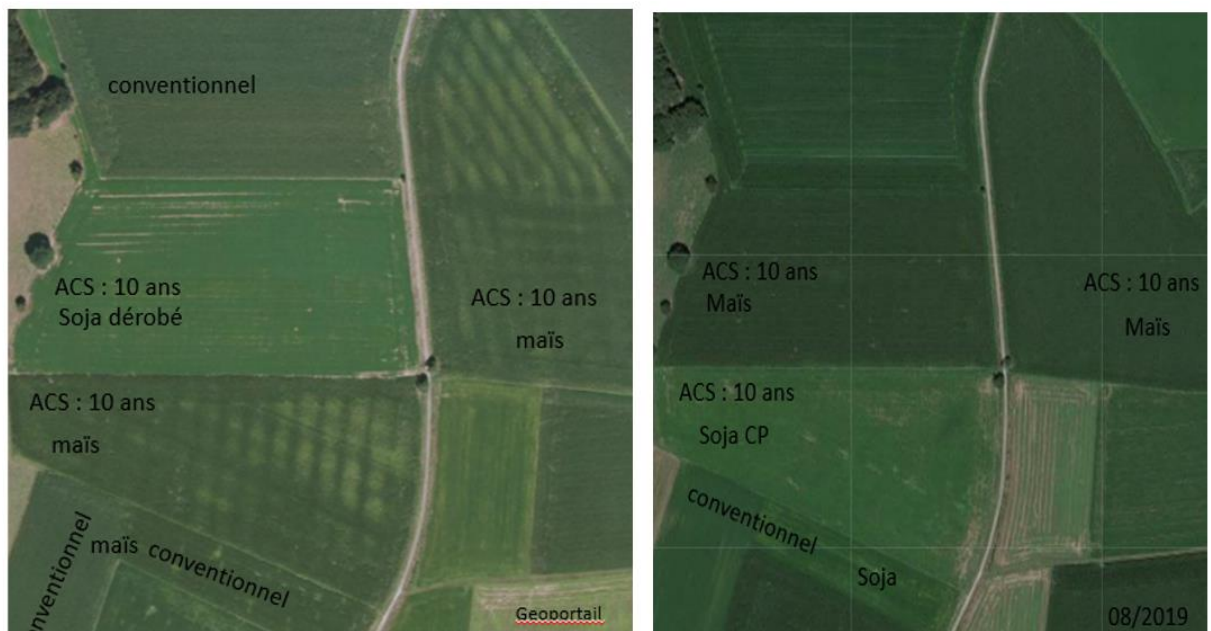
Annexe 1. Redistribution verticale de l'eau en agriculture de conservation (AC) et en système conventionnel labouré (LAB) sur deux parcelles-couples à Estampes dans le gers. Exemple de la pluie du 10/8/2017 (cumul : 66 mm).



Annexe 2. Bilan hydrique par tranches de 10 cm. Site d'Estampes, pluie du 10/8/2017.



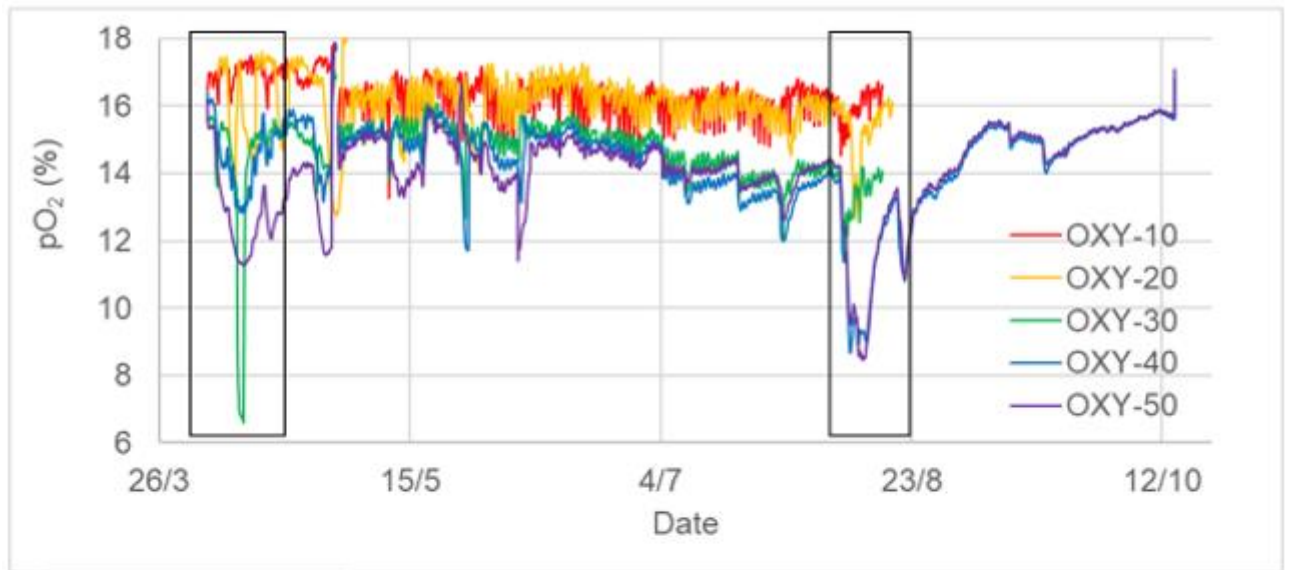
Annexe 3. Hétérogénéités de développement sur les parcelles en AC consécutives à un printemps humide (2018). Comparaison avec l'année 2019. Mise en évidence de structures alignées évoquant l'effet des drains et un défaut de drainage dans l'espace inter-drains en lien avec une perméabilité latérale réduite en AC. Cas du site de Taron-Sadirac (64).



Août 2018

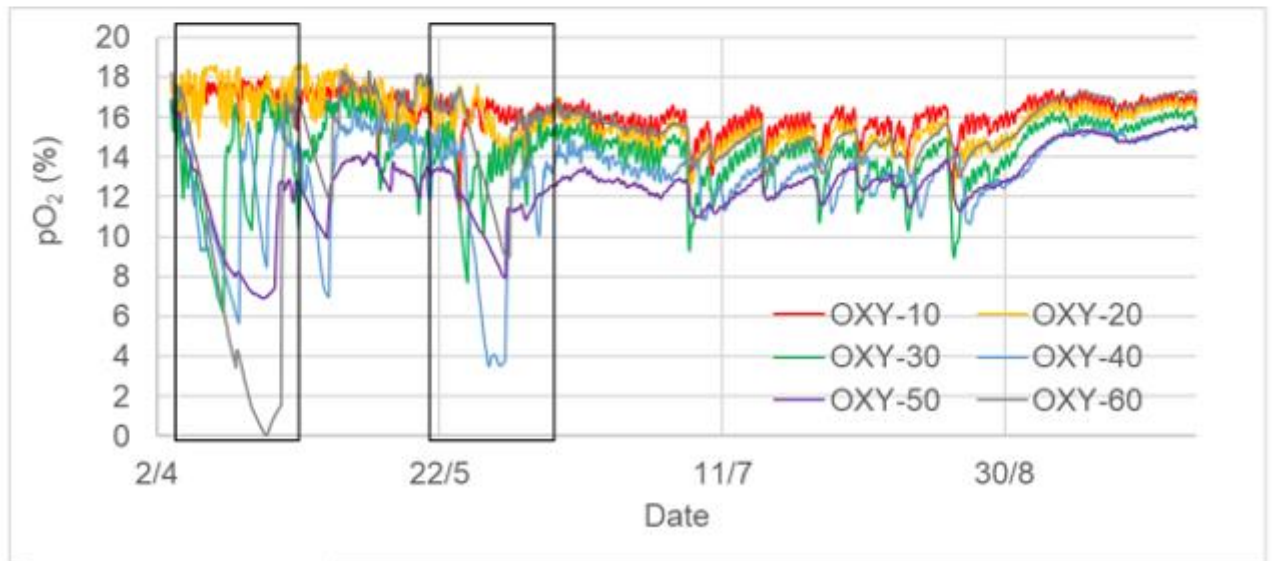
Août 2019

Annexe 4. Variations des teneurs en oxygène dans le sol sur deux parcelles-couples à Estampes (luvisols). Mise en évidence de phases d'anoxie en système conventionnel et d'hypoxie en agriculture de conservation.



AC(32)

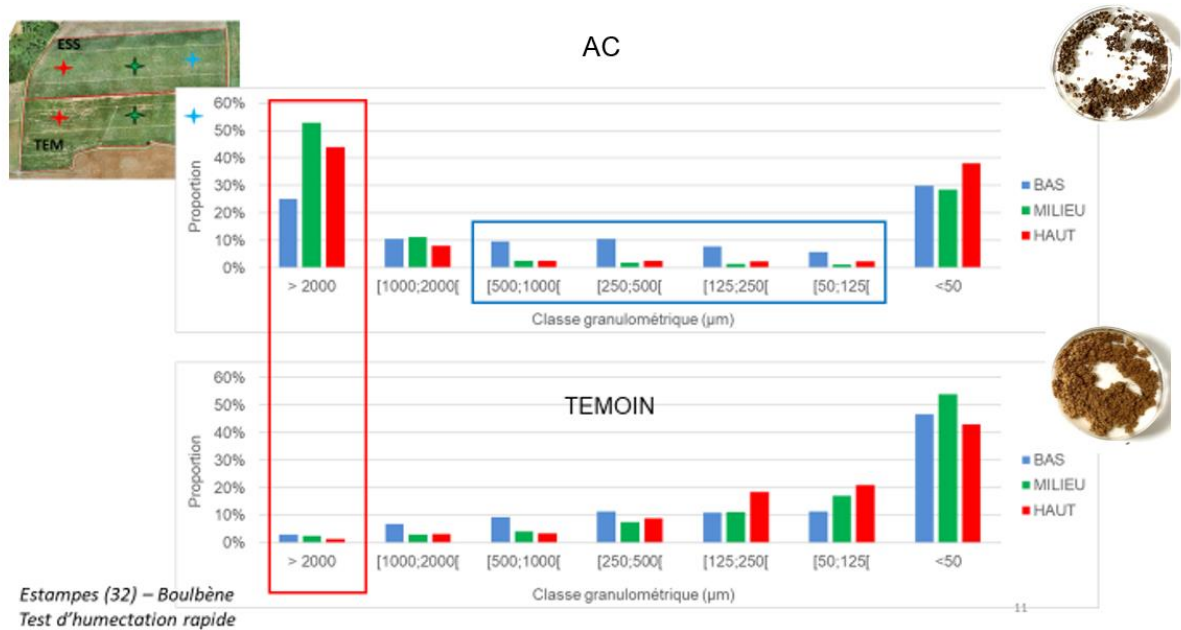
Estampes (32) – Boulbène



LAB(32)

Estampes (32) – Boulbène

Annexe 5. Différences de stabilité structurale entre systèmes mises en évidence par des tests normalisés. Distribution des particules en classes granulométriques suite à un test d'humectation rapide normalisé.



Les articles sont publiés sous la licence Creative Commons 2.0. La citation ou la reproduction de tout article doit mentionner son titre, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue AE&S et de son URL, ainsi que la date de publication.