

Université de Bourgogne

Institut National Supérieur des Sciences Agronomiques
de l'Alimentation et de l'Environnement

Institut National de la Recherche Agronomique

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE BOURGOGNE

DISCIPLINE : Sciences de la vie - Spécialités : Science du sol - Agronomie

ÉCOLE DOCTORALE : Environnement – Santé (E2S)

par

Claudia Carolina UGARTE NANO

Soutenue le 3 mars 2015

Etude de la variabilité des propriétés physiques et hydrodynamiques d'un sol argileux sous l'effet de conduites en protection intégrée contre les adventices

Devant le Jury :

Dirk Redecker, Professeur (UMR Agroécologie, Université de Bourgogne), Président

Jean Roger-Estrade, Professeur (UMR Agronomie, AgroParis Tech), Rapporteur

Mathieu Javaux, Professeur (Environmental Sciences, Université Catholique de Louvain), Rapporteur

Lionel Alletto, Enseignant-chercheur (UMR AGIR, Ecole d'Ingénieurs de Purpan), Examineur

Laurent Lassabatere, Enseignant-chercheur (UMR LEHNA, ENTPE), Examineur

Bernard Nicolardot, Professeur (UMR Agroécologie, AgroSup Dijon), Directeur de thèse

Marjorie Ubertosì, Maître de Conférences (UMR Agroécologie, AgroSup Dijon), Co-encadrante

REMERCIEMENTS

Dans les lignes qui suivent, je voudrais remercier l'ensemble des personnes et institutions qui ont contribué à l'aboutissement et au bon déroulement de mon travail de thèse. Merci, pour toutes les nouvelles connaissances et les expériences que j'ai acquises pendant ces dernières années. Je repartirai avec de beaux souvenirs.

Tout d'abord, merci à *Bernard Nicolardot* (directeur de thèse, professeur en Agronomie à AgroSup Dijon) et *Marjorie Ubertosi* (co-encadrante de thèse, maître de conférences en Sciences du sol à AgroSup Dijon) pour m'avoir confié ce travail de thèse, accompagné et suivi de manière assidue pendant ces années. L'expérience et le dynamisme de *Bernard* combinés avec la maîtrise de la science du sol et la pédagogie de *Marjorie* ont fait de tous les deux une équipe complémentaire et efficace.

Mes remerciements sincères à tous les deux.

Aux membres de mon jury de thèse, je vous suis très reconnaissante d'avoir accepté de participer à l'évaluation de mon travail : *Dirk Redecker*, président ainsi que *Jean Roger-Estrade* et *Mathieu Javaux*, rapporteurs et *Lionel Alletto* et *Laurent Lassabatere*, examinateurs.

Mon travail de thèse a été suivi par *Yves Coquet*, *Nicolas Munier-Jolain*, *Julien Tournebize* et *Jean-Pierre Vandervaere*. Je tiens à les remercier pour avoir accepté de faire partie de mon comité de suivi de thèse. Nos échéances m'ont apporté divers éléments de réflexion (expérimentaux, théoriques, pédagogiques...) qui ont contribué à l'avancement de mon travail. Vos remarques et conseils se reflètent tout au long de ce manuscrit.

Je voudrais remercier tout particulièrement *Jean-Pierre Vandervaere*, qui m'a accompagné dès le début de mes études en France, d'abord en tant que maître de stage de mon Master 1 et 2 puis, comme membre du comité de pilotage. Je le remercie spécialement pour sa contribution à la relecture du Chapitre 4 de ma thèse, pour toutes ses remarques pertinentes, pour sa disponibilité et bien sûr pour sa bonne humeur.

Je tiens aussi à remercier les institutions responsables du financement de ma thèse, le *Ministère de l'Education Nationale, de la Recherche et de la Technologie* (MENRT) pour l'allocation de recherche qui m'a été accordée et la *Région de Bourgogne* pour le financement du projet. Je tiens aussi à remercier *Pierre-André Maréchal*, directeur scientifique d'AgroSup Dijon, et *Thierry Rigaud*, directeur de l'Ecole doctorale Environnements-Santé de l'Université de Bourgogne, qui ont contribué au financement de la fin de ma thèse.

Je remercie également les membres de l'équipe système et du pôle EcolDur de l'UMR Agroécologie de l'INRA de Dijon qui m'ont toujours agréablement accueilli lors de réunions d'équipe et/ou de pôle. Je les remercie d'avoir toujours montré de l'intérêt pour mon sujet de thèse et pour les nombreux échanges dans le domaine de l'agroécologie.

Mon sujet de thèse, qui présente une forte composante expérimentale, s'est déroulé au sein du site expérimental de l'INRA de Dijon-Epoisses. Je tiens tout particulièrement à remercier les personnels de l'unité, ainsi que *Pascal Marget* directeur du domaine et tout le personnel technique qui a participé à la gestion des systèmes de culture de l'îlot A. Merci particulièrement à *Pascal Farcy* pour avoir partagé son savoir-faire dans la gestion des systèmes de culture en protection intégrée et tout simplement pour sa bonne humeur et son enthousiasme pour le travail de terrain.

J'exprime toute ma gratitude aux nombreuses personnes qui ont pris part aux expérimentations au champ et au laboratoire ainsi qu'au traitement des données. Trois ans de caractérisation des propriétés physiques et hydrodynamiques n'auraient pas été possibles sans votre investissement. Merci à *Jean-Marc Brayer, Arnaud Coffin, Frédéric Lombard, Marc Buthiot* et *Eric Pimet*. Je voudrais souligner la contribution d'Arnaud et de Frédéric pour le suivi hebdomadaire de l'expérimentation. Un merci spécial à *Mireille Boilletot* qui a toujours veillé avec une bonne humeur constante au bon déroulement de ma thèse, même après son départ à la retraite. Merci à tous pour les bons moments partagés.

Je garde de bons souvenirs des étudiants et stagiaires qui ont participé à mon projet de thèse. Je les remercie pour leur aide précieuse sur le terrain et au laboratoire. Beaucoup de mes connaissances et compétences acquises pendant ces années de thèse sont dues aux discussions partagées avec vous. Merci à *Caroline Cailly, Filipe de Castro Miranda, Julie Karche, Mickaël Grevillot, Yannick Grall, Francis Lafay* et *Fidimpali Thiombiano*. Merci particulièrement à *Hugo Giffard* et à *Melissa Quinche* pour leur contribution remarquable à mon travail de thèse au travers de vos travaux de stages en Master 2 effectué à AgroSup Dijon.

Pendant mes années de doctorat, j'ai eu la chance d'être chaleureusement accueillie par le personnel administratif, technique, pédagogique... du département Agronomie, Agroéquipements, Élevage et Environnement (D2A2E) d'AgroSup Dijon. Je voudrais adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes installées dans le bâtiment Combe Berthaux dans lequel j'étais installée. Merci pour les nombreuses pauses café, les pots d'anniversaire, les conversations dans les couloirs et à la cafète le midi et pour votre esprit ouvert à la dégustation de la pâtisserie "au lait concentré sucré"...

Je n'oublierai pas d'adresser un petit mot à *Odile Lereuil* (secrétaire gestionnaire D2A2E) et à *Francine Mulot* (documentaliste à Mediadoc) pour leur gentillesse et l'efficacité avec laquelle elle m'ont aidée. Merci également à *Fabrice Dessaint* et *Christine Fant* pour leur aide dans le traitement statistique de mes résultats.

Je voudrais adresser un affectueux « gracias, merci, obrigada » à *Marine, Leticia, Chiara, Sophie* et *Pauline* pour leur amitié dont je garderai de très beaux souvenirs. Merci spécialement pour m'avoir intégrée dans votre vie, chacune à sa manière... en allant à la piscine, en partageant des photos de nos familles, en regardant la télé, ou bien pendant les longues soirées de discussion...

Merci enfin à ma grande famille *Ugarte-Nano* et à mes amies *Natalie, Fiorella* y *Maria Claudia*, pour leur soutien et encouragement tout au long de mes études en France y compris pendant ma thèse.

Quisiera aprovechar estas líneas para dar las gracias a toda mi gran familia Ugarte-Nano, por todo su apoyo y aliento desde mi llegada a Francia. En especial a mis padres Flor y Héctor, y a mis hermanos Juan y Jaime, por transmitirme con el ejemplo los valores de la familia, trabajo, optimismo y buen humor. Un agradecimiento especial a mi mamá y a mi tío Jaime Ugarte, cuya confianza es en gran parte responsable del cumplimiento de mis objetivos académicos y profesionales.

A *Jean-Maxime*, simplement pour être toujours présent.

Je dédie mon travail de thèse à la mémoire de mes chères tantes *Maria Nano* et *Violeta Nano*.

Mi trabajo de tesis está dedicado a la memoria de mis queridas tías Maria Nano y Violeta Nano

RESUME

Les systèmes de culture en Protection Intégrée de Cultures contre les adventices (systèmes PIC-adventices) sont d'un grand intérêt pour réduire significativement l'utilisation des herbicides en les substituant par une combinaison complexe de différentes techniques culturales. L'objectif principal de notre travail a été de contribuer au volet environnemental de l'évaluation multicritère des systèmes PIC-adventices mis en place depuis 2000 sur le domaine expérimental de l'INRA à Bretenière (21). La variabilité des propriétés physiques et hydrodynamiques qui interviennent dans le transfert de l'eau dans le sol a été étudiée dans les 5 systèmes de culture présents sur le site (1 système de référence et 4 systèmes PIC-adventices). Le premier volet du travail a consisté à étudier la rétention de l'eau dans la couche du sol travaillée dans les 5 systèmes de culture. La rétention de l'eau a été comparée dans des échantillons de sol dont la structure a été soit « conservée », soit « remaniée » afin d'identifier la part de la variabilité liée aux caractéristiques physiques intrinsèques du sol de celle induite par les pratiques culturales. Les résultats ont montré que le sol du système de culture avec suppression totale des herbicides, associant une teneur élevée en argile, une teneur moyenne en C organique et un travail superficiel intensif, présentait les valeurs les plus élevées de rétention de l'eau dans la couche de sol travaillée. Le second volet a porté sur l'étude de la variabilité de la conductivité hydraulique proche de la saturation, $K(h)$, aux échelles de l'année culturale et du profil du sol. Pour cette étude, 3 systèmes PIC-adventices (système de culture en semis direct et systèmes de culture avec travail du sol modéré à intensif) ont été caractérisés pendant 2 ou 3 années culturales consécutives, en considérant 3 profondeurs de sol incluant la couche du sol travaillée et l'horizon sous-jacent. Les résultats n'ont montré aucune variabilité de $K(h)$ à l'échelle verticale. Par contre, ils ont mis en évidence les effets à long terme des systèmes PIC-adventices sur les valeurs de $K(h)$. Enfin, le dernier volet a étudié la dynamique de l'eau dans le sol de 2 systèmes PIC-adventices contrastés (système avec conduite du sol en semis direct et système sans herbicide avec travail du sol intensif) en suivant une approche d'hydraulique agricole et par le biais de la caractérisation *in situ* du potentiel matriciel de l'eau dans le sol et de la mesure des quantités d'eau collectée au moyen de lysimètres à mèche. L'approche utilisée a permis la description de la dynamique de l'eau du sol pendant la période de drainage, la validation du fonctionnement des lysimètres à mèche et le calcul de la surface de sol équivalente qui

contribuait au transfert de l'eau dans ces dispositifs. Ces premiers résultats prometteurs nécessiteront néanmoins d'être validés au cours de prochaines campagnes de mesure. L'ensemble des résultats recueillis constituent une première évaluation du fonctionnement physique et hydrodynamique du sol des systèmes PIC-adventices présents sur le dispositif expérimental. La base de données constituée permettra ultérieurement la poursuite du travail engagé en modélisant le transfert de l'eau, de solutés, de pesticides ou d'autres polluants dans le sol de ces systèmes PIC-adventices.

Mots clés :

Système de culture, protection intégrée des cultures contre les adventices, sol argilo-limoneux gonflant, travail du sol, caractérisation *in situ*, rétention de l'eau, potentiel matriciel, conductivité hydraulique, dynamique de l'eau, profil hydrique, variabilité spatiale et temporelle.

ABSTRACT

Integrated weed management (IWM)-based cropping systems are of great interest due to their significant reduction of herbicide inputs by using a complex combination of agricultural techniques. The main objective of our work was to contribute to the environmental dimension of the multi-criteria evaluation of IWM-based cropping systems which were set up since 2000 on the experimental domain of the National Institute for Agronomical Research (INRA) to Bretenière (France). The variability of physical and hydrodynamic soil properties involved in the transfer of water through the vadose zone was studied for the 5 cropping systems present on the experimental site (1 reference cropping system and 4 IWM-based cropping systems). The first section of our study consisted in studying the water retention of the tilled soil layers for the 5 cropping systems. Water retention values were compared between undisturbed and repacked soil samples in order to distinguish the part of the variability due to the intrinsic soil properties from the one induced by the agricultural practices. Our results show that the soil from cropping system without any herbicides, associating high clay content, average organic C content and intensive superficial tillage, may increase soil water retention in the tilled soil layer. The second section carried on the study of the annual and vertical variability of the near-saturated hydraulic conductivity, $K(h)$. For this study, 3 IWM-based cropping systems (no-tilled cropping system and moderate to intensive tilled cropping systems) were characterized during 2 or 3 consecutive years and considering 3 depths including the soil tilled layer and the underlying no-tilled layer. The results showed no vertical variability of $K(h)$. However, they highlighted the long-term effect of IWM-based cropping systems on $K(h)$. Finally, the third section studied the soil water dynamics of 2 contrasted IWM-based cropping systems (no-tilled and zero herbicide cropping systems with intensive tillage) by using a hydraulic agricultural approach and by the means of the *in situ* characterization of soil matric potential and the measure of the amounts of water collected with wick lysimeters. This approach allowed the description of the water dynamics during the drainage season, the validation of the wick lysimeters functioning and the calculation of the surface contributing to water flows collected by the wick lysimeters. These promising results will need to be validated during forthcoming campaigns of measurement. All data collected provided constitute a first evaluation of the soil physical and hydraulic functioning of IWM-based cropping systems present on the experimental site. The established database will allow later

the pursuit of work by modeling the water transfer and the transport of solutes, pesticides or other pollutants through the vadose zone of these IWM-based cropping systems.

Keywords:

Cropping system, integrated weed management, silty clay loam soil, swelling soil, tillage, *in situ* characterization, water retention, hydraulic potential, hydraulic conductivity, water dynamics, soil hydraulic profile, spatial and temporal variability.

RESUMEN

Los sistemas de cultivo en Protección Integrada de Cultivos contra las adventicias (sistemas PIC-adventicias) son de un gran interés porque reducen significativamente el uso de herbicidas sustituyéndoles por una combinación compleja de técnicas de cultivo. El objetivo principal de nuestro estudio es de contribuir al componente ambiental de la evaluación multicriterio de los sistemas PIC-adventicias que han sido instalados desde el 2000 en el centro experimental del Instituto Nacional de Investigación en Agronomía (INRA) en Bretenière (Francia). La variabilidad de las propiedades físicas e hidrodinámicas que intervienen en la transferencia del agua en el suelo han sido estudiadas en los 5 sistemas de cultura presentes en el centro experimental (1 sistema de referencia y 4 sistemas PIC-adventicias). La primera parte del presente trabajo consistió en estudiar la retención del agua en la capa labrada del suelo de los 5 sistemas de cultivo. La retención del agua se comparó en muestras de suelo cuyas estructuras fueron "conservadas" y "reconstruidas" con el fin de distinguir la parte de la variabilidad asociada con las características físicas intrínsecas del suelo, de la inducida por las prácticas de cultivo. Los resultados mostraron que el sistema de cultivo presentando una eliminación total de herbicidas, en cual se combinan un alto contenido de arcilla con un contenido promedio de C orgánico y una labranza intensiva del suelo, mostró los mayores valores de retención de agua en la capa labrada del suelo. La segunda parte se centró en el estudio de la variabilidad de la conductividad hidráulica cerca de la saturación, $K(h)$, considerando las escalas del año agrícola y del perfil vertical del suelo. Para este estudio, 3 sistemas PIC-adventicias (sistema en labranza cero y sistemas de cultivo en labranza moderada a intensiva) fueron caracterizados durante 2 o 3 años agrícolas consecutivos y considerando tres profundidades del suelo incluyendo tanto la capa labrada del suelo como los horizontes subyacente. Los resultados no mostraron ningún índice de variabilidad de $K(h)$ a la escala vertical. Por el contrario, destacaron los efectos a largo plazo de los sistemas PIC-adventicias en los valores de $K(h)$. Finalmente, la última parte de este trabajo consistió en estudiar la dinámica del agua en el suelo de 2 sistemas PIC-adventicias contrastados (sistema labranza cero y sistema cero herbicidas pero en labranza intensiva) siguiendo un enfoque de hidráulica agrícola y a través de la caracterización *in situ* del potencial matricial del agua en el suelo y midiendo la cantidad de agua colectada por medio de lisímetros capilares. El enfoque utilizado ha permitido la descripción de la dinámica del

agua en el suelo durante los periodos de drenaje, la validación de la operación de los lisímetros capilares y el cálculo del área del suelo que contribuye a la transferencia del agua hacia los lisímetros. Estos prometedores resultados iniciales tendrán aún que ser validados durante las próximas campañas de medición. El conjunto de resultados recogidos proporcionan una primera evaluación de las propiedades físicas e hidrodinámicas del suelo de los sistemas PIC-adventicias del dispositivo experimental. La base de datos obtenida permitirá la continuación de este estudio a través de la modelización de la transferencia de agua, solutos, pesticidas y otros contaminantes en el suelo de estos sistemas PIC-adventicias.

Palabras claves:

Sistema de cultivo, protección integrada de cultivos contra las adventicias, suelo franco limonoso arcilloso expansivo, labranza, caracterización *in situ*, retención del agua, potencial matricial, conductividad hidráulica, dinámica del agua, perfil hidráulico, variabilidad espacial y temporal.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	i
RESUME	iii
ABSTRACT.....	v
RESUMEN	vii
TABLE DES MATIERES	1
LISTE DES FIGURES.....	5
LISTE DES TABLEAUX	8
LISTE DES ANNEXES	9
INTRODUCTION	
I. Contexte général de l'étude.....	11
II. Objectifs de l'étude	14
III. Organisation du document	16
CHAPITRE I- SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	
I.1. Rappels de physique des sols	17
I.1.1. Le sol	17
I.1.2. La texture du sol	18
I.1.3. La structure du sol.....	19
I.1.3 Porosité et distribution de taille de pores.....	20
I.1.4. Masse volumique apparente et densité apparente	21
I.1.5. Le potentiel de l'eau dans le sol.....	21
I.2. Propriétés hydrauliques du sol en milieu non-saturé	22
I.2.1. Rétention de l'eau dans le sol	22
I.2.2. Conductivité hydraulique proche de la saturation.....	23
I.3. Les sols argileux gonflants	24
I.3.1. Généralités	24
I.3.2. Courbe de retrait des sols argileux gonflants	26
I.4. Facteurs influençant les propriétés hydrauliques des sols agricoles	28
I.4.1. Le climat et la présence d'un couvert végétal.....	28
I.4.2. Le carbone organique et le taux d'argile.....	30
I.4.3. La nature minéralogique des argiles	31
I.4.4. La variabilité des propriétés du sol	32
I.4.5. Le travail du sol	32
I.4.5.1. Effets à court terme.....	33
I.4.5.2. Effets à long terme	34
I.4.5.2. Effets à l'échelle du profil du sol	35
I.4.6. Les systèmes de culture	37

I.5. Vers la modélisation du devenir des pesticides dans le sol	37
I.5.1. La dissipation des pesticides dans le sol	37
I.5.2. Intérêt d'une approche par modélisation	40
I.5.3. Description et comparaison des modèles du transfert des pesticides dans le sol	41

CHAPITRE II- CONTEXTE EXPERIMENTAL

II.1. Le site expérimental	45
II.1.1. Localisation et contexte pédoclimatique	45
II.1.2. L'essai PIC-adventices	46
II.1.3. Les systèmes de culture étudiés	48
II.2. Les méthodes	51
II.2.1. Démarche générale	51
II.2.2. La description du sol	56
II.2.2.1. Description des propriétés physico-chimiques à l'échelle de la parcelle	56
II.2.2.2. Description pédologique	62
II.2.3. Méthodes de caractérisation in situ des propriétés du sol	64
II.2.3.1. Conductivité hydraulique proche de la saturation	64
II.2.3.2. Potentiel de l'eau dans le sol et courbes de rétention	66
II.2.4. Caractérisation des propriétés du sol en conditions de laboratoire	68
II.2.4.1. Teneur en eau	68
II.2.4.2. Densité apparente	68
II.2.4.3. Courbe de rétention	69
II.2.4.3.1. Méthode utilisant la table à succion à sable	69
II.2.4.3.2. Méthode utilisant la presse de Richards	70
II.2.4.4. Courbe de retrait	72
II.2.5. Suivi de l'eau du sol	72
II.2.5.1. Instrumentation	72
II.2.5.2. Validation du fonctionnement des lysimètres	75
II.2.5.2.1. Première approche : Evaluation des volumes d'eau collectés	75
II.2.5.2.2. Deuxième approche : Application des notions de drainage agricole	77

CHAPITRE III- Effet des systèmes PIC-adventices sur les propriétés de rétention de l'eau dans un sol limono-argileux

III.1. Introduction	82
III.2. Materials and methods	85
III.2.1. Experimental location	85
III.2.2. Experimental design	85
III.2.3. Soil sampling	87
III.2.3.1. At plot scale	87
III.2.3.2. At sub-plot scale	87
III.2.4. Bulk density	88
III.2.5. Soil water retention	89
III.2.6. Water retention parameters	90
III.2.7. Statistical analysis	90

III.3. Results	91
III.3.1. Variability of soil physical and chemical properties of the Ap soil layer at the plot scale	91
III.3.2. Soil physical and chemical properties of the Ap1 soil layer at the sub-plot scale	92
III.3.3. Water retention	93
III.3.4. Water retention parameters	97
III.4. Discussion	99
III.4.1. IWM effects on physical and chemical properties at the plot scale	99
III.4.2. The induced-effects of alternative agricultural practices on bulk density	100
III.4.3. Soil physical and chemical properties at the sub-plot scale and their consequences on soil water retention.	100
III.4.4. Alternative agricultural practices led to effects on soil water retention	101
III.4.5. Effects on soil water retention parameters	103
III.5. Conclusions	105

CHAPITRE IV- Mesure de la conductivité hydraulique dans un sol limono-argileux gonflant provenant de 3 systèmes PIC-adventices

IV.1. Introduction	108
IV.2. Materials and methods	110
IV.2.1. Site and soil description	110
IV.2.2. Initial water content	111
IV.2.3. Infiltration measurements	112
IV.2.4. Near-saturated hydraulic conductivity	113
IV.2.5. Effective porosity	115
IV.2.6. Statistical analysis	116
IV.3. Results	117
IV.3.1. Initial water content	117
IV.3.2. Infiltration measurements and near-saturated hydraulic conductivity	118
IV.3.2.1. <i>Water repellency and non-equilibrium flow</i>	118
IV.3.2.2. <i>Near-saturated hydraulic conductivity</i>	119
IV.3.3. Effective macroporosity	121
IV.4. Discussion	123
IV.4.1. Vertical variability of near-saturated hydraulic conductivity within each cropping system	123
IV.4.2. Temporal variability of near-saturated hydraulic conductivity within each cropping system	124
IV.5. Conclusions	125

CHAPITRE V- Dynamique de l'eau dans un sol argileux de 2 systèmes PIC-adventices

V.1. Introduction	129
V.2. Materials and methods	131
V.2.1. The experimental site	131
V.2.2. Climate	134
V.2.3. Matric potential	135
V.2.3.1. <i>Water retention characteristics</i>	136
V.2.3.2. <i>Hydraulic profiles</i>	136
V.2.4. Drained water	137

V.2.5. Agricultural drainage approach	139
V.3. Results and discussion	140
V.3.1. Water retention characteristics from tensiometers monitoring	140
V.3.2. Drainage periods from tensiometers monitoring	143
V.3.3. Wick lysimeters functioning	148
V.3.4. Water dynamics from percolated water monitoring with wick lysimeters	150
V.4. Conclusions	152
SYNTHESE ET PERSPECTIVES	153
BIBLIOGRAPHIE	163
ANNEXES	173

LISTE DES FIGURES

Figure I.1 :	Schéma de la composition d'un sol de texture médiane.	17
Figure I.2 :	Triangle de texture proposé par l'USDA.	18
Figure I.3 :	Représentation schématique de l'horizon du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques.	19
Figure I.4 :	Courbes de rétention typiques de sols argileux, limoneux et sableux.	23
Figure I.5 :	Schéma de la structure de phyllosilicates.....	25
Figure I.6 :	Evolution du volume au cours de l'hydratation pour les montmorillonites et les kaolinites.	26
Figure I.7 :	Courbe de retrait typique d'un échantillon de sol remanié réalisé à partir de 300 points de mesure.	27
Figure I.8 :	Courbes de retrait obtenues à partir de différents minéraux argileux.	27
Figure I.9 :	Courbes de retrait pour un sol argileux.	28
Figure I.10 :	Courbe type de l'évolution du coefficient de culture Kc pendant la période de croissance.....	29
Figure I.11 :	Devenir des pesticides dans l'environnement.	38
Figure II.1 :	Précipitations et ETP moyennes mensuelles pour la période 2010/2011-2013/2014.	45
Figure II.2 :	Vue aérienne des îlots A et D du site expérimental INRA Dijon-Epoisses.	47
Figure II.3 :	Cartographie du sol par résistivité électrique pour les îlots A et D.	50
Figure II.4 :	Itinéraires techniques pratiqués pendant la période comprise entre la récolte 2011 et la récolte 2014.	52
Figure II.5 :	Calendrier des interventions de caractérisation <i>in situ</i> et des prélèvements des échantillons de sol pour la caractérisation effectuée au laboratoire.	53
Figure II.6 :	Carte des prélèvements des échantillons de sol.	54
Figure II.7 :	Carte de localisation de fosses comprenant le réseau de drainage.	55
Figure II.8 :	Carte de la distribution du pH pour les horizons LAci, I Sci, II Sci.	59
Figure II.9 :	Cartes de la distribution de la teneur en argile en g kg ⁻¹ pour les horizons LAci, I Sci, II Sci.....	60
Figure II.10 :	Carte de la distribution de la profondeur de sol.	61
Figure II.11 :	Carte de distribution de la matière organique pour l'horizon superficiel LAci.....	61
Figure II.12 :	Profils de sol pour les systèmes de culture S5 et S2.	63
Figure II.13 :	Mesures <i>in situ</i> de l'infiltration de l'eau dans le sol pour l'estimation de la conductivité hydraulique proche de la saturation.	65
Figure II.14 :	Schéma de l'application de la méthode multi-potentielle proposée par Reynolds et al. (1991) et Ankeny et al. (1991) (d'après Vandervaere (1995)).....	66

Figure II.15 :	Ligne de tensiomètres constituée de 4 tensiomètres installés à 10, 20, 50 et 70 cm de profondeur (campagne 2012-2013).	67
Figure II.16 :	Schéma de la batterie de tensiomètres installée <i>in situ</i> entre deux antennes de drainage (espacées de 12 mètres).	68
Figure II.17 :	Caractérisation de la courbe de rétention de l'eau en utilisant la table à succion.	70
Figure II.18 :	Echantillons de sol « en place ».	71
Figure II.19 :	Caractérisation de la courbe de rétention de l'eau utilisant la presse Richard.	71
Figure II.20 :	Lysimètres à mèche en cours d'installation.	73
Figure II.21 :	Installation des équipements de collecte d'eau.	74
Figure II.22 :	Collecte de l'eau du sol.	74
Figure II.23 :	Schémas du fonctionnement des lysimètres S1L1, S1L2, S2L2, S3L2, S4L2 et S5L2.	76
Figure II.24 :	Exemple de graphique des doubles cumuls pluies-débits : hauteur d'eau drainée cumulée en fonction des pluies cumulées...	78
Figure III.1 :	Soil sampling map at the plot and sub-plot scales..	88
Figure III.2 :	Differences for GWC between repacked and undisturbed soil samples (δGWC) at each matric potential ($\log h $) for the 5 cropping systems.	94
Figure III.3 :	Average shrinkage curve (i.e. specific volume vs. GWC) obtained from the undisturbed (clods) soil samples for the 5 cropping systems.	96
Figure III.4 :	Pore size distribution (PSD) for the repacked and undisturbed soil samples derived from the experimental water retention data following the procedure described by Kutílek et al. (2006).	96
Figure III.5 :	Estimated vs. observed gravimetric water content for all matric potentials and both soil sample treatments.	97
Figure IV.1 :	Soil initial water content for cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013).	117
Figure IV.2 :	Examples of non-equilibrium infiltration flow NEF (a) and water repellency WR (b) for three infiltration tests.	119
Figure IV.3 :	Hydraulic conductivity near saturation $K(h)$ for measurement campaigns (2011, 2012, 2013), cropping systems (S2, S4, S5) and soil horizons (Ap1, Ap2, Bm).	120
Figure IV.4 :	Effective macroporosity estimated using the method proposed by Luxmoore et al. (1986) for all cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013).	122
Figure IV.5 :	Linear and logarithmic relationship between the ln-transformed of the hydraulic conductivity at -1 cm of pressure head $K(-1)$ and the effective macroporosity ε_m for all cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013).	123
Figure V.1 :	Main agricultural interventions calendar from august 2012 to august 2014.	132
Figure V.2 :	Evolution of the daily and cumulative precipitation P and Penman evapotranspiration ETP during the 2 monitoring periods.	134
Figure V.3 :	Tensiometers installation scheme in field.	135

Figure V.4 :	Location map of the collecting devices for both cropping system.....	137
Figure V.5 :	Wick-soil evaluation following the procedure proposed by Knutson et al. (1994) and performed by Lacas (2005).	139
Figure V.6 :	Comparison between cropping systems S2 and S5 field soil water retention curves measured at 10, 20, 50 and 70 cm depth for both measurement periods.	141
Figure V.7 :	Comparison between field and laboratory gravimetric water contents for each soil depth associated with their corresponding soil layers.	142
Figure V.8 :	Hydraulic profiles for cropping system S2 (top) and cropping system S5 (bottom) for the monitoring period 2012/2013..	146
Figure V.9 :	Hydraulic profiles for cropping system S2 (top) and cropping system S5 (bottom) for the monitoring period 2013/2014..	147
Figure V.10 :	Double cumulative graphics (cumulative drained water in L vs. cumulative precipitation in mm) for lysimeters L2 of both cropping systems and monitoring periods.....	150

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1 :-	Unités, symboles et dimensions pour exprimer le potentiel de l'eau dans le sol.	21
Tableau I.2 :	Effet du C organique sur la rétention de l'eau des sols pour deux valeurs de potentiels matriciels.	30
Tableau I.3 :	Caractéristiques des pesticides couramment utilisés dans le Wyoming et la Montana, USA.	39
Tableau I.4 :	Comparaison des modèles de transfert des pesticides dans le sol.	44
Tableau II.1 :	Description du profil de sol correspondant au site d'étude (d'après Clair, 1982).	46
Tableau II.2 :	Spécificités des systèmes de culture de l'essai PIC-adventices.	49
Tableau II.3 :	Propriétés physico-chimiques du sol des 5 systèmes de culture.	58
Tableau II.4 :	Description pédologique type du sol de l'essai système	64
Tableau II.2 :	Propriétés hydrauliques et physiques des mèches en fibre de verre.	73
Tableau II.6 :	Synthèse du fonctionnement des lysimètres.	77
Tableau III.1 :	Main components of the 5 cropping systems.	85
Tableau III.2 :	Main cultural operations for the 5 cropping systems before or during the measurement period.	86
Tableau III.3 :	Main soil properties of the 5 cropping systems at the plot scale on 1999 and 2010-2012.	92
Tableau III.4 :	Main soil properties of the 5 cropping systems at the sub-plot scale.	93
Tableau III.5 :	Significant differences in gravimetric water content at the studied water potentials for the factors "cropping system" and "soil sample treatment" and the interaction between factors.	93
Tableau III.6 :	Soil gravimetric water content (g 100 g ⁻¹) at the studied water potentials (h) for both soil sample treatments and the 5 cropping systems.	95
Tableau III.7 :	Significant differences for the van Genuchten equation parameters considering the two factors "cropping system" and "soil sample treatment" and the interaction between factors.	98
Tableau III.8 :	Van Genuchten equation parameters at the surface tillage obtained with RETC computer program for disturbed and undisturbed soil samples coming from the 5 cropping systems.	98
Tableau IV.1 :	Main soil properties of the three cropping systems.	112
Tableau IV.2 :	Dates of tillage operations before and after the three sets of sampling and measurements.	114
Tableau IV.3 :	Analysis of variance of initial water content θ_i (cm ³ cm ⁻³) performed for each cropping system.	118
Tableau IV.4 :	Analysis of variance of hydraulic conductivity near saturation performed for the different supply pressure heads.	121
Tableau IV.5 :	Analysis of variance of effective macroporosity (m ³ m ⁻³) performed for each cropping system.	122
Tableau V.1 :	Main physical and chemical properties of the soil of the two cropping systems.	133
Tableau V.2 :	Main soil hydraulic properties of the soil of the two cropping systems.	133
Tableau V.3 :	Hydraulic properties and main characteristics of the 1/2" fiber glass wick.	138
Tableau V.4 :	Comparison between estimated and measured percolated water for each cropping system and measurement period.	149
Tableau V.5 :	Soil surface contributing to percolation as the slope of the cumulative percolated water in function of cumulative precipitation.	151

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1.	Itinéraire techniques complets (2011-2014)	173
Annexe 2.	Calendrier des interventions de caractérisation <i>in situ</i> et des prélèvements de sol	177
Annexe 3.	Conductivité hydraulique proche de la saturation : $K(h)$ (mm h^{-1})	178
Annexe 4.	Courbe caractéristique de rétention : $\theta(h)$ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	179
Annexe 5.	Courbe de retrait : Volume spécifique ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) en fonction de h (cm)	183
Annexe 6.	Dimensionnements de lysimètres à mèche.	185
Annexe 7.	Chroniques des volumes d'eau collectés par les lysimètres à mèche et données climatiques (précipitations, ETP Penman) pour chaque date de prélèvement et pour les 2 campagnes de mesure (2012/2013 et 2013/2014).	189
Annexe 8.	Profils hydrauliques du sol des systèmes S2 et S5 obtenus après le suivi tensiométrique pendant les saisons de drainage 2012/2013 et 2013/2014.	191

INTRODUCTION

I. Contexte général de l'étude

Un des défis importants de l'agriculture du 21^{ème} siècle est de faire face une demande mondiale croissante en aliments tout en minimisant les impacts sur l'environnement et en restant économiquement viable (Foley et al., 2011; Robertson et al., 2005; Davis et al., 2012). Jusqu'à présent, de par sa forte dépendance aux produits phytosanitaires, l'agriculture a été une importante source de pollution des eaux. Parmi l'ensemble des produits phytosanitaires utilisés en agriculture, les herbicides font partie des composés organiques les plus fréquemment retrouvés dans les masses d'eau de surface et souterraines en Europe et aux Etats Unis (Loos et al., 2010; Toccalino et al., 2014). Avec un peu plus de 60000 tonnes de substances actives commercialisées en 2011, la France est aujourd'hui le 1^{er} consommateur européen et le 4^{ème} plus grand consommateur mondial, derrière les Etats Unis, le Brésil et le Japon (UIPP, 2012). La prise de conscience des impacts des pesticides sur la santé et l'environnement a eu pour conséquence la mise en place de politiques environnementales pour réduire l'utilisation des pesticides en agriculture.

Au niveau européen, la directive-cadre sur l'eau, adoptée en 2000, engage tous les états membres à atteindre un « bon état » de leurs masses d'eau de surface et souterraines en 2015. En 2007, le Gouvernement français a organisé une vaste concertation, « Le Grenelle de l'Environnement », visant à créer les conditions favorables à l'émergence d'une nouvelle donne française en faveur de l'environnement. Suite à cette concertation, le Ministère de l'Agriculture a mis en place le plan Ecophyto qui visait initialement un objectif de réduction de 50 % de l'usage des produits phytosanitaires à l'échelle de l'année 2018. Aussi bien les politiques européennes et que nationales ont encouragé le développement de pratiques culturales alternatives et/ou de systèmes de culture économes en pesticides. Ces systèmes de culture, que l'on peut qualifier d'innovants par rapport à ceux qui existent actuellement, font et feront appel à une combinaison de techniques culturales visant à réduire partiellement ou totalement l'utilisation des pesticides.

L'usage de pesticides, et plus particulièrement d'herbicides, peut être limité en combinant une variété de techniques culturales comme la diversification des rotations culturales, la mise en place de faux semis, le décalage de la date de semis de la culture, le choix de cultures et de

INTRODUCTION

variétés compétitives, le semis de la culture à forte densité ou à faible écartement, ou encore le désherbage mécanique des cultures. Les règles de décision qui déterminent l'application d'une combinaison particulière de techniques culturales se basent sur les concepts et stratégies proposés dans le cadre de la Protection Intégrée des Cultures contre les adventices (PIC-adventices ou *Integrated Weed Management* en anglais) (Chikowo et al., 2009; Swanton et al., 2008). Pour être validés et applicables sur le terrain, les systèmes de culture PIC-adventices nécessitent de faire l'objet d'une évaluation multicritère qui prend en compte des critères agronomiques (objectif de production, contrôle de la flore adventice...), économiques (marge brute...), sociaux (temps et répartition du travail...) et environnementaux (émission de gaz à effet de serre, pollution des eaux, utilisation de l'énergie...).

En parallèle de ces nouveaux défis pour l'agronomie, de nombreux travaux de science du sol portent sur l'étude des effets à court ou long terme des techniques culturales (travail du sol, gestion des résidus, fertilisation...) sur la qualité et le fonctionnement des sols (Adewopo et al., 2014) avec l'objectif finalisé de gérer durablement les ressources naturelles. Quant à la physique du sol, nombre d'études traitent de la dynamique de l'eau dans le sol, en considérant en particulier les sols cultivés et les processus ayant des impacts sur les compartiments de l'environnement (ruissèlement et érosion, recharge des masses d'eau, retrait / gonflement, transport de solutés dont des produits phytosanitaires) (Ahuja et al., 2006). Finalement le sol constitue un élément clé dans la dynamique des agroécosystèmes (Dominati et al., 2010; Bristow et al., 2010) et l'évaluation des impacts des systèmes de culture sur le fonctionnement du sol répond aux préoccupations liées à la durabilité de l'agriculture.

Concernant le volet environnemental de la durabilité des systèmes PIC-adventices, il est incontournable de bien vérifier que la mise en place de techniques culturales alternatives à l'usage d'herbicides se traduit dans les faits par une diminution (proportionnelle et si possible non retardée) des fuites d'herbicides en direction des différents compartiments de l'environnement (sol, eaux superficielles et profondes, air). Parmi les techniques culturales envisagées pour contrôler la flore adventice et réduire simultanément l'utilisation des herbicides, le travail du sol est l'un des leviers utilisés dans ces systèmes. Or les différentes techniques regroupées sous le terme générique de « travail du sol » vont potentiellement modifier les caractéristiques du sol (propriétés physiques et hydrauliques) et la dynamique de l'eau du sol qui ont évidemment des conséquences sur le transfert des polluants dans le sol. Aussi, toutes les techniques de travail du sol mises en place dans le cadre de systèmes de culture PIC-adventices (désherbage mécanique, travail superficiel au travers de la technique

des faux semis, labour) doivent faire l'objet d'une évaluation de leur impact sur les propriétés du sol et sur le transfert de polluants. Les études mises en place doivent impérativement considérer les effets à court terme (i.e. à l'échelle de la culture ou de l'année) mais également les effets cumulatifs à long terme (> 10 ans) pour bien permettre de différencier de manière significative et non équivoque les différents systèmes de culture qui peuvent être proposés dans le cadre des politiques actuelles (Alletto et al., 2010).

Aussi, l'étude que nous proposons ici se situe à l'interface entre différentes disciplines que sont les sciences agronomiques et la science du sol. Ce travail de thèse porte sur ***l'étude de la variabilité des propriétés physiques et hydrodynamiques du sol dans des systèmes de culture PIC-adventices***. L'étude s'appuiera sur le dispositif « PIC-adventices » mis en place en 2000 sur le domaine expérimental l'INRA de Dijon-Epoisses à Bretenière (21). Ce dispositif compare 5 systèmes de culture : un système de référence représentant les pratiques agricoles de la plaine dijonnaise et 4 systèmes à faible usage d'herbicides (systèmes PIC-adventices). L'originalité du dispositif vient de la très forte réduction de la dépendance aux herbicides, puisque l'indice de fréquence des traitements au cours des 6 premières campagnes a été divisée par 3 en système PIC-adventices typique, et la quantité de substance active appliquée divisée par 10 (Munier-Jolain et al., 2008).

II. Objectifs de l'étude

L'objectif général de notre étude est de contribuer à l'évaluation multicritère des systèmes de culture en PIC-adventices par l'étude des propriétés hydrauliques qui interviennent dans le transfert de l'eau et des solutés dans le sol, en prenant en compte la variabilité aux échelles temporelles et spatiales qui affectent ces propriétés. Cet objectif général se décline en 3 objectifs spécifiques qui sont exprimés ci-dessous sous forme de 3 questions dont la réponse est constituée par 3 volets d'étude dans le manuscrit de thèse (chapitres 3, 4 et 5), chaque volet faisant l'objet d'une publication scientifique dans une revue à comité de lecture ou d'un projet de publication.

- ***Volet 1 : Dans l'horizon du sol travaillé, les pratiques culturales mises en œuvre dans les systèmes PIC-adventices ont-elles un effet sur la rétention de l'eau dans le sol ?***

La rétention de l'eau du sol est l'une des propriétés hydrauliques du sol les plus étudiées dans la littérature, d'une part en raison de la simplicité de la méthodologie par comparaison aux autres techniques mises en œuvre pour caractériser d'autres propriétés (par ex. conductivité hydraulique), et d'autre part pour l'utilisation qui en est faite, qui va du calcul de grandeurs agronomiques telle que la réserve utile du sol, au paramétrage de modèles de transfert d'eau et de solutés dans le sol. Ce premier volet étudiera donc la rétention de l'eau de l'horizon superficiel travaillé de 5 systèmes de culture différents (1 système de référence et 4 systèmes en protection intégrée contre les adventices). Plus précisément, il s'agira de comparer la rétention de l'eau des 5 systèmes de culture à la fin de la période de drainage intensif de l'année 2012. Cette période a été choisie afin d'optimiser les conditions nécessaires à la mesure de cette propriété. La rétention de l'eau étant fortement liée aux caractéristiques physico-chimiques du sol, à la structure du sol et à d'autres facteurs (par exemple conditions climatiques, minéralogie des argiles, couverture végétale), nous évaluerons successivement les effets des 2 premiers facteurs. Les techniques culturales pouvant avoir une influence très importante sur la structure du sol, l'évaluation de l'effet de la structure du sol sur la rétention de l'eau a été le cœur de cette première étude. Les résultats attendus de la comparaison des systèmes de culture en termes de rétention de l'eau dans la couche de sol travaillée sont une première évaluation des liens existants entre cette propriété et d'une part les techniques culturales, et d'autre part les conditions climatiques liées à la fin de la période de drainage intensif.

- ***Volet 2 : A l'échelle du profil de sol et à l'échelle de l'année culturale, est-il possible d'identifier les effets des techniques culturales mises en œuvre dans les systèmes de culture PIC-adventices sur la conductivité hydraulique du sol proche de la saturation ?***

Les effets des techniques culturales sur les propriétés hydrauliques du sol ont été très largement étudiés dans la littérature, toutefois les résultats obtenus ne sont pas toujours cohérents lorsque sont considérés les divers contextes étudiés (sites, nature du sol, types de culture). Cela implique donc de relativiser les résultats obtenus en fonction du contexte expérimental de chaque étude. La forte variabilité dans le temps et dans l'espace des propriétés hydrauliques du sol masque très souvent les effets des techniques culturales sur ces propriétés, ce qui implique nécessairement la caractérisation de cette variabilité. Ce second volet portera donc sur une autre propriété du sol très importante pour expliciter le transfert de l'eau et des solutés dans le sol qui est la conductivité hydraulique proche de la saturation. Les systèmes de culture étudiés étant très complexes (combinaison de techniques culturales, rotation longue et diversité des cultures, etc.) et les facteurs qui influencent cette propriété étant très nombreux (travail du sol, teneur initiale en eau du sol, type de culture, cycle cultural...), seulement 3 systèmes de culture contrastés en termes de combinaison de pratiques et de facteurs seront choisis pour cette étude. Par ailleurs, la caractérisation a été réalisée à l'échelle du profil du sol en incluant l'horizon sous la couche travaillée. La caractérisation de cet horizon de sol, qui est très peu documentée dans la littérature malgré le besoin d'acquérir des paramètres pour des applications telles que la modélisation du transfert ou le bilan hydrique, constituera donc un des points les plus importants de cette étude. La caractérisation de la variabilité de la conductivité hydraulique proche de la saturation dans des situations contrastées permettra *in fine* d'identifier les effets des techniques culturales sur une des propriétés hydrauliques du sol les plus importantes pour expliquer/modéliser le transfert de l'eau et de solutés dans le sol.

- ***Volet 3 : La dynamique de l'eau dans les sols de 2 systèmes PIC contrastés peut-elle être évaluée en utilisant les concepts d'hydraulique agricole ?***

Dans ce troisième volet, l'objectif principal sera d'évaluer la dynamique de l'eau dans le sol de deux systèmes de culture contrastés en considérant les propriétés hydrauliques du sol et en appliquant des concepts d'hydraulique agricole. Pour réaliser cette étude, 2 systèmes de culture faisant intervenir des itinéraires techniques contrastés ont été choisis pour réaliser un suivi temporel de la dynamique de l'eau en termes de potentiel de l'eau dans le sol et des volumes d'eau transférés dans le sol pendant 2 saisons de drainage consécutives. Ce volet a

INTRODUCTION

nécessité une instrumentation au moyen d'équipements de collecte de l'eau du sol tels que des bougies poreuses et des lysimètres à mèche. En parallèle, le suivi du potentiel de l'eau sera réalisé grâce à des tensiomètres installés à plusieurs profondeurs en prenant en compte le réseau de drainage. Les résultats de dynamique de l'eau obtenus avec les tensiomètres seront comparés avec ceux calculés en considérant un système de drainage agricole ; cela permettra ainsi de proposer une description simple mais détaillée du fonctionnement hydrique des sols étudiés. Par ailleurs, le lien établi entre le fonctionnement hydrique des sols et les propriétés hydrauliques permettra d'envisager les possibles effets des techniques culturales innovantes se substituant à l'usage d'herbicides sur le transfert d'eau et de solutés dans le sol. Cette étude contribuera *in fine* à l'évaluation multicritère de ces systèmes de culture.

III. Organisation du document

Ce document est construit autour des trois volets de recherche décrits précédemment, chacun des volets faisant l'objet d'un article scientifique soumis, accepté ou en préparation. La présentation du travail expérimental est tout d'abord précédée d'une synthèse bibliographique (**Chapitre I**) faisant l'état des connaissances sur les différents concepts et processus abordés dans notre travail, suivie d'une présentation du dispositif expérimental, des outils analytiques et des méthodes mises en œuvre sur le terrain (**Chapitre II**). Le volet 1 fait l'objet d'un article soumis à la revue Soil & Tillage Research et correspond au **Chapitre III**. Le volet 2 fait l'objet d'un article accepté avec modifications mineures pour publication dans la revue Soil & Tillage Research également et correspond au **Chapitre IV**. Enfin le volet 3, qui correspond au **Chapitre V**, est un projet de publication qui sera soumis ultérieurement. Enfin, le document se termine par une conclusion générale qui synthétise les principaux résultats de notre travail, analyse les points forts et faibles de notre travail et s'ouvre sur des perspectives en matière de poursuite des travaux scientifiques engagés au cours de cette thèse.

CHAPITRE I- Synthèse bibliographique

I.1. Rappels de physique des sols

I.1.1. Le sol

Depuis Dokuchaev et la naissance de la pédologie, de nombreuses définitions du mot sol ont été proposées. Dernièrement l'Association Française d'Etude de sol (AFES¹) a proposé quelques lignes qui tendent actuellement à faire l'unanimité :

« Le sol est un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres ou plus. Il constitue localement une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Le sol est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et microorganismes)».

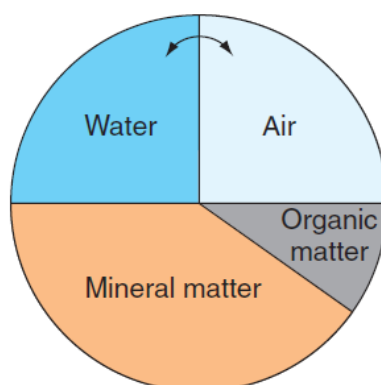


Figure I.1.- Schéma de la composition (en volume) d'un sol de texture médiane. 50 % du volume est occupé par la matrice du sol et 50 % par le réseau des vides, ce dernier étant rempli par l'air et l'eau du sol de façon équivalente. Les flèches représentent les échanges entre les 2 phases (d'après Hillel, 2004a).

Il est défini aussi comme un système hétérogène, triphasé, particulaire et poreux, avec une large surface spécifique par unité de volume (Hillel, 2004a). Les trois phases sont les suivantes : phase solide (la matrice du sol), phase liquide (l'eau du sol ou solution du sol) qui contient des substances dissoutes et phase gazeuse (l'atmosphère du sol). La matrice du sol est constituée de particules minérales et organiques de diverses tailles, formes et orientations.

¹ <http://www.afes.fr>

L'organisation des composants solides du sol détermine les caractéristiques géométriques du réseau de vides (porosité) dans lequel l'eau (en état pure ou avec des substances dissoutes) et les gaz circulent (Figure 1.1).

1.1.2. La texture du sol

La texture du sol est la répartition des particules du sol inférieures à 2 mm par catégorie de taille (ou granulométrie des particules < 2 mm). Habituellement 3 catégories sont considérées : les argiles ($< 2 \mu\text{m}$), les limons ($2\text{-}50 \mu\text{m}$) et les sables ($50\text{-}2000 \mu\text{m}$). La répartition est habituellement représentée par un graphique ternaire ou triangle de texture. En France, un des triangles les plus utilisés est le triangle de texture issu de la carte pédologique de l'Aisne (Jamagne, 1967). Au niveau international, la classification la plus utilisée est celle de l'USDA (United States Department of Agriculture, IUSS Working Group WRB, 2006). Ce triangle permet de classer les sols selon 12 classes de texture. Par exemple, un sol contenant 45% d'argile, 30% de limons et 25% de sables sera considéré comme un sol argileux (Figure 1.2).

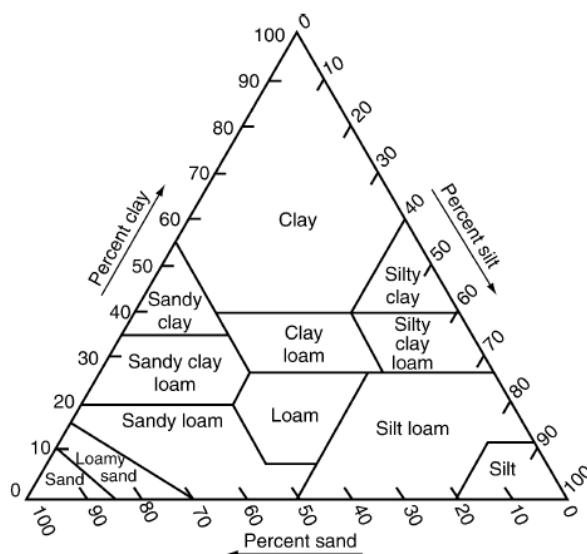


Figure 1.2.- Triangle de texture proposé par l'USDA (IUSS Working Group WRB, 2006).

La granulométrie des particules dans un sol a des effets sur la densité, sur la porosité, sur la circulation de l'eau et de l'air, sur la rétention de l'eau entre autres propriétés. Cette distribution de la taille de pores est très peu influencée par le travail du sol et évolue peu dans le temps. Ainsi, la plupart des systèmes de classification des sols sont basés sur la texture qui est alors considérée comme le critère de base de la classification (Bittelli et al., 1999; Chesworth, 2008).

I.1.3. La structure du sol

Selon Emerson (1959), la structure du sol fait référence à la taille, la forme et la disposition des constituants solides (minéraux et organiques) et des constituants gazeux (vides), à la continuité des pores, leur capacité à retenir et transférer les fluides et les substances organiques et inorganiques, et à sa capacité de servir de support de la croissance et le développement des racines. Il est donc clair que la structure du sol peut se décrire à plusieurs échelles (particules minérales, agrégats, pédon, parcelle). Son influence sur les processus hydriques, tels que la rétention de l'eau, l'infiltration et le transfert préférentiel, dépend donc de l'échelle considérée (Jury et al., 2011).

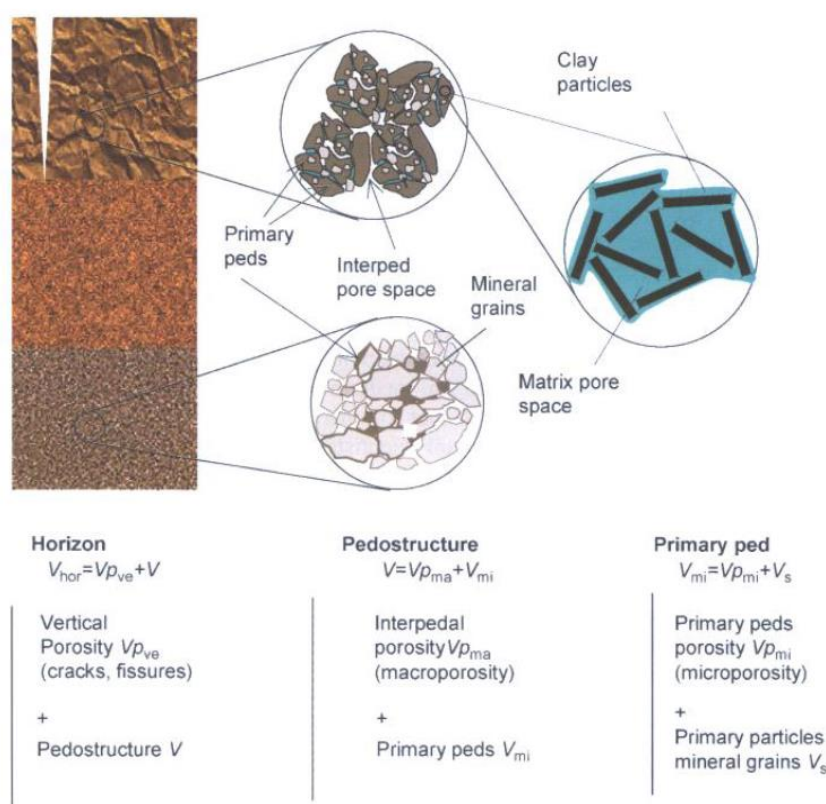


Figure I.3 - Représentation schématique de l'horizon du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques : l'horizon, la pédostucture, les agrégats et les particules minérales (d'après Braudeau et al., 2004).

Par ailleurs, Braudeau et al. (2004) ont proposé une représentation schématique de l'horizon du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques : l'horizon, la pédostucture, les agrégats et les particules minérales. A chaque échelle, l'assemblage des éléments crée un réseau poreux (Figure 1.3). Enfin, de nombreuses synthèses bibliographiques se sont intéressées aux effets des diverses techniques culturales sur la structure du sol (par ex. Bronick et Lal, 2005; Jirků et al., 2013; Kutilek, 2004; Vos et Kooistra, 1994).

I.1.3 Porosité et distribution de taille de pores

La porosité désigne la fraction du volume total du sol occupé par des vides (eau + air). Elle se caractérise par la distribution de la taille des pores, par leur forme, leur connectivité... Ce réseau poreux intervient dans de nombreux processus qui se produisent dans le sol tels que, par exemple, la circulation de l'eau et de l'air, le transport de solutés et la croissance et le développement des racines.

Le réseau poreux peut être modélisé par un réseau de tubes capillaires indépendants dont chaque tube capillaire représente un pore du sol, c'est le modèle capillaire (Millington et Quirk, 1961). C'est un modèle très simple qui ne représente pas la connectivité entre les pores puisqu'il ne permet les écoulements que dans une seule direction (verticalement). Malgré son caractère irréaliste, le modèle capillaire est toujours la base de la plupart des concepts et modèles de physique du sol, notamment ceux qui seront présentés par la suite dans notre étude. De ce fait, les conséquences de telles simplifications doivent être prises en compte dans les conclusions tirées suite à l'application de ce modèle (Hunt et al., 2013).

La porosité est exprimée par le rapport entre le volume des vides (V_v en $[L^3]$) et le volume total du sol (V en $[L^3]$). C'est donc une grandeur adimensionnelle dont les valeurs varient typiquement entre 0.3 et 0.7. Habituellement 3 classes de taille de pores peuvent être distinguées : i) la microporosité (petite taille de pores), ii) la mésoporosité (taille de pores intermédiaire), et iii) la macroporosité (grande taille de pores). La taille de pore limite entre ces différentes classes varie dans la littérature (par ex. Jarvis, 2007; Luxmoore, 1981). La porosité peut être classée en fonction de la taille des pores mais également de leur origine. Selon son origine, la porosité peut être classée en i) porosité structurale, correspondant uniquement à la macroporosité, qui inclut les fissures dues aux cycles de dessèchement / humectation et les pores biologiques dus à l'action des racines et aux galeries de vers de terre, et ii) porosité texturale, correspondant à l'agencement des particules de sable, limon, argile et matière organique (Simunek et al., 2005).

L'étude de la distribution de la taille des pores permet de sélectionner un volume représentatif de la structure du sol dans lequel chaque taille de pore est présente et en proportion constante. Elle permet une caractérisation du sol plus complète que la simple étude de la porosité. Sa relation avec d'autres propriétés du sol (rétention de l'eau, conductivité hydraulique...) est d'une grande utilité dans l'évaluation du comportement dynamique du sol.

1.1.4 Masse volumique apparente et densité apparente

La masse volumique apparente (ρ_a , [M L⁻³]) correspond au rapport entre la masse de l'échantillon sec (M_s) et le volume apparent qu'occupe l'échantillon de sol (V), tandis que la densité apparente (d_a) est une grandeur adimensionnelle de la même valeur que ρ_a car elle correspond au rapport de ρ_a et la masse du volume équivalent d'eau à 4°C (ρ_w , [M L⁻³]). En anglais, « soil bulk density » (densité apparente du sol) est souvent exprimée avec les unités correspondant à ρ_a . Pour des raisons de cohérence et d'homogénéité, nous avons choisi de conserver la représentation anglaise et par conséquent la densité apparente du sol sera exprimée en [M L⁻³] tout au long de notre étude. La densité apparente du sol comme la porosité du sol, est une des propriétés du sol les plus mesurées dans la littérature. Ainsi, sa relation avec les propriétés hydrauliques est bien documentée (par ex. Strudley et al., 2008) et elle est souvent utilisée dans les études d'évaluation des effets de pratiques culturales (par ex. travail du sol, semis sous couvert, cultures intermédiaires...) (par ex. Alletto et Coquet, 2009; Cássaro et al., 2011; Zhai et al., 1990).

1.1.5 Le potentiel de l'eau dans le sol

La dynamique de l'eau dans le sol est liée à son état énergétique, lequel est principalement composé d'énergie cinétique et d'énergie potentielle. L'énergie cinétique est négligeable car la vitesse avec laquelle l'eau circule dans le sol est relativement lente (inférieur à 0.1 m/s d'après Or et al. (2004)). Le potentiel total de l'eau dans le sol est défini comme « le travail nécessaire » pour déplacer de façon totalement réversible une unité de quantité d'eau de l'état énergétique de référence (eau pure à la pression atmosphérique et à la surface du sol) à celui de l'eau du volume de sol considéré. Le potentiel total de l'eau dans sol et ses composantes peuvent être exprimés de plusieurs façons selon la définition de l'« unité de quantité d'eau » considérée. Ainsi, le potentiel peut être exprimé sous la forme d'énergie : i) par unité de masse d'eau, ii) par unité de volume de l'eau, et iii) par unité de poids d'eau (Tableau I.1).

Tableau I.1 - Unités, symboles et dimensions pour exprimer le potentiel de l'eau dans le sol (d'après Or et al., 2004).

Unité	Symbole	Dénomination	Dimensions	Unités SI
i) Energie/masse	μ	Potentiel chimique	[L ² T ⁻²]	J kg ⁻¹
ii) Energie/ volume	ψ	Potentiel	[M L ⁻¹ T ⁻²]	Pa [N m ⁻²]
iii) Energie/poids	H	Charge hydraulique	[L]	M

Dans le cadre de notre étude, l'eau du sol considérée est constituée d'eau pure (sans solutés). Ainsi le potentiel total de l'eau du sol est décomposé en potentiel gravitaire et potentiel de pression (hydrostatique en sol saturé ou matriciel en sol non saturé). Le potentiel gravitaire correspond au « travail nécessaire » pour déplacer de façon réversible une unité de quantité d'eau de la surface du sol (état énergétique de référence), à la profondeur du volume de sol considéré. Il s'agit donc d'une valeur négative par convention. En milieu non saturé, l'interaction entre les phases liquide, gazeuse et solide crée une pression à l'interface de l'eau et de l'air de la matrice poreuse du sol. Cette pression est appelée pression capillaire ou matricielle h [L] laquelle, en appliquant la loi du Jurin, pour un pore cylindrique et parfaitement rectiligne peut être exprimée en fonction du rayon du pore r [L] par :

$$h = \frac{2 \sigma \cos \alpha}{\rho g r} \quad \text{Équation 1}$$

où r est le rayon de pore effectif, σ est la tension superficielle du liquide ([M T⁻²], 0.072 N m⁻¹ pour l'eau pure à 20°C), α est l'angle de contact entre l'interface eau-air et le solide, ρ est la masse volumique de l'eau [M L⁻³] et g est l'accélération due à la gravité [M T⁻²]. Le potentiel matriciel joue un rôle crucial dans de nombreux processus hydrologiques et agronomiques.

I.2. Propriétés hydrauliques du sol en milieu non saturé

I.2.1. Rétention de l'eau dans le sol

La rétention de l'eau d'un sol est sa capacité à retenir de l'eau à un potentiel matriciel donné. Elle est fortement liée à la taille et à la connectivité des pores et est donc affectée par la texture et la structure du sol ainsi que par la teneur en matière organique et la nature minéralogique des argiles. La courbe de rétention de l'eau représente la relation entre la teneur en eau et le potentiel matriciel. La caractérisation de cette courbe est essentielle pour la modélisation du transfert de l'eau et des solutés dans le sol. Le potentiel matriciel est généralement exprimé à l'aide d'une échelle logarithmique car il s'étend sur plusieurs ordres de grandeur pour la gamme de teneurs en eau couramment rencontrée dans le sol. La Figure 1.4 montre les courbes de rétention correspondant aux 3 grandes classes de texture de sol.

La courbe de rétention peut être exprimée par de nombreuses équations. Une des plus utilisée est la fonction proposée par van Genuchten (1980) :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha|h|)^n]^m} \quad \text{Équation 2}$$

où, θ est la teneur en eau [$L^3 L^{-3}$], h le potentiel matriciel [L], θ_r la teneur en eau résiduelle [$L^3 L^{-3}$], θ_s la teneur en eau à saturation [$L^3 L^{-3}$], α est un paramètre qui décrit la forme de la courbe [L^{-1}] et, n et m sont des paramètres de forme sans dimension.

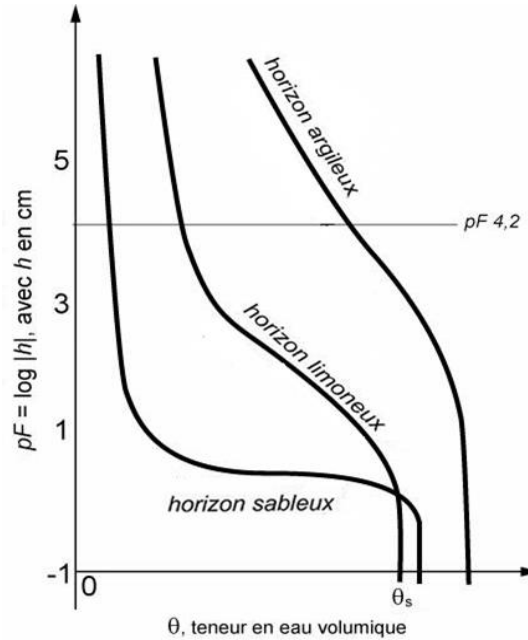


Figure I.4- Courbes de rétention typiques de sols argileux, limoneux et sableux (d'après Bruand et Coquet, 2005).

Il existe deux états hydriques caractéristiques correspondant aux potentiels matriciels pF 1.5 (ou pF 2 en fonction du type de sol) et pF 4.2. Le premier est appelé la teneur en eau à la capacité au champ. Il s'agit de la teneur en eau retenue dans le sol après ressuyage. Le second état est appelé humidité au point de flétrissement permanent. Il s'agit de la teneur en eau retenue dans le sol et non disponible pour les plantes. La quantité d'eau disponible pour la plante (réserve utile en eau) est calculée à partir de la différence entre ces deux humidités caractéristiques du sol.

I.2.2. Conductivité hydraulique proche de la saturation

La conductivité hydraulique est l'un des paramètres qui explique la dynamique des mouvements de l'eau dans le sol et qui représente la capacité du sol à laisser circuler l'eau. Elle est définie par la loi de Darcy :

$$\vec{q} = -K(h) \overrightarrow{\text{grad}} H \quad \text{Équation 3}$$

où $\vec{q}$ est le débit volumique par unité de surface [LT^{-1}], H est la charge hydraulique [L], et K est la conductivité hydraulique [LT^{-1}], laquelle varie en général très vite avec h , surtout au voisinage de la saturation.

Pour décrire le flux d'infiltration d'une source circulaire, Wooding (1968) a proposé une expression mathématique pour le régime permanent d'infiltration axisymétrique. Il a montré que la densité de flux q_{∞} [LT^{-1}] issue d'une source circulaire de rayon R [L] imposant un potentiel h_0 [L] à la surface du sol tendait vers une valeur proche de :

$$q_{\infty} = K + \frac{4\Phi}{\pi R} \quad \text{Équation 4}$$

où Φ est le potentiel d'écoulement à saturation ou potentiel de Kirchhoff [L^2T^{-1}] défini comme :

$$\Phi(h) = \int_{h_i}^{h_0} K(h)dh \quad \text{Équation 5}$$

avec les indices i et 0 correspondant respectivement aux conditions initiales et limites du système.

Gardner (1958) a exprimé la relation conductivité-pression, $K(h)$ comme :

$$K(h) = K_S \exp \alpha h \quad \text{Équation 6}$$

où K_S est la conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}] et α est une constante de dimension [L^{-1}] qui peut être reliée à une taille de pore du milieu.

La solution de Wooding s'appuie sur 3 hypothèses : i) le sol est un milieu semi infini homogène et isotrope, ii) la pression initiale (h_i) est uniforme et telle que $K(h_i) \ll K(h_0)$, et iii) le sol est de type « quasi linéaire » (« α sol ») (Gardner, 1958). Ainsi, d'après les équations 5 et 6 l'expression du potentiel d'écoulement se réduit à :

$$\Phi(h) = \frac{K(h)}{\alpha} \quad \text{Équation 7}$$

I.3. Les sols argileux gonflants

I.3.1 Généralités

D'un point de vue minéralogique, le terme argile désigne les minéraux de la famille des phyllosilicates (du Grec « phyllon » qui signifie « feuille ») (Schulze, 2005). Il s'agit de silicates hydratés sous forme de feuillets contenant de l'eau ou des hydroxydes. Ces minéraux sont généralement de petite taille. Par extension le terme argile désigne également une fraction minéralogique : lors d'une granulométrie les minéraux de taille inférieure à $2 \mu m$, quelle que soit leur nature minéralogique, seront nommés argile ou fraction argileuse. Un sol est considéré comme argileux lorsque la proportion de particules $< 2 \mu m$ sera supérieure à 35%.

Les phyllosilicates présentent des structures minéralogiques particulières qui confèrent à ces minéraux des propriétés uniques. La structure commune de tous les phyllosilicates est constituée de tétraèdres SiO_4 et d'octaèdres $\text{R}^{2+}\text{R}^{3+}\text{O}_2(\text{OH})_4$ disposés en feuillets (couche tétraédrique et couche octaédrique). L'assemblage des couches tétraédrique et octaédrique définit principalement 2 types de minéraux argileux : i) le type 1:1 qui est constitué par une couche octaédrique et une couche tétraédrique liées par les atomes d'oxygène, et ii) le type 2:1 qui est constitué par une couche octaédrique insérée entre deux couches tétraédriques liée par des atomes d'oxygène (Figure 1.5).

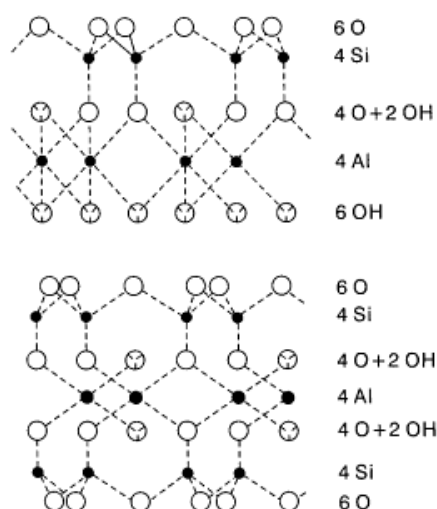


Figure I.5 - Schéma de la structure de phyllosilicates : kaolinite (en haut) et montmorillonite en (bas) (d'après Hillel, 2004b).

D'après Hillel (2004b), le matériau argileux le plus commun du type 1:1 est la kaolinite. Il présente moins de plasticité, de cohésion et de gonflement que la plupart des autres minéraux argileux. Ces caractéristiques sont dues à la grande taille des particules et à leur faible surface spécifique. Dans le type 2:1 les principaux minéraux sont : la montmorillonite qui appartient au groupe des smectites et l'illite qui appartient au groupe de micas et les vermiculites. La montmorillonite est un minéral dit « expansif » car il présente des comportements de retrait et gonflement prononcés ainsi qu'une cohésion et une plasticité élevée. La Figure 1.6 illustre l'expansion du volume en cours du temps pour la kaolinite et la montmorillonite. On notera également que ce phénomène est influencé par la nature du cation en interfoliaire. La vermiculite est aussi un minéral expansif mais moins que les smectites. Pour sa part, l'illite est un minéral non expansif.

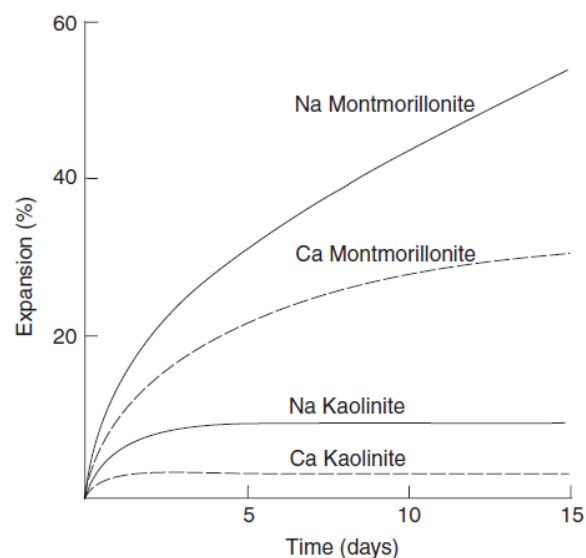


Figure I.6— Evolution du volume au cours de l'hydratation pour les montmorillonites et les kaolinites (d'après Hillel, 2004a).

Il existe enfin un dernier groupe de minéraux de structure plus complexe (2 :1 :1) : les chlorites. Ces minéraux sont peu présents dans le sol et sont caractérisés par des comportements similaires à ceux des illites (Schulze, 2005).

L'empilement des différents feuillets crée des particules minérales. Il existe plusieurs types d'empilement : i) des empilements homogènes avec une seule structure présente, et ii) des empilements en mélange avec plusieurs feuillets de nature différentes empilés de façon régulière ou non. Ces minéraux sont appelés interstratifiés. Plusieurs minéraux interstratifiés ont été identifiés dans les sols comme les complexes illite-montmorillonite ou kaolinite-smectite.

I.3.2. Courbe de retrait des sols argileux gonflants

La courbe de retrait caractérise la diminution du volume du sol avec la diminution de la teneur en eau. Elle peut être exprimée comme le volume spécifique du sol V_e (volume du sol par masse de sol sec [$L^3 M^{-1}$]) en fonction de la teneur en eau gravimétrique W [$M M^{-1}$]).

Les travaux de Braudeau (1988), Braudeau et al. (1999, 2004) distinguent 6 points de transition (A à F) et 4 zones différentes dans une courbe de retrait typique : i) retrait résiduel (O-B), ii) retrait basique ou normal (B-C), iii) retrait structural (C-E), et iv) retrait inter-agrégat (E-G). La zone de retrait normale est caractérisée par une diminution du volume (retrait) supposée équivalente à la variation de la teneur en eau (perte en eau) (pente de la ligne B-C, $dV_e/dW = 1$), mais elle correspond rarement à un retrait unitaire (Braudeau et al., 1999). A l'exception de la zone du retrait normal, chaque zone est constituée d'une portion

curviligne et d'une portion linéaire. Dans les zones de retrait résiduel (O-B) et structural (C-E), la variation du volume du sol est inférieure à celui de la zone de retrait normal. Ainsi une courbe de retrait typique présente 7 phases de retrait (Figure 1.7).

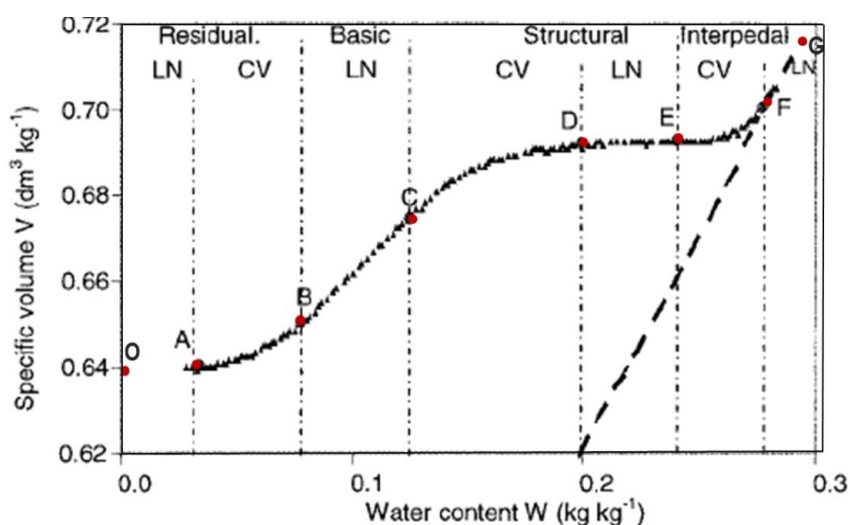


Figure I.7- Courbe de retrait typique d'un échantillon de sol remanié réalisé à partir de 300 points de mesure. Les points A, B, C, D, E, et F sont les points des phases de retrait de transition. LN, CV indiquent respectivement les phases linéaires et curvilignes. Les points O et G ont été ajoutés à la figure originale (adapté de Braudeau et al., 1999, 2004).

La Figure 1.8 présente les courbes de retrait obtenues à partir de 4 différentes pâtes d'argile pure (Tessier et Pédro, 1984).

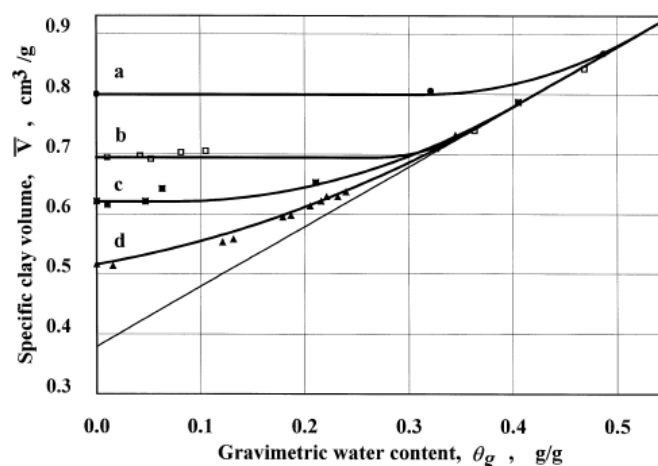


Figure I.8- Courbes de retrait obtenues à partir de différents minéraux argileux : a) Kaolinite de St. Austell, b) Illite du Puy, c) Kaolinite de Provins, et d) Montmorillonite du Wyoming. (d'après Tessier et Pédro, 1984 ; Chertkov, 2000).

Cette étude montre que dans la zone de retrait résiduel, la nature minéralogique a une influence sur la forme de la courbe de retrait. Ce sont les argiles très expansives telles que la

montmorillonite du Wyoming qui présentent le plus faible volume spécifique de sol à l'état sec. En effet, Braudeau et al. (1999) montrent que les sols expansifs (gonflants) présentent un retrait normal (pente de la ligne B-C) supérieur à celui obtenu pour les sols non expansifs (pente égale à 1).

La Figure 1.9 compare la courbe de retrait d'un sol argileux expansif (Vertisol) de retrait quasi normal avec un sol non-expansif (sol alluvial limoneux). La droite présente dans les 2 cadrans est la droite de retrait unitaire ($dV_e/dW = 1$). Pour le vertisol le retrait est structural puis normal entre 10 et 30% et quasi unitaire. Pour le sol alluvial le retrait est majoritairement de type inter agrégats puis structural.

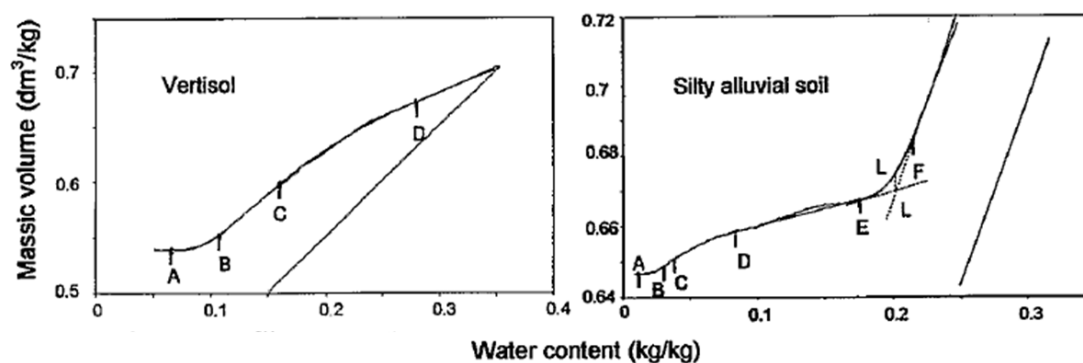


Figure I.9 – Courbes de retrait pour un sol argileux expansif (vertisol, à gauche) et un sol non expansif (sol alluvial limoneux, à droite) (d'après Braudeau et al., 1999).

L'étude des courbes de retrait peut donc permettre d'identifier les sols présentant des phénomènes de retrait et gonflement.

I.4. Facteurs influençant les propriétés hydrauliques des sols agricoles

I.4.1. Le climat et la présence d'un couvert végétal

Les facteurs climatiques tels que les précipitations, la température, le vent, l'humidité et l'ensoleillement ainsi que la présence d'un couvert végétal influencent les propriétés hydrauliques des sols et les flux d'eau dans le sol. Ces facteurs sont à l'origine des principaux processus affectant ces propriétés tels que : l'alternance des cycles de dessiccation et réhumectation et des cycles de gel et dégel, l'absorption de l'eau par les plantes et l'évapotranspiration.

Les cycles de dessiccation et réhumectation causent une réorganisation des agrégats (Jirků et al., 2013). En plus, l'intensité et la durée de la pluie peuvent avoir des effets sur le transfert de l'eau dans le sol. Ainsi, les pluies de forte intensité et longue durée engendrent des potentiels matriciels proches de la saturation qui entraînent la saturation de la macroporosité du sol et

génèrent des écoulements rapides et préférentiels (Jarvis, 2007). D'après Bronick et Lal (2005), ces cycles peuvent avoir des conséquences positives sur la structure des sols argileux non gonflants. En effet, au cours de la saturation, les particules argileuses ont tendance à se disperser puis à former des ponts et des revêtements au cours du dessèchement (Attou et Bruand, 1998). Cela conduit à favoriser le contact entre les particules et à augmenter les ponts entre les particules argileuses (Singer et al., 1992). Parfois, ces cycles peuvent perturber l'agrégation des argiles gonflantes car, pendant le processus de gonflement, les minéraux argileux se séparent des autres particules, réduisant la stabilité des agrégats (Singer et al., 1992).

L'absorption de l'eau par les plantes augmente la densité apparente du sol dans les zones proches du système racinaire (Jirků et al., 2013; Young, 1998). En puisant l'eau du sol, la culture influence les flux hydriques dans le sol et ses propriétés hydrauliques. Les besoins en eau d'une plante sont calculés comme étant équivalents à la somme de l'évapotranspiration de la culture (ETM, $[LT^{-1}]$) pendant toute sa période de croissance (Allen et al., 1998). L'ETM est déterminée à partir de la multiplication de l'évaporation potentielle (ETP, $[LT^{-1}]$) par un coefficient cultural (K_c [-]). La Figure I.10 montre l'évolution de la valeur de K_c au cours de la période de croissance d'une plante modèle. Il est donc attendu que le prélèvement par les plantes augmente pendant la période de croissance des cultures et diminue pendant la période de sénescence.

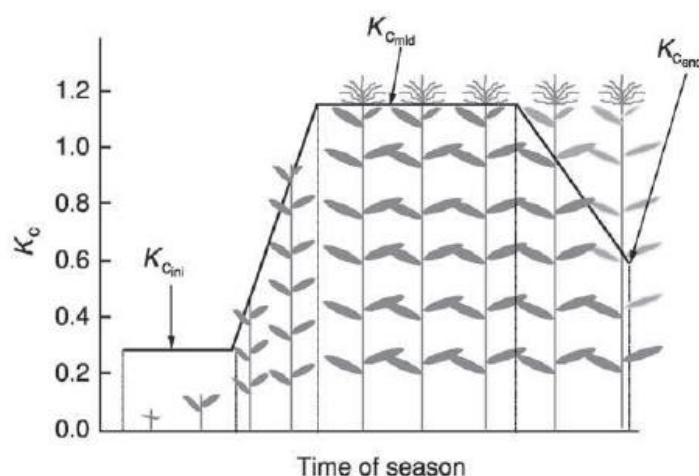


Figure I.10.- Courbe type de l'évolution du coefficient de culture K_c pendant la période de croissance (d'après Allen et al., 1998).

Ainsi le climat et le couvert végétal vont conditionner l'état hydrique du sol. Le sol étant constitué de plusieurs horizons, les effets dépendront de l'horizon considéré. Les horizons superficiels par comparaison aux couches plus profondes, subissent des changements

d'humidité et de potentiel matriciel plus rapides en réponse aux précipitations, infiltration, évapotranspiration et prélèvement de l'eau par les plantes (Schwen et al., 2011a).

1.4.2. Le carbone organique et le taux d'argile

Le carbone organique (C organique) et la matière organique (équivalent à C organique $\times$ 1.724) est identifié comme un agent stabilisateur des agrégats (Bronick et Lal, 2005; Chenu et al., 2000). Chenu et al. (2000) ont identifié 2 principales conséquences dues au C organique dans le sol : i) augmentation de la cohésion des agrégats au travers la liaison de particules minérales avec des polymères organiques, ou par l'emmêlement physique de particules liées aux racines fines des plantes ou le réseau des hyphes des champignons du sol, et ii) diminution de la mouillabilité des agrégats qui ralentit leur vitesse d'humectation et donc la fragmentation produite par le gonflement du sol. Le C organique a donc des effets sur la structure du sol et par conséquent sur la capacité du sol à retenir et transférer l'eau. De plus, la relation entre le taux de C organique dans le sol et les propriétés hydrauliques est affectée par la texture, et plus particulièrement par la teneur en argile (Rawls et al., 2003). En effet, le taux d'argile a des effets sur la structure et par conséquent sur les propriétés hydrauliques du sol induites par les phénomènes de gonflement et de dispersion (Bronick et Lal, 2005).

Concernant la rétention de l'eau dans le sol, de nombreuses études reportent les effets du C organique sur cette propriété. Le Tableau I.2 montre l'influence du C organique sur la rétention de l'eau pour des potentiels matriciels de -33 et -1500 kPa. Les résultats observés sont parfois contradictoires probablement dus aux contextes d'étude contrastés et très spécifiques et à la faible teneur en C organique dans certains sols étudiés (par exemple Lal (1979), Danalatos et al. (1994) et Rawls et al. (2003)).

Tableau I.2- Effet du C organique sur la rétention de l'eau des sols pour deux valeurs de potentiels matriciels (d'après Rawls et al., 2003).

Auteurs	-33 kPa	-1500 kPa
Rawls et al. (2003)	Oui	Oui
Bauer et Black (1981)	Oui	Oui
Bell et van Keulen (1995)	Non	Oui
Beke et McCormick (1935)	Non	Oui
Petersen et al. (1968)	Non	Oui
Calhoun et al. (1973)	Oui	Non
Lal (1979)	Non	Non
Danalatos et al. (1994)	Non	Non
De Jong (1983)	Oui	Oui
Jamison et Kroth (1958)	Oui	Oui
Riley (1979)	Oui	Oui
McBride et MacIntosh (1984)	-	Oui
Salter et Haworth (1961)	Non	Non

Dans leur étude réalisée sur 12000 échantillons provenant de la base de données de l'USDA, Rawls et al. (2003) concluent que le taux de C organique i) a plus d'impact sur la teneur en eau à -33 kPa de potentiel matriciel que sur la teneur en eau à -1500 kPa, et ii) a plus d'impact sur la rétention de l'eau des sols de texture grossière que sur la rétention de l'eau dans les sols de texture fine.

Les études sur les effets de la teneur en C organique et de la teneur en argile sur la conductivité hydraulique (K_s et $K(h)$) sont moins nombreuses que pour la rétention de l'eau dans le sol (Rawls et al., 2004). Børgesen et al. (2006) ont montré que les variations de la conductivité hydraulique $K(h)$, pour une gamme allant de la saturation à un potentiel de -4 cm, sont plus importantes que pour les sols sableux par rapport aux sols argileux, en moyenne d'un ordre de grandeur. Concernant K_s , Jarvis et al. (2013) ont montré que cette propriété dépend plus fortement de la densité apparente, du taux de C organique et de l'occupation du sol que du taux d'argile. Leur étude montre aussi que pour les sols argileux la contribution des macropores à la conductivité hydraulique proche de la saturation est plus importante que pour les sols ayant une autre texture. Ils obtiennent aussi une corrélation négative entre le taux de C organique et K_s , probablement à cause du phénomène d'hydrophobicité. En effet, l'association du carbone organique avec les minéraux argileux peut augmenter l'hydrophobicité (réduire la mouillabilité) d'un sol (Chenu et al., 2000). L'hydrophobicité peut favoriser l'apparition des écoulements dans la macroporosité du sol (écoulements rapides en condition de non équilibre) et donc affecter la conductivité hydraulique (Jarvis et al., 2008).

1.4.3. La nature minéralogique des argiles

L'étude des sols argileux est complexe en raison de l'interaction étroite entre les propriétés structurales et hydrauliques. De plus ces propriétés évoluent dans le temps sous l'effet des phénomènes de retrait et gonflement (Bernard-Ubertosi et al., 2009). En effet, les propriétés hydrauliques du sol sont fortement liées à leur teneur en argile et à la nature de minéraux argileux (Briet et Tessier, 2000). Dans le sol contenant des minéraux argileux dit expansifs comme la montmorillonite, le retrait et gonflement affectent leur capacité à retenir et transférer l'eau.

Messing et Jarvis (1990) ont montré que les sols avec des fortes capacités de retrait et de gonflement présentent une variabilité saisonnière très importante entre l'été, l'automne et le printemps. En effet, le retrait des sols argileux gonflants dans les périodes plus sèches entraînent l'apparition de fissures et donc d'écoulements préférentiels. Dudoignon et al.

(2007) ont montré que la principale conséquence de la dessiccation des sols « en place » est l'apparition des fissures et la formation d'une structure verticale prismatique. Par exemple, Zhou et al. (2008) ont reporté une augmentation de la conductivité hydraulique dans des conditions sèches à cause des écoulements plus rapides dans la macroporosité du sol issues des fissures de retrait et des galeries créées par les vers de terre. Enfin, le tassement des sols argileux gonflants induit le réarrangement des minéraux argileux et la fermeture associée de pores, ces conséquences pouvant être irréversibles (Bernard-Ubertosi et al., 2009).

I.4.4. La variabilité des propriétés du sol

McBratney (1992) identifie le terme « variabilité » comme étant le mieux adapté pour décrire le caractère non intrinsèque des propriétés hydrauliques du sol. En effet, les propriétés physiques et hydrauliques des sols présentent des changements en continu dans l'espace et dans le temps. Cette évolution peut être considérée comme une conséquence des différentes combinaisons possibles des facteurs affectant ces propriétés (Hillel, 1998). Les causes de la variabilité dans le temps et dans l'espace peuvent être à la fois naturelles et anthropiques. La variabilité naturelle résulte de la nature intrinsèquement hétérogène du sol et la variabilité anthropique résulte des différentes techniques culturales appliquées sur le sol, tels que le travail du sol, la fertilisation, l'irrigation et le drainage, entre autres.

Une propriété hydraulique du sol illustrant les conséquences de la variabilité naturelle est la conductivité hydraulique. Bagarello et al. (2010) ont montré qu'à cause de la variabilité élevée de cette propriété, il est nécessaire de travailler avec au minimum 84 répétitions ou échantillons pour obtenir une moyenne représentative du sol, tandis que 19 répétitions sont suffisantes pour évaluer la densité apparente. Par conséquent, il s'avère nécessaire d'identifier la variabilité avant de procéder à l'évaluation des différentes propriétés (Strudley et al., 2008).

I.4.5. Le travail du sol

Parmi les nombreuses techniques culturales existantes (fertilisation, irrigation, traitement phytosanitaire...), le travail du sol est probablement la technique qui a le plus d'influence sur les propriétés physiques et hydrauliques du sol (Strudley et al., 2008). Le travail du sol se définit comme toute action mécanique réalisée à l'aide de divers types d'outils pour amener le sol à un état physique souhaité comme par exemple : i) création d'un état favorable à la germination des graines et au bon développement racinaire, ii) enfouissement et mélange des résidus de récoltes, des amendements et des engrais organiques et minéraux, iii) destruction de la flore adventice, et iv) contrôle et lutte contre l'érosion (Mathieu et Lozet, 2011).

En fonction du degré d'intensification du travail du sol (par ex. travail du sol intensif, modéré, faible, nul...), plusieurs modalités de travail du sol peuvent être identifiées, dont les plus documentées dans la littérature sont : le travail du sol conventionnel (*conventional tillage* en anglais), le travail du sol modéré ou réduit (en comparaison au travail conventionnel) (*conservation tillage* en anglais) et absence de travail du sol ou semis direct (*no till* en anglais).

Les effets des modalités de travail du sol et des différentes techniques culturales sur les propriétés physiques et hydrauliques du sol peuvent être groupés en 2 types : i) les effets à court terme (par ex. nombre de jours après une intervention culturale donnée ou à l'échelle de la saison) qui sont généralement des effets d'une technique particulière du travail du sol et dont la variabilité dans l'espace est souvent caractérisée, et ii) les effets « cumulatifs » à long terme qui sont induits par les modalités de travail du sol et dont la variabilité spatiale n'est représentée que par la moyenne des propriétés et leur écart type. L'interaction des effets dus à la variabilité naturelle des propriétés du sol avec les effets dus au travail du sol et ses modalités peut rendre difficile d'isoler les derniers. Strudley et al. (2008) identifient la conductivité hydraulique, K_s et $K(h)$, comme un « mauvais » indicateur de la réponse hydraulique du sol aux différentes modalités de travail du sol, en raison de sa forte variabilité naturelle. En effet, la variabilité naturelle peut masquer les effets du travail du sol ou des modalités sur les propriétés hydrauliques (Green et al., 2003 ; Strudley et al., 2008).

1.4.5.1. Effets à court terme

Les travaux cités par Strudley et al. (2008) ont compilé un nombre très conséquent d'études concernant les effets transitoires du travail du sol sur les propriétés hydrauliques. Les principaux effets sur la couche de sol travaillé sont : l'augmentation de la porosité, la réduction de la densité apparente, et l'augmentation de rétention de l'eau et de la conductivité hydraulique. Ce sont des effets à court terme ou effets transitoires (Alletto et Coquet, 2009) car ils ont lieu généralement pendant la période de croissance de la culture. Les évolutions des propriétés sont influencées par plusieurs facteurs : les précipitations, les cycles d'alternance dessiccation / réhumectation causant les phénomènes de gonflement et retrait des sols argileux, l'enracinement des cultures, la reconsolidation de la structure du sol provoquant la fermeture de la porosité (Alletto et Coquet, 2009; Castellini et Ventrella, 2012; Daraghmeh et al., 2008; Jirků et al., 2013). Toutefois, en ce qui concerne la porosité active, qui participe au transfert de l'eau dans le sol, les effets de ces facteurs peuvent également entraîner une légère

augmentation de cette porosité pendant le printemps et l'été, probablement due à la création de pores biologiques (racines, galeries de vers de terre) et de fissures (Schwen et al., 2011b).

Bodner et al. (2013) ont ainsi étudié les effets à court terme de la préparation mécanique du lit de semence sur la valeur de $K(h)$ et sur la distribution de la porosité pour 3 systèmes de culture sous couvert pendant 3 années consécutives sur un sol limoneux. Ils ont estimé que les effets de reconsolidation après le travail du sol durent 18 mois, temps après lequel le sol récupère ses propriétés existantes avant l'opération de travail du sol.

I.4.5.2. Effets à long terme

Les travaux publiés par Green et al. (2003), Strudley et al. (2008) et Verhulst et al. (2010) constituent une source bibliographique importante sur les effets à long terme des modalités de travail du sol. Ils s'accordent à conclure que les résultats obtenus sont parfois contradictoires en regard des différents types de sol, conditions climatiques et techniques culturales analysées. Toutefois, malgré la difficulté à déduire des tendances générales, leurs principales conclusions concernant les effets à long terme sont les suivants :

- i) la macroporosité totale semble diminuer en semis direct et travail du sol réduit par rapport au travail du sol conventionnel (Verhulst et al., 2010), toutefois la connectivité des macropores semble augmenter et rester stable dans le sol en semis direct (Green et al., 2003; Schwen et al., 2011b; Strudley et al., 2008; Verhulst et al., 2010);
- ii) les flux d'infiltration ainsi que les valeurs de K_s et $K(h)$ semblent être supérieures pour les sols en travail de sol réduit et semis direct présentant plus de connectivité de macropores (Alvarez et Steinbach, 2009; Green et al., 2003; Strudley et al., 2008; Verhulst et al., 2010);
- iii) la rétention de l'eau dans le sol semble être plus importante dans les sols en semis direct et en travail de sol réduit par rapport au travail du sol conventionnel (Abu et Abubakar, 2013; Alvarez et Steinbach, 2009; Schwen et al., 2011a; Strudley et al., 2008; Verhulst et al., 2010).

Cependant, des études récentes ont contredit ces grandes tendances. Par exemple, Alletto et al. (2010b) ont montré des valeurs de $K(h)$ comparables à la surface d'un sol limon-sableux en modalités de travail de sol réduit et conventionnel. Castellini et Ventrella (2012), dans une étude conduite sur un sol argileux où la caractérisation de la conductivité hydraulique a été réalisée à la fin de la période de croissance (printemps) de 3 années consécutives, a montré

également des valeurs de $K(h)$ équivalentes entre les modalités de travail du sol réduit et conventionnel.

En dehors de l'effet propre des modalités de travail du sol conventionnel, réduit et semis direct, les effets de ces modalités combinés avec une couverture végétale pendant l'hiver ainsi que les effets de la rotation de cultures ont été aussi évalués sur le long terme. Dans une étude portant sur les effets de diverses modalités de travail du sol avec et sans couverture végétale sur plusieurs paramètres caractérisant la porosité du sol (porosité totale, porosité remplis par l'air, distribution de pores), Abdollahi et al. (2014) ont mis en évidence des effets plus importants dus à la couverture végétale sur la porosité par rapport à ceux dus aux modalités de travail du sol. Leurs résultats montrent que la couverture végétale favorise la connectivité des macropores dans le sol favorisant ainsi le transfert de l'eau et la croissance racinaire et diminuant les effets négatifs de la présence d'une semelle de labour dans les sols travaillés. Concernant la rotation de cultures, Boizard et al. (2002) ont étudié la structure de la couche travaillée d'un sol limoneux sous les effets de différentes rotations de cultures et de diverses dates de semis et de récolte (précoce vs. tardive). Leur étude s'appuie sur la description visuelle du profil (Dubus et al., 2002; Manichon et Gautronneau, 1987) pour caractériser les zones plus compactes résultants du travail du sol (zones Δ) pendant 12 années. Leurs résultats montrent : i) la réversibilité de la dégradation de la structure du sol pour tous les systèmes de culture étudiés et, ii) les effets combinés du climat et des systèmes de culture sur la distribution de zones Δ dans la couche du sol travaillé et dans les temps.

I.4.5.3. Effets à l'échelle du profil du sol

Des efforts d'analyse considérables ont porté sur les effets des opérations et des modalités de travail du sol sur la variabilité spatiale « en 2 dimensions » des propriétés hydrauliques du sol. Néanmoins, les changements verticaux dans les profils de sols sont moins documentés dans la littérature (Schwen et al., 2014).

Une des hypothèses communes entre la plupart des études est que les variations des propriétés du sol à l'échelle verticale se limitent à la couche de sol affectée par le travail du sol et donc que la couche du sol non travaillée est supposée non affectée par le travail du sol. Cette hypothèse suppose donc une différenciation des propriétés hydrauliques entre la couche de sol travaillée et la couche de sol non travaillée sous-jacente. L'étude réalisée par Ndiaye et al. (2007) portant sur les effets à long terme (22 années) sur K_s et $K(h)$ de 2 modalités culturales (maïs avec fertilisation minérale et rotation ray-grass/maïs et une année sur 3 avec fertilisation

organique) pour des sols limoneux ont validé cette hypothèse. En effet, seule la couche du sol travaillée présente des effets du travail du sol sur $K(h)$. De la même manière, Coquet et al. (2005) ont étudié la variabilité verticale de $K(h)$ pour 3 profils de sols limoneux cultivés. Leurs résultats ont montré des effets du travail du sol sur $K(h)$ uniquement dans la couche superficielle du sol, avec de plus faibles valeurs de $K(h)$ obtenues pour l'horizon superficiel du sol par rapport aux horizons non travaillés. Néanmoins Comia et al. (1994), dans son étude réalisée après 8 années d'expérimentation sur des sols argileux et argilo - limoneux, ont trouvé des connectivités de pores plus élevées en travail du sol réduit par rapport aux sols en travail conventionnel sur la hauteur du profil de sol étudié (jusqu'à 30 cm). Dans la couche du sol non travaillée (25-30 cm), K_s et le volume de pores de diamètre équivalent ($> 100 \mu m$) ont été ainsi plus élevés pour le sol en travail réduit.

Messing et Jarvis (1990), dans leur étude réalisée sur la conductivité hydraulique mesurée *in situ* pour 2 sols argileux suédois à l'échelle de la saison culturale, ont mis en évidence des variations saisonnières dans la couche de sol non travaillée jusqu'à 80 cm de profondeur pour le sol présentant des capacités de retrait et gonflement plus élevés (retrait normal).

Certains vertisols étudiés par Lin et al. (1998) montrent, en conditions humides, des vitesses d'infiltration plus importantes pour les horizons Ap (horizons travaillés) par comparaison aux horizons B et C (horizons non travaillés). Ceci a été expliqué par une diminution des activités biologiques et des fissures avec la profondeur dans des conditions proches de la saturation, ainsi que par une semelle de labour identifiée dans l'horizon Ap2 empêchant l'écoulement vers les horizons plus profonds. Cependant dans des conditions plus sèches, des écoulements dans la macroporosité du sol ont été observés, probablement dus à la formation de fissures de retrait et le développement de racines au travers la semelle de labour.

Enfin, Alletto et al. (2010b) ont aussi évalué les différences de valeurs de $K(h)$ entre la couche du sol travaillée et non travaillée pour 2 modalités de travail du sol (monoculture de maïs en travail du sol conventionnel et réduit depuis 5 années) d'un luvisol (horizon de surface de texture limoneuse posé sur un horizon illuvial argileux). Leurs résultats ont montré plus de variabilité spatiale des propriétés hydrauliques pour le sol en travail conventionnel que pour le sol en travail réduit. Ils ont également montré des différences entre les valeurs de $K(h)$ de la couche travaillée et de l'horizon sous-jacent. Cette différence est plus marquée en travail conventionnel. En plus, cette étude a permis d'identifier deux zones dans la couche du sol travaillée qui favorisent le transfert de l'eau dans le sol, correspondant à la porosité inter-agrégat, constituée par d'une part les galeries de verres de terre et d'autre part les fissures.

I.4.6. Les systèmes de culture

En France, la signification de l'expression « système de culture » n'est pas complètement équivalente à celle de *cropping system* dans les pays anglophones. Le système de culture est donc défini comme suit :

« *Le système de culture correspond à l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées manière identique. Chaque système de culture se définit par i) la nature de cultures, ii) leur ordre de succession, et (iii) les itinéraires techniques appliqués (c'est-à-dire la suite logique et ordonnée des interventions culturales)* » (Gras, 1990; Sebillotte, 1990).

D'après Papy (2013), l'application du concept de système de culture a permis de comprendre : i) les causes de la variabilité des rendements grâce à l'identification de systèmes de culture identiques ou très similaires à l'échelle régionale (Doré et al., 1997), ii) les interactions entre cultures qui se succèdent au travers de l'étude des effets cumulatifs ou de l'effet « précédent » et/ou « suivant » d'une succession de cultures. Ainsi, le concept du système de culture a été appliqué dans des études portant sur le processus de lixiviation de l'azote (Meynard et al., 1997), la structure du sol et les risques d'érosion (Boizard et al., 2002) et sur l'évolution de la flore adventice (Chikowo et al., 2009).

Les mots clés, *ensemble et succession*, proposés dans la définition ci-dessus ont un rôle déterminant pour l'évaluation des systèmes de culture. Ils font appel aux notions d'effets cumulatifs et d'analyse à long terme. Ainsi, l'étude des effets cumulatifs sur le long terme est probablement l'approche la mieux adaptée pour déduire les tendances induites par les effets des systèmes de culture.

I.5. Vers la modélisation du devenir des pesticides dans le sol

L'eau constitue le principal vecteur de transport de pesticides dans le sol (Grébil et al., 2001). Les propriétés hydrauliques du sol jouent donc un rôle essentiel. L'objet de ce sous-chapitre est de préciser le rôle et l'importance des propriétés hydrauliques du sol et des processus de transfert de l'eau dans le but de modéliser ce processus. Dans un premier temps, seront précisés tous les processus impliqués dans la dissipation des pesticides et plus particulièrement le processus de lixiviation. Dans un 2^{ème} temps sera examiné l'intérêt d'une approche par modélisation. Enfin une description et une comparaison des principaux modèles de transfert de pesticides adaptés au contexte de notre étude seront présentées.

I.5.1. La dissipation des pesticides dans le sol

La dissipation des pesticides dans le sol est le résultat de plusieurs processus ayant pour effet

la disparition des produits. Il s'agit principalement de la rétention des produits phytosanitaires dans la matrice du sol, de la dégradation et des transferts (Calvet, 2005) (Figure 1.11). Les synthèses bibliographiques réalisées par Alletto et al. (2010a) et Queyrel (2014) décrivent finement ces processus. En résumé, la rétention est caractérisée majoritairement par le processus de sorption (adsorption et désorption) défini comme le passage d'un soluté de la phase liquide à la surface d'un adsorbant solide (particules de sol, agrégats) (Calvet, 1989). La capacité de sorption d'une molécule est mesurée par le coefficient linéaire d'adsorption K_d ou par le coefficient linéaire d'adsorption normalisé K_{oc} .

La dégradation (physico-chimique et biologique) correspond à la transformation partielle ou complète des molécules appliquées. Les transformations partielles sont à l'origine de l'apparition de nouvelles molécules appelées métabolites aux propriétés souvent différentes de leur molécule mère (Yaron, 1989). La biodégradation (par les bactéries et par les champignons) est le processus de dégradation dominant dans le sol. La demi-vie de la molécule (DT50) correspond au temps nécessaire pour dégrader ou transformer 50 % de la molécule appliquée. La DT50 dépend de nombreux facteurs tels que le rayonnement ultraviolet, la température et la teneur en eau du sol, le taux de C organique, la teneur en argile et le pH du sol. En raison de ces facteurs, la dégradation des pesticides est plus importante proche de la surface du sol que dans les horizons plus profonds (McCauley et Jones, 2005).

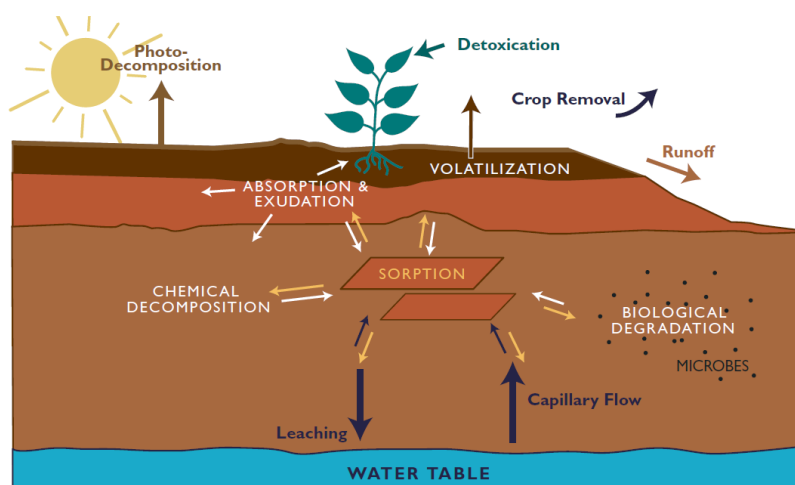


Figure I.11- Devenir des pesticides dans l'environnement. Dans le sol 3 processus sont distingués principalement : la dégradation (chimique et biologique), la rétention majoritairement caractérisée par la sorption (adsorption et désorption) et le transfert principalement caractérisé par la lixiviation vers la nappe phréatique (d'après McCauley et Jones, 2005).

Enfin, le transfert comprend des processus clés pour la dissipation de pesticides dans l'environnement tels que la volatilisation, le ruissellement et la lixiviation. De plus, ils sont

intiment associés au transfert de l'eau dans le sol (Queyrel, 2014). Leur impact sur l'environnement dépendra des conditions et formes d'application (en phase liquide, aérosol ou solution ou en phase solide, poudre, poussières, microcapsule ou granulés), des propriétés des pesticides (DT50, Koc, solubilité), des conditions climatiques (vent, température, intensité de la pluie et intervalle de temps entre l'application et le premier évènement pluvieux) et des propriétés du sol (état hydrique initial, propriétés hydrauliques, structure, teneurs en C organique et argile) lesquelles peuvent être affectées par le travail du sol (Alletto et al., 2010a).

Le processus de transfert des matières actives dissoutes vers les eaux souterraines est nommé lixiviation. Ce processus est dû à l'action des trois phénomènes de transport : diffusion moléculaire, convection et dispersion hydrodynamique. Ces phénomènes de transport ont lieu le plus souvent en milieu non saturé et au cours de l'infiltration. Ils sont fortement influencés par le processus d'adsorption et la structure du sol. Ainsi, une faible adsorption et une abondance de macropores (galeries de vers de terre et des racines, porosité inter-agrégat et fissures de retrait) favorisera la lixiviation (Calvet, 2005).

Tableau I.3- Caractéristiques des pesticides couramment utilisés dans le Wyoming et la Montana, USA (d'après McCauley et Jones, 2005).

Nom chimique	Solubilité ¹	Demi-vie moyenne ²	Coefficient de sorption (Koc) ¹	Potentiel de lixiviation
	ppm		µg/g	
2,4-D amine	796000	10 (7-21)	20	Moyenne
Atrazine	700-815	60- 150	100	Elevée
Bromacil	40-120	60-240	32	Elevée
Carbaryl	400000	10 (7-28)	300	Basse
Dicamba	0,1	<14-75	2	Elevée
Diflubenzuron	12000	7	10000	Basse
Glyphosate	145	47 (1-174)	24000	Basse
Malathion	9500	1	1800	Basse
Metsulfuron	430	30 (14-180)	35	Elevée
Picloram	670-750	90 (20-300)	16	Elevée
Prometon	440	500	150	Elevée
Triclopyr	796000	46	20	Très élevée

¹ Les valeurs de solubilité et Koc correspondent à un pH 7.

² Les valeurs de la demi-vie des molécules sont établies à une température de 19.4 °C.

En effet, la présence de macropores augmente l'occurrence des écoulements préférentiels lesquels ne permettent pas l'établissement de l'équilibre entre la solution et la phase solide du sol. Ainsi, l'effet des processus d'adsorption et de dégradation est limité et la lixiviation des matières actives et de ses métabolites vers la zone saturée du sol est ainsi favorisée (Aldanondo, 1981; Borggaard et Gimsing, 2008; Queyrel, 2014; Schoen et al., 1999).

La capacité d'une molécule à se transférer dans le sol par lixiviation dépendra des processus de dégradation et de rétention, lesquels dépendent des propriétés de la molécule entre autres facteurs. En général, les pesticides avec une haute solubilité, une demi-vie longue et un faible coefficient de sorption (par ex. $K_{oc} < 300 \mu g\ g^{-1}$) sont les plus sensibles à la lixiviation, surtout dans les sols avec de hautes capacités d'infiltration et présentant des écoulements préférentiels (Tableau I.3) (McCauley et Jones, 2005).

1.5.2. Intérêt d'une approche par modélisation

Les concentrations et les quantités de pesticides lixiviés sont très variables d'une étude à l'autre. Ainsi, les concentrations maximales mesurées de pesticides ne sont corrélées ni à la solubilité ni au coefficient d'adsorption ou à la demi-vie de la molécule (Dousset, 2005). De nombreux facteurs influencent, à des degrés divers, la dissipation des pesticides dans les sols : structure du sol, teneur en eau du sol, type d'irrigation, travail du sol, formulation du pesticide, temps entre le traitement et les événements pluvieux (Flury, 1996). Plusieurs synthèses des travaux existants (Brown et Van Beinum, 2009; Dousset, 2005; Kördel et al., 2008) ont tenté de déterminer les facteurs influençant la lixiviation des pesticides, toutefois la variabilité des résultats implique la prudence.

Ainsi, l'ensemble des travaux réalisés montrent la diversité des situations et les difficultés à établir des relations simples entre les quantités de produits retrouvées dans l'environnement et les propriétés physico-chimiques de la molécule en raison du grand nombre de paramètres qui interagissent à l'échelle de la parcelle (propriétés du sol, conditions climatiques, systèmes de drainage, conditions d'application de la molécule, type de prélèvements...). En raison de la complexité des interactions à prendre en compte, et dans un contexte d'évaluation du devenir des pesticides dans les systèmes de culture, une approche par modélisation est nécessaire.

Si l'utilisation de modèles ne peut pas remplacer les études sur le terrain, ceux-ci nous aident à mieux comprendre les interactions complexes entre les différents processus et permettent d'étendre les résultats au-delà des sites expérimentaux et des années étudiées (Ma et al., 2007). L'objectif principal de la modélisation est d'intégrer les différents mécanismes de dissipation

et leur variation en fonction des conditions du milieu et des caractéristiques de chaque molécule appliquée. Pour ce faire, les modèles de transfert de pesticides s'appuient sur une batterie de formalismes destinées à reproduire de manière simplifiée les principaux mécanismes impliqués dans le devenir des pesticides dans l'environnement (Queyrel, 2014).

1.5.3. Description et comparaison des modèles du transfert des pesticides dans le sol

Des nombreux modèles, avec des degrés de complexité variés pour des applications à différents échelles, ont été développés pendant les dernières décades. D'une part ils peuvent être classifiés en modèles déterministes et en modèles stochastiques et d'une autre part, en modèles mécanistes et en modèles fonctionnels (Vauclin, 1994). Les modèles stochastiques, basés sur des fonctions de probabilité décrivant de manière statistique une propriété du système, ne reçoivent que peu d'attention dans le cadre de l'étude du devenir de pesticides dans le sol à l'échelle de la parcelle. A contrario, un grand nombre de modèles déterministes utilisant des formulations mathématiques plus au moins complexes, ont été développés depuis les années 1980 (Köhne et al., 2009). Les modèles mécanistes intègrent la plupart de processus, lesquels sont basés sur les lois de la physique, de la chimie et de la biologie. Par contre les modèles fonctionnels décrivent un nombre plus simplifié de processus, ce qui implique une réduction considérable du nombre de données d'entrée nécessaires pour la modélisation (Arheimer et Olsson, 2003; Vauclin, 1994)

Queyrel (2014) a récemment inventorié et comparé un nombre conséquent de modèles. Son étude met en évidence une différenciation des modèles majoritairement dû aux formalismes qui décrivent le processus de transfert. En effet, parmi les 17 modèles présentés il existe une grande similitude des approches décrivant les processus de rétention et de dégradation. Ainsi, selon les approches décrivant le processus de transfert, il a distingué 3 groupes de modèles : i) les modèles basés sur l'équation de Richards (modèles déterministes-mécanistes d'après Vauclin (1994)), ii) les modèles capacitifs (modèles déterministes-fonctionnels d'après Vauclin (1994)) et, iii) les modèles agronomiques intégrant le transfert de pesticides.

Les modèles déterministes-mécanistes basés sur l'équation de Richards ont comme principale caractéristique d'intégrer le transfert préférentiel d'eau et des solutés dans le sol. D'après Bergström et Jarvis (1994) et Simunek (2005), le transfert préférentiel est souvent décrit par différentes approches : eau mobile/immobile, double porosité, double perméabilité, multi-porosité, et multi-perméabilité. L'approche eau mobile/immobile est la plus simple : elle se base sur la présence de deux zones différentes dans le sol dont une seule contribue au transfert. Les approches à double porosité et double perméabilité assument que la porosité du

sol est constitué par 2 zones interagissant entre elles, la microporosité (intra-agrégats) et la macroporosité (inter-agrégats, fissures...). Tandis que l'approche à double porosité propose un transfert nul dans la microporosité contrairement à l'approche à double perméabilité qui permet quant à elle le transfert dans la microporosité. Similairement aux approches à double porosité et à double perméabilité, les approches à multi-porosité et multi-perméabilité incluent des interactions entre les deux porosités. Par ailleurs, les solutions de l'équation de Richards nécessitent la connaissance des fonctions hydrauliques des sols non saturés telles que la rétention de l'eau dans le sol $\theta(h)$ et la conductivité hydraulique non saturé $K(h)$ (paragraphe I.2.). Sous certaines conditions l'équation de convection-dispersion est une équation linéaire tandis que l'équation de Richards est généralement fortement non linéaire en raison de la non-linéarité des propriétés hydrauliques du sol. Par conséquent, la modélisation de la majorité des processus se produisant dans la zone non saturée du sol exigent une résolution numérique de l'équation de Richards (Simunek, 2005).

Les modèles déterministes-fonctionnels couramment connus comme les modèles capacitifs (Queyrel, 2014; Vauclin, 1994), se basent sur une description du sol comme une succession de réservoirs qui se remplissent les uns après les autres. Chaque réservoir est caractérisé par une série des paramètres tels que les humidités caractéristiques (capacité au champ, point de flétrissement et teneur en eau résiduelle) et la densité apparente. Le nombre nécessaire de paramètres d'entrée est ainsi réduit, mais ce type d'approximation rend l'interprétation physique des résultats difficile (Jarvis et al., 1991). La plus grande limite de ce type de modèles est l'absence d'écoulements préférentiels pour la plupart d'entre eux. En effet, ils font l'hypothèse que le transport de solutés se produit uniquement dans la microporosité du sol.

Enfin, les modèles agronomiques se caractérisent par leur représentation détaillée du fonctionnement de la plante et de l'effet des techniques culturales sur le fonctionnement du système sol-plante-eau-atmosphère. Dans ces modèles, peut être notamment décrit l'impact de techniques culturales sur le transfert de pesticides. Néanmoins, leur principal défaut est le grand nombre de paramètres agronomiques requis, paramètres qui sont souvent peu ou pas mesurables ou documentés.

Dans le cadre d'un programme de recherche auquel cette étude forme partie (*System ECO Puissance 4*²) et sur la base de la classification des modèles proposés par Queyrel (2014), une comparaison des modèles de transfert de pesticides adapté à la problématique de notre étude est présentée. Les modèles choisis sont : i) les modèles déterministes-mécanistes basés sur l'équation de Richards (qui ont été choisis pour le projet *System ECO Puissance 4*), MACRO (Jarvis et al., 1991) et PEARL (Leistra et al., 2000) couplés avec le modèle hydrologique SWAP (Van Dam et al., 1997) ainsi que le modèle capacitif PRZM-2 (Mullins et al., 1993); ii) le modèle déterministe-mécaniste HYDRUS (Simunek et al., 1996; Simunek et al., 2005) choisi pour sa vaste utilisation à l'international, et iii) le modèle capacitif-agronomique récemment développé PeStics (Queyrel, 2014) issu du couplage du modèle agronomique STICS (Brisson et al., 2002) et d'un modèle de transfert de pesticides (Tableau I.4).

Le contexte d'utilisation et les limites des modèles sont déterminés par une évaluation de la capacité à pouvoir simuler le comportement réel des pesticides dans l'environnement. Une des façons d'évaluer le modèle consiste en une comparaison entre les prédictions du modèle et un jeu de données mesurées (Bergström et Jarvis, 1994; Vanclooster et al., 2000; Walker et al., 1995). Pour les modèles déterministes, l'évaluation de la performance passe par la collecte d'un jeu de données de qualité dont on connaît la variabilité et l'incertitude et par le choix d'indicateurs de performance du modèle, ce qui rend l'évaluation ardue (Dubus et al., 2002).

De plus, il est souvent difficile d'obtenir à la fois une bonne description du régime hydrique et une bonne description de l'évolution des concentrations de pesticides (Jarvis et al., 2000; Thorsen et al., 1998). Enfin, il n'existe pas de modèles spécifiques permettant de quantifier, de manière fiable, l'impact que pourraient avoir des changements de techniques culturales, visant à réduire l'utilisation des pesticides, sur l'environnement (contaminations des eaux souterraines par ex.). L'utilisation directe de modèles déterministes-mécanistes existants semblent toutefois possible pour répondre à cette problématique (Aubertot et al., 2005) ainsi que nouveaux modèles agronomiques couplés aux modèles de transfert de pesticides (par exemple PeStics (Queyrel, 2014)).

² 4 sites expérimentaux de l'INRA (2 à Toulouse, 1 à Mons et 1 à Dijon) sont étudiés dans le cadre du projet Dephy Ecophyto Expé : « Evaluation et modélisation quantitative multicritères de systèmes de culture en rupture à faible usage de pesticides en réseau multi-sites, répondant aux exigences Ecophyto 2018 » ou System Eco Puissance 4.

CHAPITRE I

Tableau I.4- : Comparaison des modèles de transfert des pesticides dans le sol (adapté de Calvet, 2005; Köhne et al., 2009; Queyrel, 2014).

Description	MACRO Jarvis et al. (1991)	PEARL-SWAP (Leistra et al., 2000); Van Dam et al., 1997)	PRZM2 Mullins et al. (1993)	HYDRUS 1D Simunek et al. (1996)	PeStics Queyrel (2014)
Type de modèle	Modèle déterministe-mécaniste (MSP, MDP)	Modèle déterministe-mécaniste (MSP)	Modèle capacitif	Modèle déterministe-mécaniste (MSP, MIM, MDP,MDP-MIM)	Modèle capacitif-agronomique
Transport de l'eau en milieu non saturé	Richards (microporosité) Transfert gravitaire (macroporosité)	Richards (microporosité)	Capacitif	Richards (microporosité)	Capacitif
Transport de solutés	Convection-dispersion (microporosité) Convection (macroporosité)	Convection-dispersion (microporosité)	Convection-dispersion ¹	Convection-dispersion (microporosité) Convection-dispersion (macroporosité)	Convection-dispersion ¹
Sorption	Oui (micro- et macroporosité)	Oui (microporosité)	Oui	Oui (micro- et macroporosité)	Oui
Dégradation	Oui (micro- et macroporosité)	Oui (microporosité)	Oui	Oui (micro- et macroporosité)	Oui
Volatilisation	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Ruissellement	(Oui)	Non	Oui	(Oui)	Oui
Solutés dans le ruissellement	Non	Non	Oui	Non	Non
Prélèvement par les racines	Eau et solutés	Eau et solutés	Solutés	Eau et solutés	Eau
Techniques culturales	Rotation de cultures, travail du sol, conditions d'application de pesticides	Irrigation, rotation de cultures	Non	Non	Diverses techniques
Autres caractéristiques	Retrait-gonflement (pente de la courbe de retrait), métabolites, écoulement vers les drains	Métabolites, écoulement vers les drains, interception des solutés par le sol et les plantes	Erosion, métabolites, interception d'eau et solutés par les plantes	Transport CO ₂ , métabolites	Double cinétique d'adsorption

MIM, modèle mobile/immobile, MSP, modèle simple porosité; MDP, modèle double porosité, MDP-MIM, modèle double porosité couplé avec mobile/immobile; (Oui) signifie : est considéré mais de façon simplifiée

¹ Le transport de solutés pour les modèles capacitifs et agronomiques repose sur le principe des « cellules de mélange » (Van Der Ploeg et al., 1995) utilisé par le modèle de transfert LIXIM (Mary et al., 1999).

CHAPITRE II- Contexte expérimental

II.1. Le site expérimental

II.1.1. Localisation et contexte pédoclimatique

L'étude a été conduite à l'Unité expérimentale de l'INRA Dijon-Epoisses située sur la commune de Bretenière à 20 km de Dijon (47°20'N, 5°2'E). Le site est soumis à un climat de type semi-continental, avec une moyenne des précipitations de 792 ± 88 mm pour la période de notre étude (2010/2011-2013/2014). Elles sont abondantes et surtout marquées durant la période estivale et durant l'automne, avec des valeurs maximales enregistrées au mois de juillet qui ont été en moyenne de 99 ± 17 mm pour la période étudiée. La moyenne des températures annuelle est de 11.1°C.

L'unité expérimentale dispose de sa propre station météorologique (INRA-Bretenière). La Figure II.1 montre ainsi les précipitations et l'ETP moyennes mensuelles pour la période étudiée. Les données ont été recueillies et mises à disposition par le service INRA CLIMATIK³.

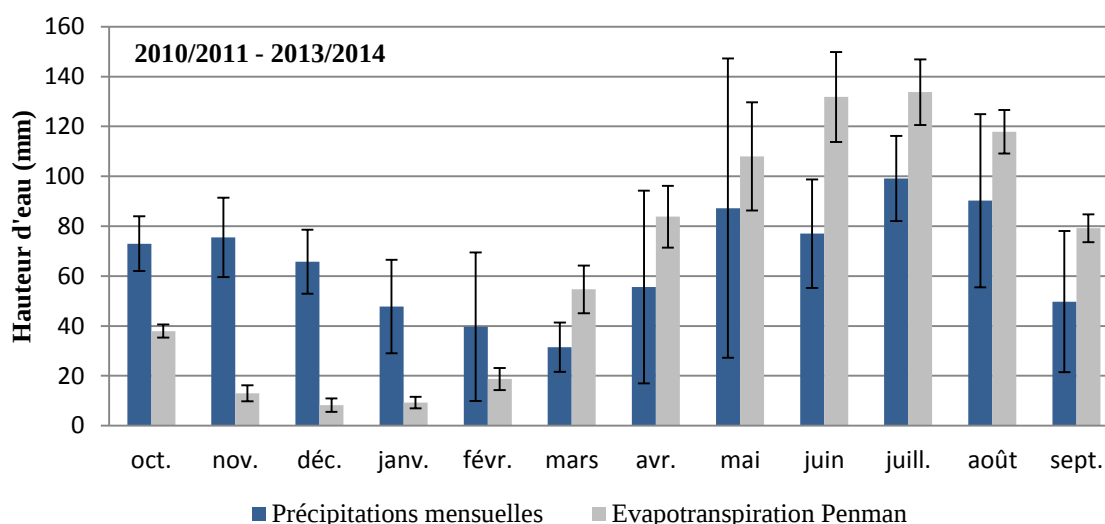


Figure II.1 - Précipitations et ETP moyennes mensuelles pour la période 2010/2011-2013/2014. Les barres d'erreurs représentent l'écart-type.

D'un point de vue géologique, le site se situe au bord du bassin d'effondrement de la Bresse, à quelques dizaines de km de la côte viticole (dernière marche du jurassique). Ce fossé

³ <https://intranet.inra.fr/climatik/do/welcome?ticket=ST-1183453-DNsJN5iRclCcSdT92ThC-cas>

d'effondrement d'âge diocène (-34 M années) mis en place par distorsion de la formation des Alpes s'est progressivement rempli au quaternaire. Les variations du niveau de la Saône ont entraîné, par alternance de périodes de remplissage et d'érosion, la formation de terrasses emboîtées. Plusieurs niveaux mis en place durant le quaternaire récent sont distingués. Dans la plaine de l'Ouche les alluvions récentes (indice de terrain $Fzbc(g)$) sont formées par 3 à 6 m de graviers et sables grossiers calcaires posés sur la terrasse formée par les alluvions anciennes 15-17 m (indice de terrain Fx). Ces alluvions récentes sont recouvertes par une faible épaisseur de limons de quelque décimètres à 1 mètre sur lesquels se développe le sol (Chrétien, 1976 ; Clair, 1982). Le Tableau II.1 présente le profil n°104 de la commune de Bretenière selon la carte géologique de Dijon (Clair, 1982).

Tableau II.1-Description du profil de sol correspondant au site d'étude (d'après Clair, 1982).

Indice terrain	Profondeur	Graviers	Argile (< 2 μ m)	Limons (2-50 μ m)	Sables (50-2000 μ m)	C org.	N total	pH
	cm	%	%	%	%	%	%	-
$Fzbc(g)$ Fx	10/22	0.5	38.5	55.5	6.0	13.5	1.5	7.15
	25/35	0	39.0	54.5	6.5	13.5	1.4	7.15
	40/60	0	52.5	41.0	6.5	7.5	1.0	7.10
	60/70	0.9	55.0	38.0	7.0	6.0	0.8	7.25

D'après le référentiel pédologique de Bourgogne (Chrétien, 2000), les sols présents sur le domaine appartiennent au pédopaysage des basses terrasses argileuses des plaines alluviales (Ouche, Tille). Il s'agit des CALCISOLS argileux, moyennement profonds à profonds (60 à 130 cm), argilo-limoneux à argileux (35 à 55 % d'argile), brun foncés, non calcaires, sur cailloutis calcaires à profondeur d'apparition très irrégulière et à nappe fluctuante. Selon le référentiel pédologique français (Baize et Girard, 2008), la séquence d'horizons de référence des CALCISOLS est : Aci ou LAci/Sci/Cca, R, M ou D.

II.1.2. L'essai PIC-adventices

Sur les 140 ha que compte l'unité expérimentale, 17 ha sont consacrés à une expérimentation de longue durée sur les systèmes de culture en protection intégrée de cultures (PIC) contre les adventices : l'essai PIC-adventices. L'expérimentation a été mise en place en 2000 afin d'évaluer la faisabilité de systèmes de culture PIC-adventices à faible dépendance en herbicides sur la base d'une analyse multicritère (Munier-Jolain et al., 2008). Cet essai est réparti en 2 îlots : A et D, comprenant chacun 5 parcelles. Les 2 îlots, distants d'environ 1 km,

supportent des systèmes de culture différents sur leurs 5 parcelles mais identiques pour ces 2 îlots (Figure II.2). Les parcelles sont drainées par un réseau de drains en poterie qui date de 1935 dont seule la carte de l'avant-projet a été réalisée. Ce réseau n'est pas en lien avec le découpage actuel des parcelles.



Figure II.2 - Vue aérienne des îlots A et D du site expérimental INRA Dijon-Epoisses.

Plusieurs études ont été conduites sur les systèmes de culture de l'essai PIC-adventices. Dans un premier temps, il s'est agi d'évaluer la performance des systèmes de culture sur leur capacité à gérer les adventices avec un recours réduit aux herbicides (réduction de 25 à 100% des quantités appliquées par rapport à la conduite de référence), ce qui a été établi après une étude sur une période de 6 ans (Chikowo et al., 2009). Par la suite, la performance des systèmes a été évaluée sur des critères sociaux et économiques, concluant à une viabilité dépendant à la fois des économies réalisées sur la lutte chimique et avec une meilleure gestion de l'azote et à plus forte raison dans le cas d'un plan d'aide publique (Munier-Jolain et Dongmo, 2010; Pardo et al., 2010). Puis, une analyse de cycle de vie a été réalisée pour les systèmes de culture étudiés, afin de caractériser l'empreinte environnementale des systèmes, théoriquement améliorée grâce à la protection intégrée des cultures (Deytieux et al., 2012). Plus récemment, une évaluation de l'impact de la combinaison de pratiques alternatives à l'usage d'herbicides sur les émissions de N_2O par les sols a été réalisée afin de contribuer à

l'analyse multicritère des systèmes de culture de l'îlot A de l'essai PIC-adventices (Vermue, 2014).

II.1.3. Les systèmes de culture étudiés

Les systèmes de culture étudiés correspondent aux 5 systèmes de culture de l'îlot A. Le choix de travailler sur un seul îlot se base sur la cartographie du sous-sol par des mesures de la résistivité électrique réalisées à l'automne 2011 dans le cadre du projet CAREX⁴ (Figure II.3). Ces résultats ont permis de mettre en évidence la forte variabilité naturelle de l'épaisseur du sol des parcelles de l'îlot D par rapport à l'îlot A. Ainsi, il a été choisi de conduire notre étude uniquement sur l'îlot A et de travailler sans répétition des systèmes. Ce choix a été motivé afin de caractériser au mieux l'effet des systèmes de culture sur la variabilité des propriétés hydrauliques du sol en minimisant les variations spatiales naturelles de ces propriétés, d'une parcelle à l'autre et à l'intérieur de chaque parcelle.

Le Tableau II.2 montre les principales caractéristiques des 5 systèmes de culture étudiés, un système de culture de référence représentant les pratiques des agriculteurs de la région (S1) et 4 systèmes à faible usage des herbicides (systèmes PIC S2, S3, S4 et S5). Pour réduire la dépendance aux herbicides des systèmes PIC-adventices, diverses combinaisons de pratiques agronomiques sont mises en œuvre telles que : i) la diversification des rotations (par exemple insertion d'une légumineuse, alternance de cultures de printemps et d'hiver), ii) la sélection de variétés compétitives (par ex. surface foliaire importante), iii) le semis à haute densité, précoces ou tardifs, permettant d'améliorer la compétitivité des cultures vis-à-vis des espèces adventices, iv) la gestion du travail du sol (par ex. travail du sol superficiel et semis direct), et v) les faux semis et les opérations de désherbage mécanique qui permettent de gérer le stock de graines adventices et les levées des adventices. La Figure II.4 montre les itinéraires techniques correspondant à la période de notre étude pour les pratiques culturelles de travail du sol et les applications d'herbicides (de la récolte 2011 à la récolte 2014). Les autres interventions de traitement chimique (insecticides, fongicide, etc) et d'application d'engrais sont présentés en Annexe 1.

⁴ CAREX, Projet de caractérisation des sols des unités expérimentales de l'INRA. Coordination M.N. Mistou, UMR Agronomie, INRA Versailles-Grignon.

Tableau II.2 - Spécificités des systèmes de culture de l'essai PIC-adventices.

Système	Description
S1	Référence locale conventionnelle Nombre moyen de labours par an : 1 ¹ ; Nombre moyen d'opérations de travail superficiel par an : 1,4 ¹ ; IFTH ² moyen : 2,4 ¹ ; Rotation : colza - blé - orge
S2	Travail superficiel jusqu'en 2007. Semis direct depuis 2008 Nombre moyen de labours par an : 0 ¹ (depuis 2008); Nombre moyen d'opérations de travail superficiel par an : 0 ¹ (depuis 2008); IFTH moyen : 1,3 ¹ ; Rotation diversifiée ³
S3	Sans désherbage mécanique Nombre moyen de labours par an : 0,4 ¹ ; Nombre moyen d'opérations de travail superficiel par an : 2,6 ¹ ; IFTH moyen : 1,4 ¹ ; Rotation diversifiée ³
S4	Avec désherbage mécanique Nombre moyen de labours par an : 0,4 ¹ ; Nombre moyen d'opérations de travail superficiel par an : 3,6 ¹ ; IFTH moyen : 0,8 ¹ ; Rotation diversifiée ³ + légumineuse
S5	Sans herbicide et travail superficiel du sol intensif Nombre moyen de labours par an : 0,5 ¹ ; Nombre moyen d'opérations de travail superficiel par an : 4 ¹ ; IFTH moyen : 0 ¹ ; Rotation diversifiée ³

¹ d'après Deytieux et al. (2012); ² IFTH : indicateur de fréquence de traitement herbicide, il comptabilise le nombre de doses homologuées appliquées sur un hectare pendant une campagne culturale (Brunet et al., 2008); ³ succession type : colza - céréale d'hiver - culture de printemps - céréale d'hiver - culture d'été - céréale d'hiver.

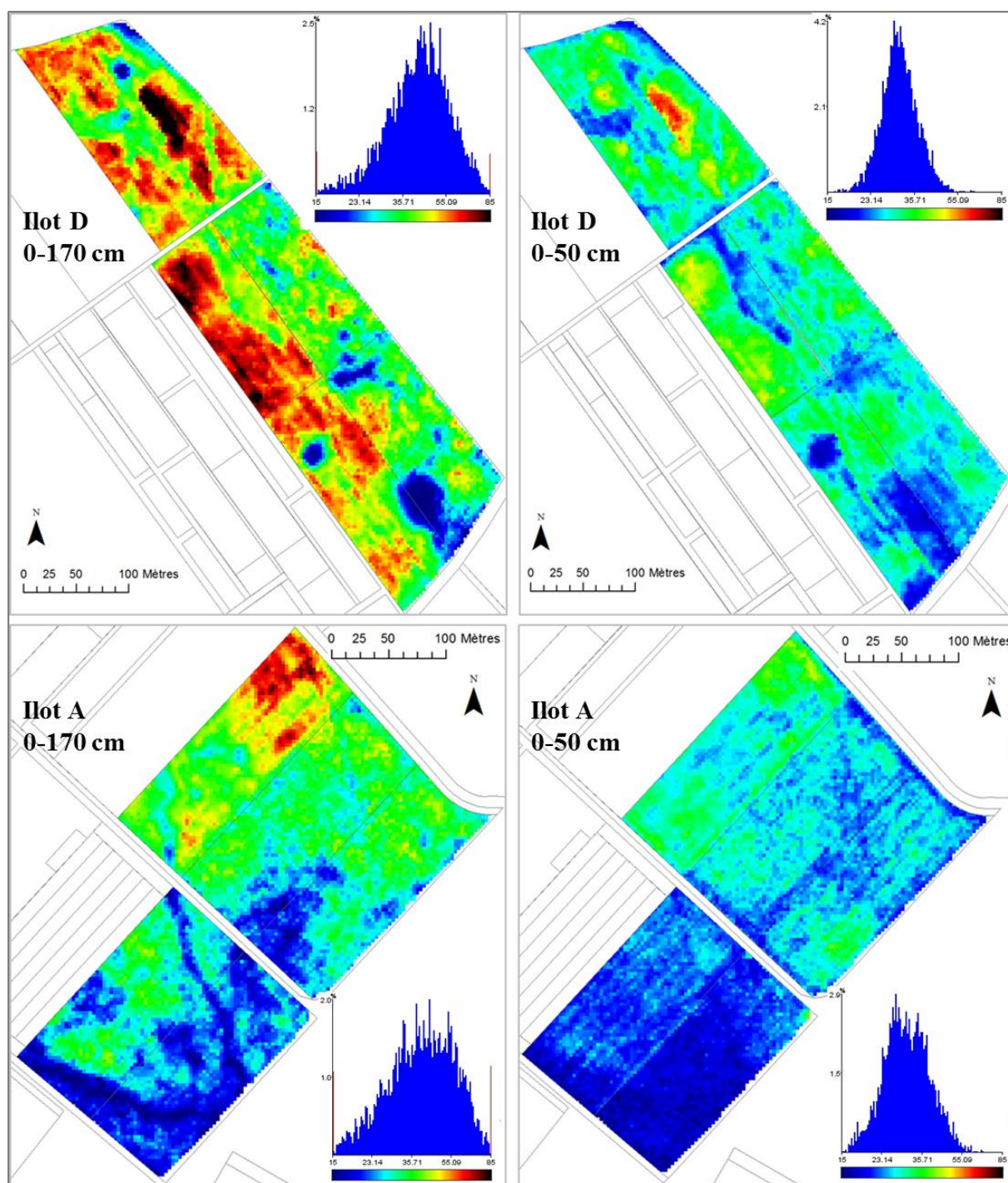


Figure II.3 - Cartographie du sol par résistivité électrique pour les îlots A et D. Les données ont été acquises avec le système MUCEP sur les voies 1 et 3 (écartement des roues de 1 m et 3.5 m). Les profondeurs d'investigation sont 0-50 cm et 0-170 cm. La résistivité (exprimée en $\Omega.m$) est fortement corrélée à l'épaisseur du sol sur le domaine du fait de la présence d'un substrat graveleux. Ainsi il y a une forte variabilité naturelle de l'épaisseur du sol de l'îlot D par rapport au sol de l'îlot A. Cette différence justifie le choix de conduire uniquement notre étude sur les systèmes de culture de l'îlot A.

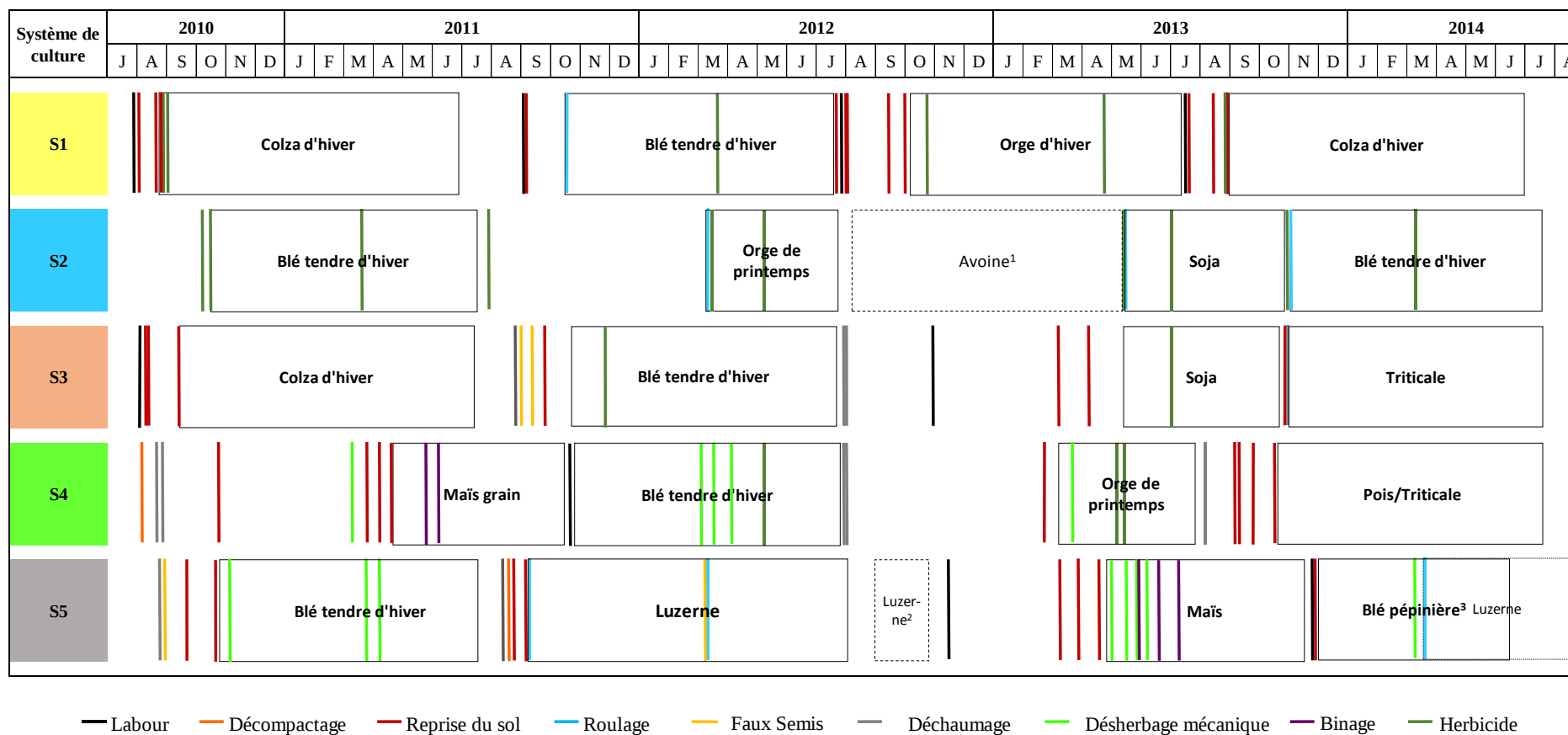
II.2. Les méthodes

II.2.1. Démarche générale

La Figure II.5 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** montre l'ensemble des interventions *in situ* réalisées entre le début de campagne 2010-2011 et la fin de campagne 2013- 2014 pour chaque système de culture. Les interventions incluent : i) les campagnes d'infiltrométrie à disque pour la caractérisation *in situ* de la conductivité hydraulique proche de la saturation $K(h)$, ii) les prélèvements des échantillons de sol pour la caractérisation des propriétés au laboratoire, tels que : la teneur en eau, la densité apparente, les courbes de rétention de l'eau $\theta(h)$ et les courbes de retrait, et les propriétés physico-chimiques, iii) l'ouverture de fosses pour l'installation des équipements de collecte de l'eau du sol (plaques lysimétriques et bougies poreuses), pour les descriptions pédologiques des profils du sol et pour la campagne d'infiltrométrie à disque conduite en 2012, iv) le suivi de l'échantillonnage de l'eau du sol, et v) le suivi tensiométrique pour la caractérisation *in situ* de l'évolution temporelle du potentiel de l'eau dans le sol et pour la caractérisation des courbes de rétention *in situ*. Les dates correspondantes à ces interventions sont présentés en Annexe 2.

Les interventions peuvent être classées selon l'échelle temporelle et/ou spatiale à laquelle elles ont été effectuées. Un premier groupe comprend les interventions ayant comme objectif la caractérisation des propriétés du sol à l'échelle globale de chaque parcelle, tels que la cartographie du sol par résistivité électrique et les prélèvements des échantillons de sol pour la caractérisation des propriétés physico-chimiques (C organique, N total, pH, CaCO_3 , CEC, texture et profondeur du sol). La Figure II.6 présente la localisation des 11 points de prélèvement (A-K) des échantillons pour la caractérisation de ces propriétés.

CHAPITRE II



¹ Sol sous couverte d'avoine pendant l'hiver ; ² échec du semis de luzerne en raison de la présence de nombreuses adventices ; ³ récolte du blé avant maturation.

Figure II.4 - Itinéraires techniques pratiqués pendant la période comprise entre la récolte 2011 et la récolte 2014.

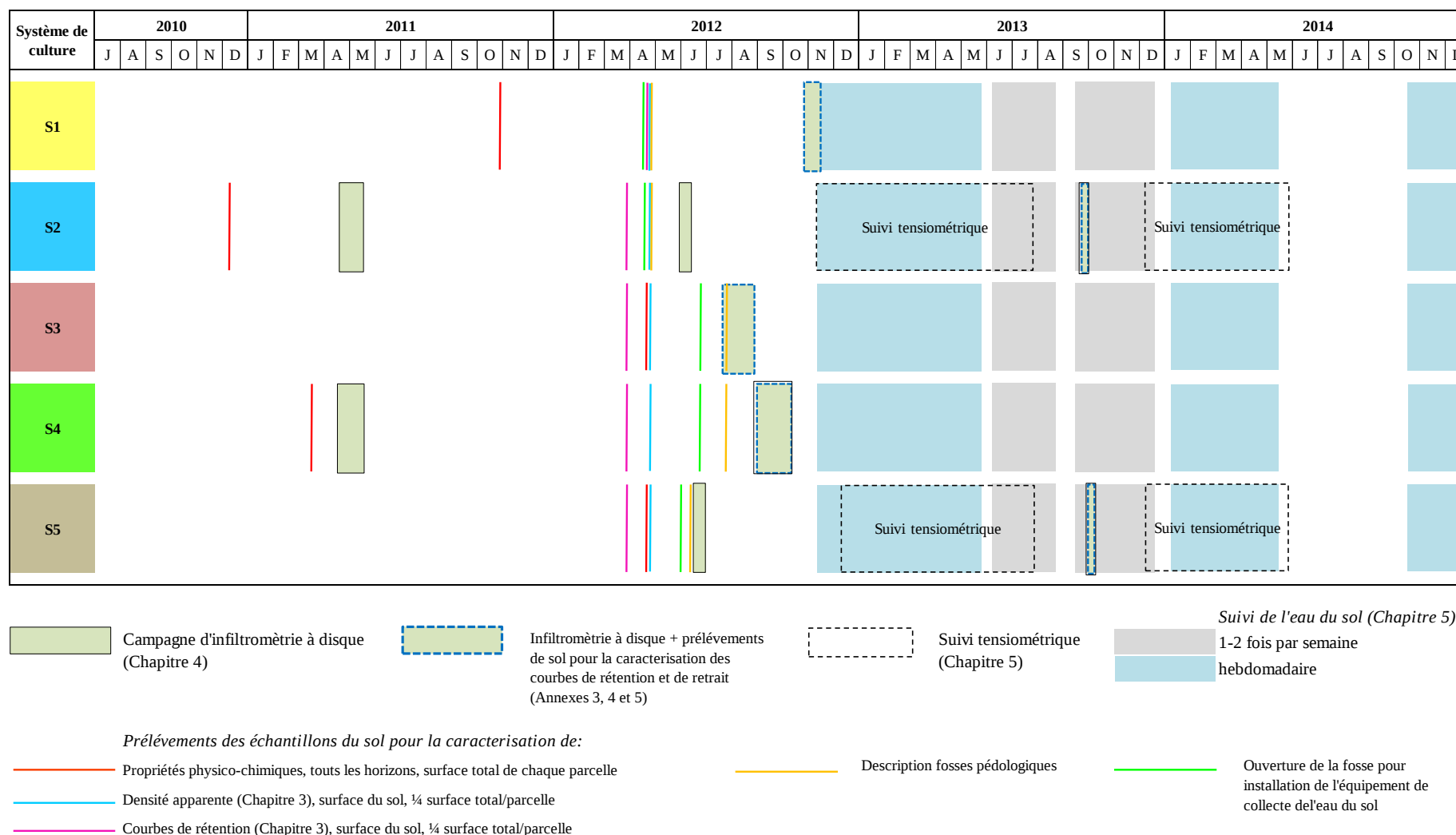


Figure II.5 - Calendrier des interventions de caractérisation *in situ* et des prélèvements des échantillons de sol pour la caractérisation effectuée au laboratoire.

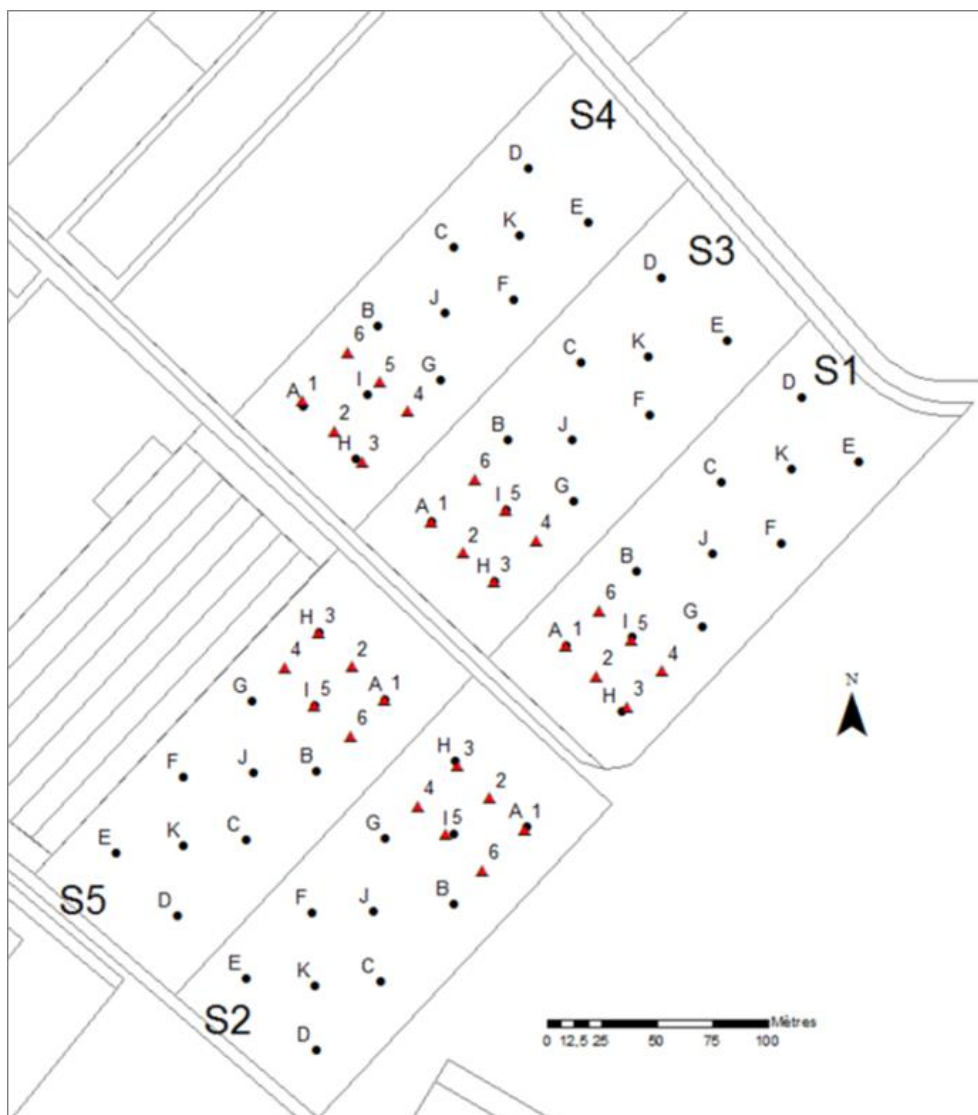


Figure II.6 - Carte des prélèvements des échantillons de sol. Les symboles ronds noirs représentent les points d'échantillonnage du sol notés A-K pour la caractérisation des propriétés physico-chimiques. Les symboles triangulaires rouges notés 1-6 correspondent aux points d'échantillonnage du sol pour la caractérisation des courbes de rétention et de la densité apparente dans l'horizon superficiel.

Un second groupe correspond aux interventions ayant comme objectif la caractérisation des propriétés du sol à l'échelle du profil du sol. Ces interventions caractérisent la variabilité verticale des propriétés du sol. Pour cela, la description du profil pédologique et donc l'identification des horizons est nécessaire au préalable. Les campagnes d'infiltrométrie à disque pour la caractérisation de $K(h)$ appartiennent à ce groupe. Les mesures d'infiltrométrie ont été souvent accompagnées par des mesures de la teneur en eau initiale du sol θ_i (avant la mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol) et par des prélèvements d'échantillons de sol pour la caractérisation en laboratoire de $\theta(h)$ et des courbes de retrait. Dans notre étude tous les systèmes de culture ont été caractérisés au moins une fois en termes de $K(h)$, θ_i , $\theta(h)$ et courbe de retrait (Annexes 3, et 5). D'autre part, les systèmes de culture S2, S4 et S5 ont été

caractérisés entre 2 à 3 fois entre 2011 et 2013 en termes de $K(h)$ à l'échelle du profil du sol. Les résultats de cette caractérisation sont l'objet de l'étude présentée dans le Chapitre IV. La Figure II.7 montre la localisation des fosses où les mesures d'infiltrométrie à disque ont été réalisées.



Figure II.7 - Carte de localisation des fosses comprenant le réseau de drainage (en rouge les collecteurs, en bleu les antennes de drainage). Les drapeaux bleus signalent les extrémités des fosses où : i) les descriptions pédologiques ont été réalisées, ii) les équipements de collecte de l'eau du sol ont été installés, et iii) en 2012 la campagne d'infiltrométrie à disque et de caractérisation de la rétention de l'eau a été conduite. Les triangles renversés noirs signalent les lieux de la campagne d'infiltrométrie 2013. Les drapeaux rouges signalent les extrémités des fosses et les lieux où la campagne d'infiltrométrie 2011 a été réalisée. Les rectangles en marron représentent les lieux où les tensiomètres ont été installés.

Un 3^{ème} groupe est constitué par les interventions ayant comme objectif le suivi saisonnier pendant les périodes de drainage 2012/2013 et 2013/2014. Les campagnes de suivi de l'eau du sol et du potentiel de l'eau par tensiométrie (pour la caractérisation *in situ* de la courbe de

rétenction de l'eau) appartiennent à ce groupe. Pour ces 2 campagnes une étape d'instrumentation a été nécessaire. Dans le cas du suivi de l'eau du sol, les 5 systèmes de culture ont été équipés avec des lysimètres à mèche et des bougies poreuses courant printemps 2012 pour démarrer la campagne de mesures en début de la saison de drainage 2012/2013. Ce suivi saisonnier est encore en cours. La Figure II.7 montre la localisation des fosses où les lysimètres et bougies ont été installés (le détail des installations est expliqué dans la section II.2.5.1). Pour le suivi tensiométrique, 2 systèmes de culture à itinéraires techniques contrastés ont été choisis pour cette caractérisation. Ce sont le système PIC en semis direct (S2) et le système PIC sans herbicides et avec un travail superficiel du sol intensif (S5). Ce suivi tensiométrique sera détaillé dans la section II.2.3.2. Les résultats de ces suivis seront présentés dans le Chapitre V.

Enfin, un dernier groupe est constitué par les interventions ponctuelles conçues pour tester une hypothèse spécifique, c'est le cas des prélèvements des échantillons de sol dans l'horizon superficiel (0-15 cm) des 5 systèmes de culture. Les prélèvements ont été réalisés pour caractériser la rétention de l'eau et la densité apparente pendant mars et avril 2012. L'échelle spatiale de cette caractérisation couvre $\frac{1}{4}$ de chaque parcelle qui correspond à la zone où les équipements de collecte de l'eau du sol ont été installés (Figure II.7). Les résultats de cette caractérisation sont l'objet de l'étude présentée dans le Chapitre III.

II.2.2. La description du sol

Avant de commencer la caractérisation des propriétés physiques et hydrauliques des sol des parcelles des 5 systèmes de culture et de mettre en place les équipements de collecte de l'eau du sol, une campagne de description des sols a été réalisée. Tout d'abord la variabilité spatiale du sol a été caractérisée à l'aide de prélèvements à la tarière pour les analyses des propriétés physico-chimiques courant 2011 et 2012, ensuite au moyen de la description de profils pédologiques qui ont été réalisés courant 2012.

II.2.2.1. Description des propriétés physico-chimiques à l'échelle de la parcelle

Les propriétés physico-chimiques (texture, matière organique et C organique, N total, calcaire total CaCO_3 , le pH, la CEC et la teneur en Ca^{2+} et en Mg^{2+}) ont été mesurées sur 11 points de prélèvements répartis sur la surface totale de chaque parcelle courant 2010 et 2012 (Figure II.6). La démarche de caractérisation a été la suivante : i) échantillonnage d'un minimum de 3 carottes de sol pour chaque point de prélèvement, ii) identification des horizons et de la profondeur du sol, et iii) composition d'un échantillon de sol par horizon et par point de

prélèvement. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire d'analyses de sols de l'INRA à Arras⁵.

Le Tableau II.3 présente les valeurs moyennes des propriétés physico-chimiques par système de culture et par horizon. Ces informations permettent de tirer certaines conclusions concernant la variabilité à l'échelle verticale des propriétés physico-chimiques. Les principales tendances sont les suivantes : i) gradient croissant d'argile avec la profondeur du sol (41 à 48 % de LSci à Sci), ii) horizon LA plus riche en C organique et en N total, iii) léger gradient positif de pH avec la profondeur, iv) horizon structural S plus riche en CaCO_3 avec des teneurs en $\text{CaCO}_3 > 2$ % pour le sol des systèmes S1, S3 et S5, v) substrat calcaire (> 20 % CaCO_3), et vi) CEC constante sur le profil du sol.

La légère acidité de l'horizon de surface a comme conséquence un début de lessivage des particules argileuses vers les horizons plus profonds, ce phénomène expliquant le gradient positif d'argile avec la profondeur (Figures II.8 et II.9). La Figure II.10 montre la distribution spatiale de la profondeur totale du sol qui présente un gradient positif nord-sud. Par ailleurs, la distribution de la matière organique dans l'horizon superficiel (Figure II.11) met en évidence des taux plus importants de matière organique dans le système de culture en semis direct dont les limites de la parcelle sont indiquées dans la Figure II.6.

⁵ Le Laboratoire d'Analyses des Sols (LAS) d'Arras est une unité de l'Institut National de la Recherche Agronomique : <http://www6.lille.inra.fr/las>

CHAPITRE II

Tableau II.3 - Propriétés physico-chimiques du sol des 5 systèmes de culture.

Système de culture	Horizon de référence	N° des points de prélèvements	Limite supérieure de l'horizon cm	Limite inférieure de l'horizon cm	Epaisseur moyenne de l'horizon cm	Argile (< 2 µm) g kg ⁻¹	Limons (2-50 µm) g kg ⁻¹	Sables (50-2000 µm) g kg ⁻¹	C organique g kg ⁻¹	N total g kg ⁻¹	CaCO ₃ g kg ⁻¹	pH -	CEC Metson cmol kg ⁻¹
S1	LAcI	11	0	31 ± 3	31 ± 3	378 ± 43	557 ± 35	40 ± 6	16.9 ± 2.1	1.4 ± 0.2	<1 ²	6.9 ± 0.3	19.1 ± 2.8
	I Sci	7	30 ± 2	61 ± 8	32 ± 6	455 ± 24	483 ± 27	33 ± 4	7.7 ± 1.7	0.7 ± 0.2	<1	7.3 ± 0.3	21.1 ± 1.4
	II Sci	11	51 ± 16	81 ± 12	30 ± 10	496 ± 38	423 ± 31	36 ± 8	6.4 ± 2.2	0.7 ± 0.2	22.7 ³	7.8 ± 0.3	22.5 ± 1.7
S2	Aci	11	0	23 ± 9	23 ± 9	435 ± 43	519 ± 37	31 ± 5	22.5 ± 3.8	2 ± 0.3	<1	6.6 ± 0.1	24.2 ± 3.5
	I Sci	11	23 ± 9	49 ± 10	25 ± 8	446 ± 33	510 ± 29	29 ± 3	17.7 ± 3.6	1.6 ± 0.3	<1	6.8 ± 0.2	24.4 ± 3.3
	II Sci	11	49 ± 10	81 ± 7	33 ± 14	466 ± 19	491 ± 20	28 ± 2	6.7 ± 2.1	0.7 ± 0.2	<1	7.5 ± 0.3	22.6 ± 0.9
S3	LAcI	11	0	21 ± 2	21 ± 2	390 ± 35	551 ± 29	35 ± 3	18.6 ± 1.3	1.4 ± 0.2	<1	7 ± 0.3	20.2 ± 2.3
	I Sci	11	21 ± 2	44 ± 4	23 ± 3	444 ± 25	507 ± 21	29 ± 5	11.4 ± 2.3	1 ± 0.2	<1	7.3 ± 0.3	21.5 ± 1.4
	II Sci	11	44 ± 4	78 ± 11	34 ± 10	494 ± 35	441 ± 34	30 ± 4	6.3 ± 3	0.6 ± 0.3	14.5 ³	7.9 ± 0.2	23.1 ± 1.7
S4	L1AcI ¹	11	0	13 ± 1	13 ± 1	415 ± 29	533 ± 29	31 ± 4	15.7 ± 1.4	1.5 ± 0.2	<1	7 ± 0.4	20.3 ± 2.6
	L5AcI/I Sci ¹	11	13 ± 1	29 ± 3	16 ± 3	413 ± 29	535 ± 29	31 ± 3	15.3 ± 1.6	1.5 ± 0.2	<1	7 ± 0.4	20.2 ± 2.6
	II Sci	11	29 ± 3	76 ± 23	46 ± 24	474 ± 33	477 ± 30	26 ± 4	6.8 ± 1.8	0.8 ± 0.2	<1	7.5 ± 0.4	20.8 ± 1.3
	Dca	1	76 ± 23			463	268	66	5.6	0.7	247	8.4	18.8
S5	LAcI	11	0	21 ± 2	21 ± 2	442 ± 25	512 ± 23	29 ± 3	18.6 ± 1.7	1.5 ± 0.2	<1	6.8 ± 0.2	22.5 ± 2
	I Sci	10	21 ± 2	41 ± 4	20 ± 3	470 ± 9	489 ± 8	27 ± 2	9.2 ± 2.2	0.9 ± 0.2	<1	7.1 ± 0.4	22 ± 0.7
	II Sci	11	41 ± 4	68 ± 5	27 ± 4	458 ± 35	469 ± 36	36 ± 8	5.9 ± 1.1	0.6 ± 0.1	22.5 ³	7.8 ± 0.4	20.8 ± 1.6

Les valeurs correspondent à la moyenne ± écart-type.

¹ Dus à la faible épaisseur de l'horizon I Sci pour le système S4, les horizons L5AcI et I Sci ont été confondus et caractérisés ensemble;

² inférieur à la limite de dosage ; ³ moyenne obtenue sans prendre en compte les valeurs inférieures à la limite de dosage.

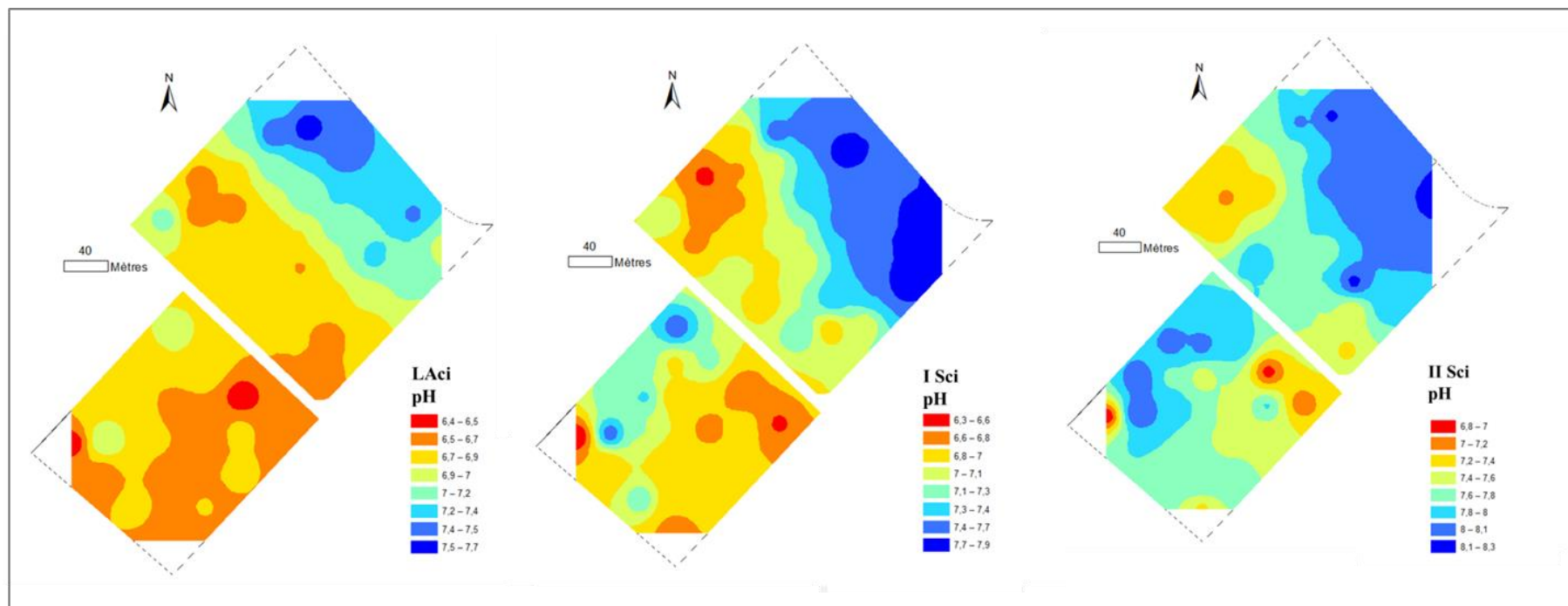


Figure II.8 - Carte de distribution du pH pour les horizons LAci, I Sci, II Sci.

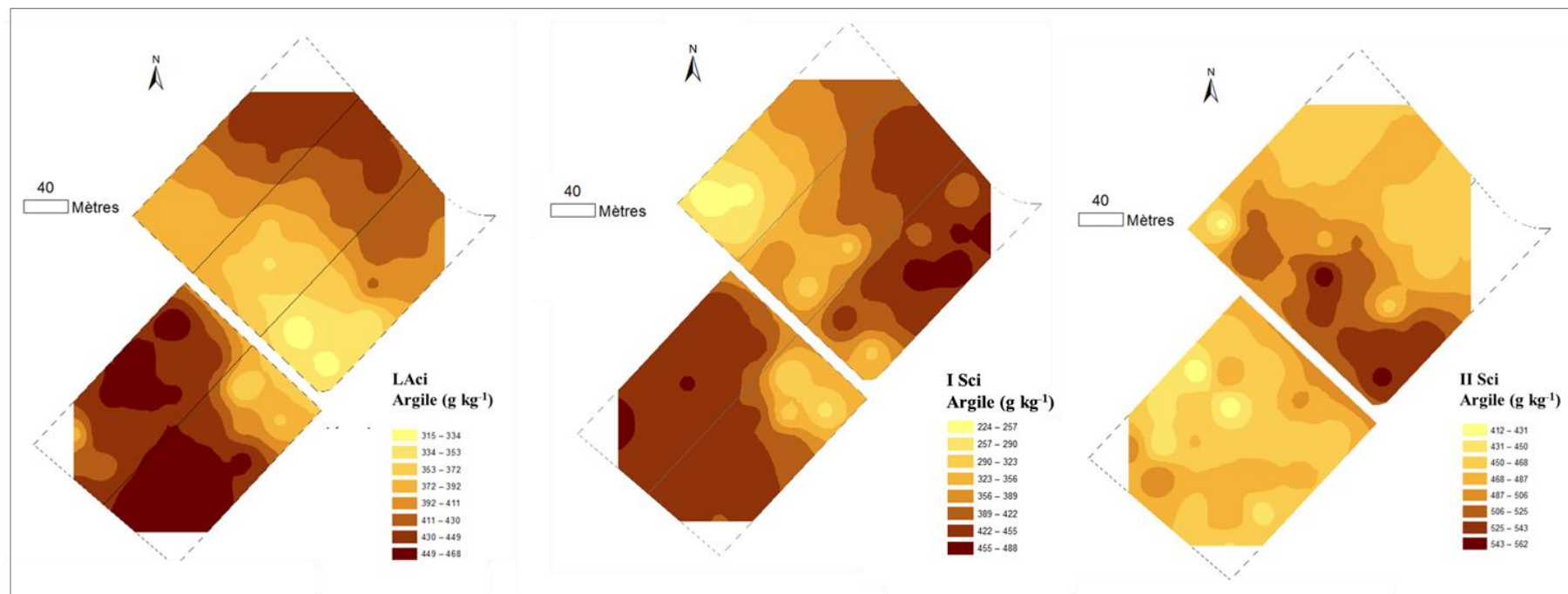


Figure II.9- Cartes de distribution de la teneur en argile en g kg⁻¹ pour les horizons LAci, I Sci, II Sci.

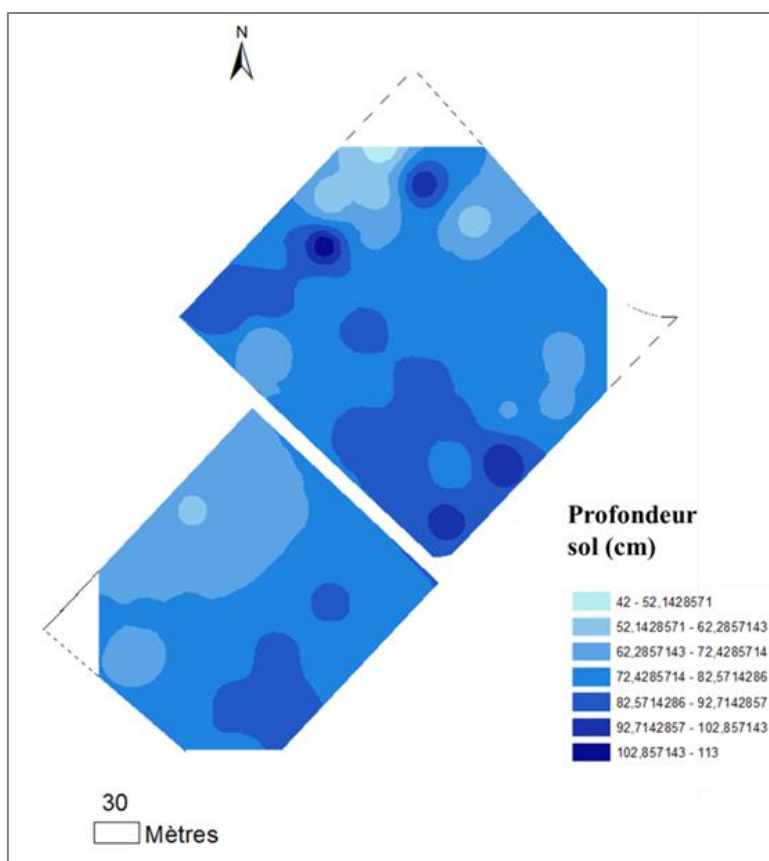


Figure II.10 - Carte de distribution de la profondeur de sol.

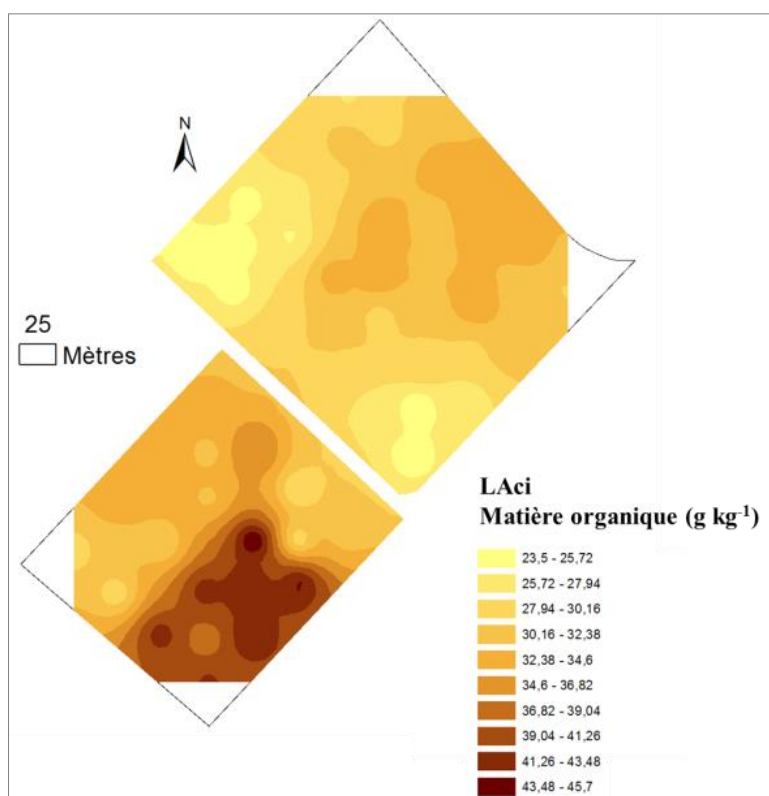


Figure II.11 - Carte de distribution de la matière organique pour l'horizon superficiel LAci.

II.2.2.2. Description pédologique

La description pédologique des profils de sols des 5 systèmes de culture étudiés a été réalisée courant 2012 lors de l'ouverture des fosses pour l'installation des équipements de collecte de l'eau du sol. La succession des horizons de référence selon le référentiel pédologique français a été identifiée. De plus, comme pour les prélèvements à la tarière, des échantillons de sol représentatifs de chaque horizon ont été prélevés pour procéder à l'analyse des propriétés physico-chimiques.

La description pédologique des profils de sols, confirme qu'il s'agit d'un CALCISOL argileux (section II.1.1). Les principales caractéristiques de notre site sont : sol moyennement profond à profond (60 à 100 cm), brun, argilo-limoneux à argileux (33 à 54 % d'argile, gradient positif d'argile avec la profondeur), non calcaire, pH neutre à faiblement acide (6.6 à 7.6), parfois faiblement lessivé, 2.7 % de matière organique dans les premiers 10-15 cm du sol, bien structuré. Le substrat est constitué par les cailloutis calcaires des basses terrasses de l'Ouche. Ce substrat contient une nappe qui reste proche de la surface l'été (2 m environ) et qui peut remonter à 0.5 m de la surface l'hiver.

La séquence des horizons de référence est LAci/Sci/Dca. Dans le cas de sols labourés, le référentiel pédologique français de l'Association Française pour l'étude du sol AFES (Baize et Girard, 2008) propose de subdiviser verticalement l'horizon labouré en plusieurs sous-horizons (7 au maximum) en prenant en compte l'étude de Gautronneau et Manichon (1987) sur le profil cultural. Dans notre étude, l'horizon Aci du sol étudié est subdivisé en L1 (horizon de reprise de labour) et L5 (horizon labouré non repris). En raison de la géologie de la zone (alluvions argilo-limoneuses non carbonatées récentes posés sur des alluvions plus anciennes), l'horizon Sci est subdivisé en I Sci et II Sci. L'épaisseur respective de ces 2 horizons varie en fonction de la profondeur d'apparition des graviers. L'horizon I Sci est parfois de faible épaisseur se qui complique la délimitation des différents horizons, comme c'est le cas dans la parcelle du système S4. Ainsi, les horizons les horizons L5Aci et I Sci ont été confondus lors des prélèvements à la tarière et caractérisés ensemble pour cette parcelle. Le Tableau II.4 présente le détail de la succession des horizons et la référence du sol (CALCISOL argileux sur calcaire dur) d'après le référentiel pédologique français ainsi que sa correspondance avec le référentiel de la FAO *World reference base for soil resources* (IUSS Working Group WRB, 2006). La Figure II.12 montre la succession des horizons de référence pour les profils du sol des systèmes de culture S1 et S5.

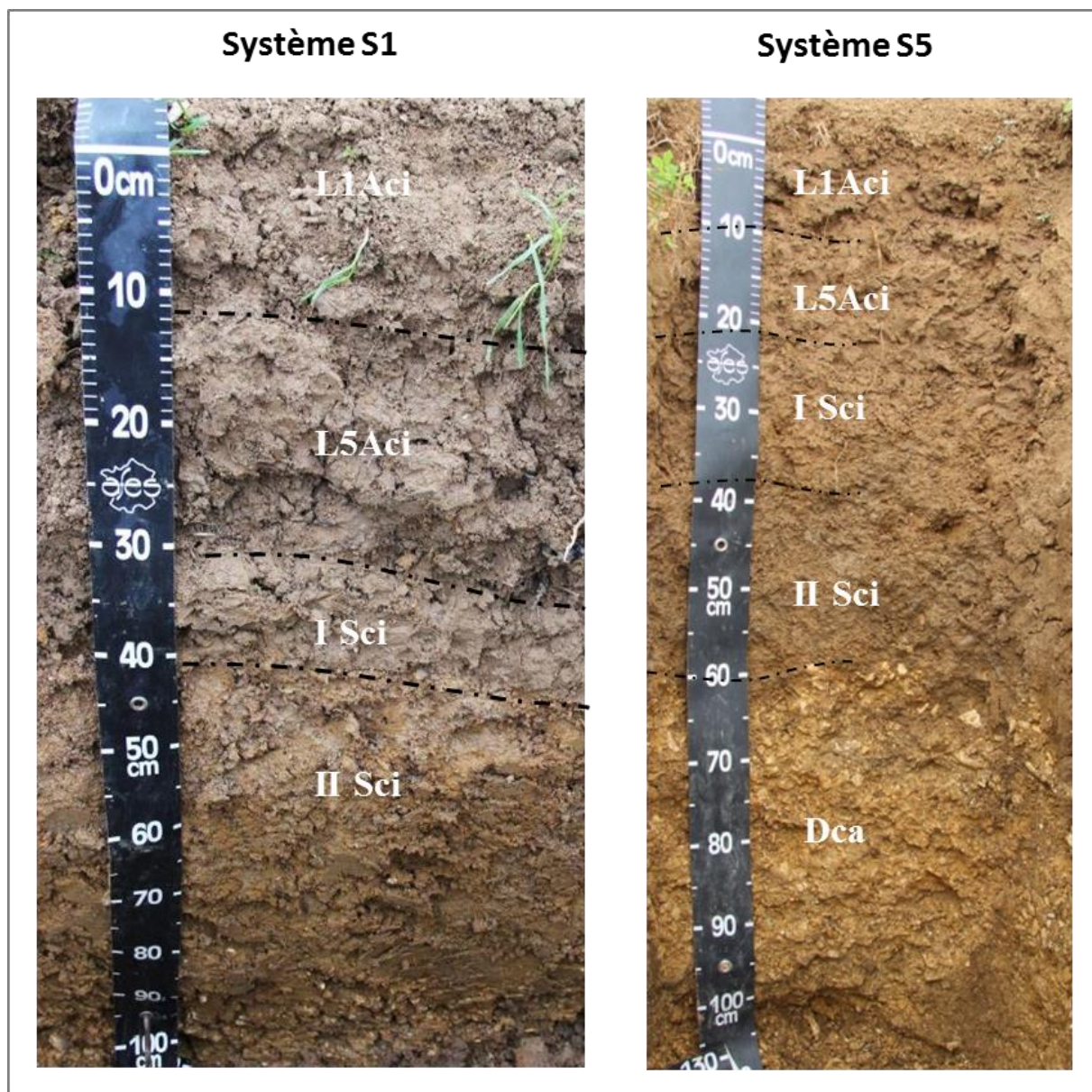


Figure II.12 - Profils de sol pour les systèmes de culture S5 et S2. La succession des horizons de référence est L1Aci/L5Aci/ISci/IISci/Dca. L'apparition de l'horizon Dca varie entre les 2 profils : 60 cm pour le système S5 et >100 cm pour le système S1.

Tableau II.4 - Description pédologique type du sol de l'essai système.

Limite moyenne des horizons	Référentiel pédologique français RPF 2008 (AFES)	World reference base WRB 2006 (FAO)	Caractéristiques (d'après RPF 2008)*
0-10/15	L1Aci	Ap1	L1, horizon de reprise de labour
10/15-20/25	L5Aci	Ap2	L5, horizon labouré non repris Aci, horizon contenant en mélange des matières organiques et matières minérales. Non carbonaté. C organique < 8%.
20/25-30/40	I Sci	Bm1	Horizon structural d'altération (altération des minéraux primaires, libération d'oxyhydroxydes de fer, décarbonatation...). Roche mère : Alluvions récentes (indice de terrain <i>Fzbc(g)</i>)
30/40-60/100	II Sci	Bm2	d'oxyhydroxydes de fer, décarbonatation...). Roche mère : Alluvions anciennes (indice de terrain <i>Fx</i>)
>60/100	Dca	C	Matériaux durs fragmentés puis déplacés ou transportés avec dominance d'éléments grossiers tels que les cailloutis de terrasses et la grève alluviale.
Référence	CALCISOL argileux sur calcaire dur	CAMBISOL (Hypereutric)	Le solum est saturé par Ca^{+2} et/ou Mg^{+2} . Rapport $\text{Ca}^{+2}/\text{Mg}^{+2} > 5$. L'ensemble des horizons [A+S] > 35 cm. Stock de calcium sous forme CaCO_3 dans le substrat.

* Les horizons se sont développés sur tous la puissance des dépôts *Fzbc(g)* et *Fx* du fait de leur faible épaisseur

II.2.3. Méthodes de caractérisation in situ des propriétés du sol

II.2.3.1. Conductivité hydraulique proche de la saturation

La conductivité hydraulique proche de la saturation $K(h)$ a été mesurée avec l'infiltromètre à disque (Perroux et White, 1988) qui est un des dispositifs les plus utilisés pour réaliser des mesures d'infiltration *in situ*. Il existe plusieurs modèles et tailles d'infiltromètre à disques, leur diamètre pouvant varier de 3 cm à 25 cm. Dans le cadre de notre étude un infiltromètre à disque déporté de 20 cm de diamètre a été utilisé (Figure II.13). Son principe de fonctionnement consiste à imposer à la surface du sol, une pression constante et légèrement inférieure à la pression atmosphérique (condition d'infiltration sous succion) à l'aide d'une colonne d'eau et à mesurer la quantité d'eau infiltrée dans le sol au cours du temps. Le mode opératoire de la norme française X 31-514 (AFNOR, 2004d) décrivant la préparation de la surface de sol et la conduite de l'essai d'infiltration a été suivi. Ainsi, le contact entre le sol et le disque a été assuré par une couche de sable calibré, aussi fine que possible (sable de Fontainebleau). Un disque métallique de 0.15 mm d'épaisseur aux mêmes dimensions que celles du disque déporté (20 et 23 cm de diamètre interne et externe, respectivement) a été

placé sur la couche de sable pour supporter le disque déporté pendant l'essai et assurer l'horizontalité du dispositif. Pour une distribution homogène de la succion appliquée sur toute la surface du sol, l'horizontalité de la surface a été vérifiée avec un niveau à bulle avant chaque essai d'infiltration.

La méthode multi-potentielle proposée par Reynolds et Elrick (1991) et Ankeny et al. (1991) a été choisie pour l'estimation de la conductivité hydraulique proche de la saturation à partir des essais d'infiltrométrie à disque. Le principe consiste à réaliser de mesures successives de l'infiltration avec une même taille de disque à différentes succions. La principale limite de cette méthode est que les valeurs de conductivité hydraulique peuvent être biaisées si le profil vertical du sol présente des hétérogénéités marquées.

De la combinaison des équations 6 et 7 présentés dans le Chapitre I, l'expression de Wooding (équation 3 du Chapitre I) pour un potentiel h_0 est la suivante :

$$q_0 = K_S \exp(\alpha h_0) \left(1 + \frac{4}{\pi R \alpha}\right) \quad \text{Equation 1}$$

ou sous forme logarithmique :

$$\ln q_0 = \ln \left\{ K_S \left(1 + \frac{4}{\pi R \alpha}\right) \right\} + \alpha h_0 \quad \text{Equation 2}$$

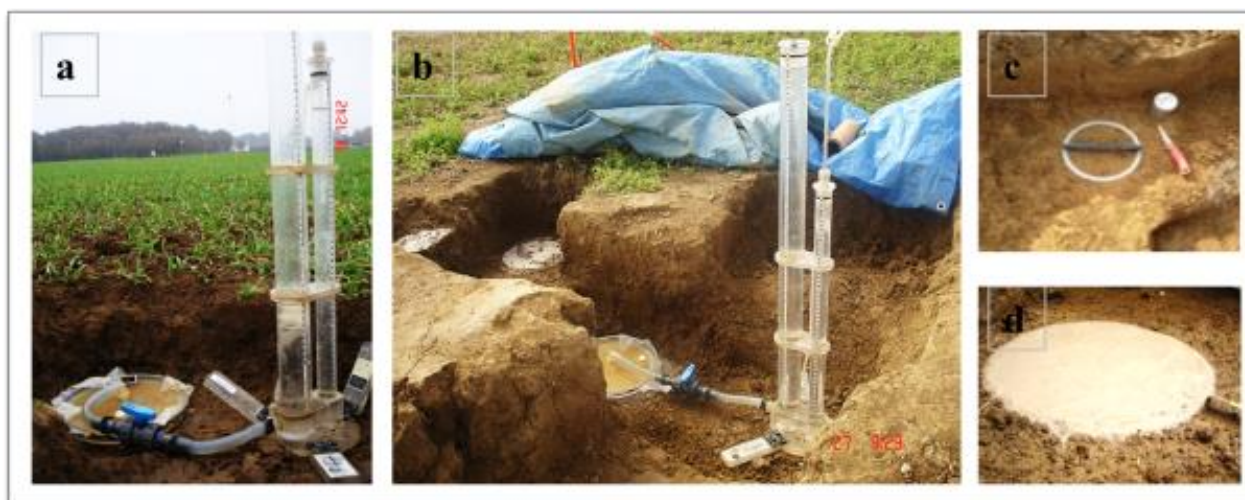


Figure II.13- Mesures in situ de l'infiltration de l'eau dans le sol pour l'estimation de la conductivité hydraulique proche de la saturation. La photo (a) montre l'utilisation de l'infiltromètre à disque déporté de 20 cm de diamètre dans la couche superficielle du sol ; la photo (b) montre la mesure de l'infiltration à 45 cm de profondeur ; la photo (c) montre la préparation de la surface de sol et la vérification de son horizontalité avec un niveau à bulle avant l'essai d'infiltration; enfin la photo (d) montre la couche de sable saturée après la mesure.

La Figure II.14 montre le principe de la méthode. La pente de la droite passant par les 2 points (ou plus) fournit la valeur de α , tandis que son ordonnée à l'origine permet de calculer K_{ij} .

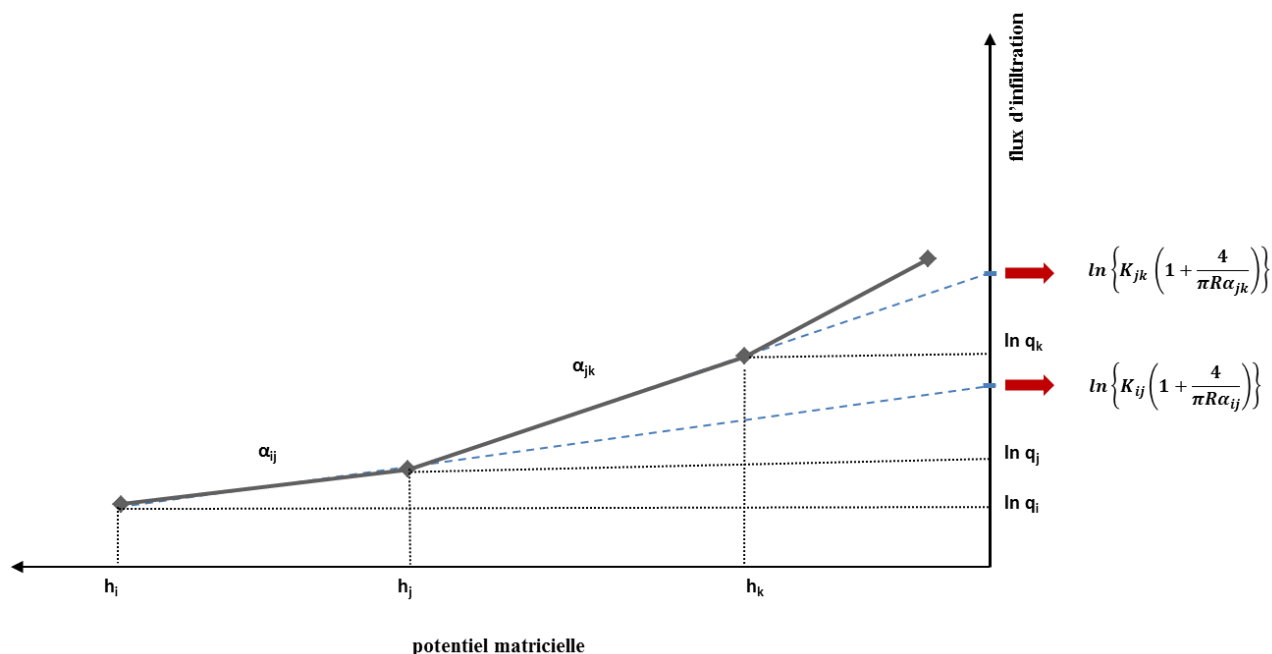


Figure II.14- Schéma de l'application de la méthode multi-potentielle proposée par Reynolds et Elrick (1991) et Ankeny et al. (1991) (d'après Vandervaere (1995)).

II.2.3.2. Potentiel de l'eau dans le sol et courbes de rétention

Le potentiel de l'eau dans le sol a été caractérisé par un suivi tensiométrique hebdomadaire du sol des systèmes de culture S2 et S5 pendant 2 campagnes de caractérisation consécutives. Les campagnes correspondent aux saisons de drainage 2012/2013 (nov.-déc. 2012 à juil. 2013) et 2013/2014 (déc. 2013 à mai 2014). La pression de l'eau dans les tensiomètres a été mesurée manuellement avec un boîtier tensiométrique SMS 2500S (SDEC, Reignac sur Indre, France). Les tensiomètres utilisés sont constitués par une bougie de céramique poreuse de 2.1 cm de diamètre et 6 cm de longueur (SDEC 2150) collée à une canne en PVC fermée avec un bouchon en silicone auto-cicatrisant. Les deux parcelles des 2 systèmes de culture ont été équipées d'une batterie de tensiomètres avec 15 à 20 tensiomètres par batterie lesquels ont été installés en début de campagne de caractérisation. La batterie de tensiomètres a été localisée entre 2 antennes de drainage et à proximité de la zone où les équipements de collecte de l'eau du sol ont été installés. Chaque batterie a été composée de 5 lignes des tensiomètres (T1, T2, T3, T4 et T5) équidistantes (Figures II.15 et II.16). La campagne 2012/2013 a comporté 4 tensiomètres par ligne installés à 10, 20, 50 et 70 cm de profondeur, et la campagne 2013/2014 a comporté 3 tensiomètres installés à 20, 50 et 70 cm de profondeur.

Le mode opératoire, l'installation, la préparation des tensiomètres et la méthode de calcul du potentiel matriciel (Equation 3) sont détaillés dans la norme internationale NF ISO 11276 (AFNOR, 2004b).

$$Pp = Pc + \rho_w g a \quad \text{Equation 3}$$

ou Pp (Pa) est la pression d'eau dans les pores au niveau de la bougie, Pc (Pa) est la pression mesurée avec le tensiomètre, a (m) est la hauteur de l'eau dans la canne, ρ_w est la masse volumique de l'eau (environ 1000 kg m^{-3}) est g est la gravité (environ 9.81 m s^{-2}).

Le suivi tensiométrique a permis de : i) suivre la dynamique du potentiel de l'eau dans le sol à plusieurs profondeurs, ii) estimer l'évolution du niveau de la nappe (Zimmer, 1988a), iii) étudier le fonctionnement hydraulique du sol à travers de l'évaluation des profils de charge hydraulique et identifier les périodes drainage (Zimmer, 1990), et iv) caractériser les courbes de rétention *in situ*. Dans ce dernier cas, les mesures du potentiel matriciel dans la ligne de tensiomètres T3 ont été accompagnées par des prélèvements du sol pour la mesure de la teneur en eau gravimétrique. A partir de ces 2 mesures, la caractérisation de la courbe de rétention de l'eau *in situ* a été réalisée.

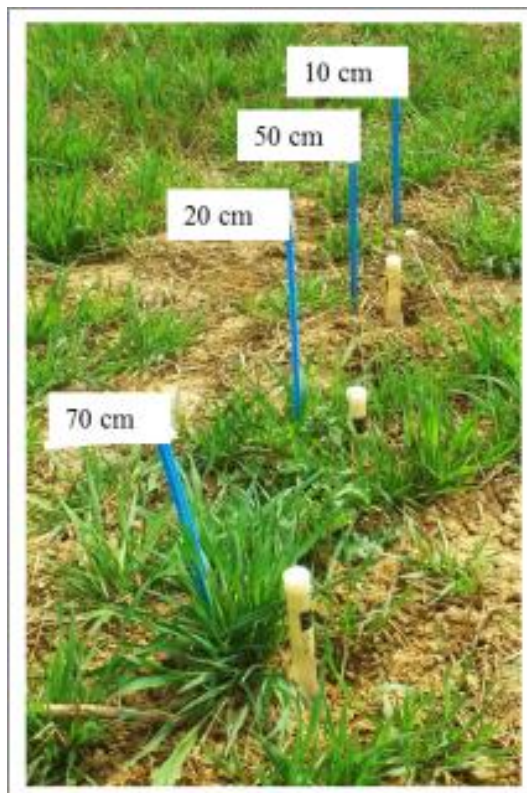


Figure II.15- Ligne de tensiomètres constituée de 4 tensiomètres installés à 10, 20, 50 et 70 cm de profondeur (campagne 2012-2013).

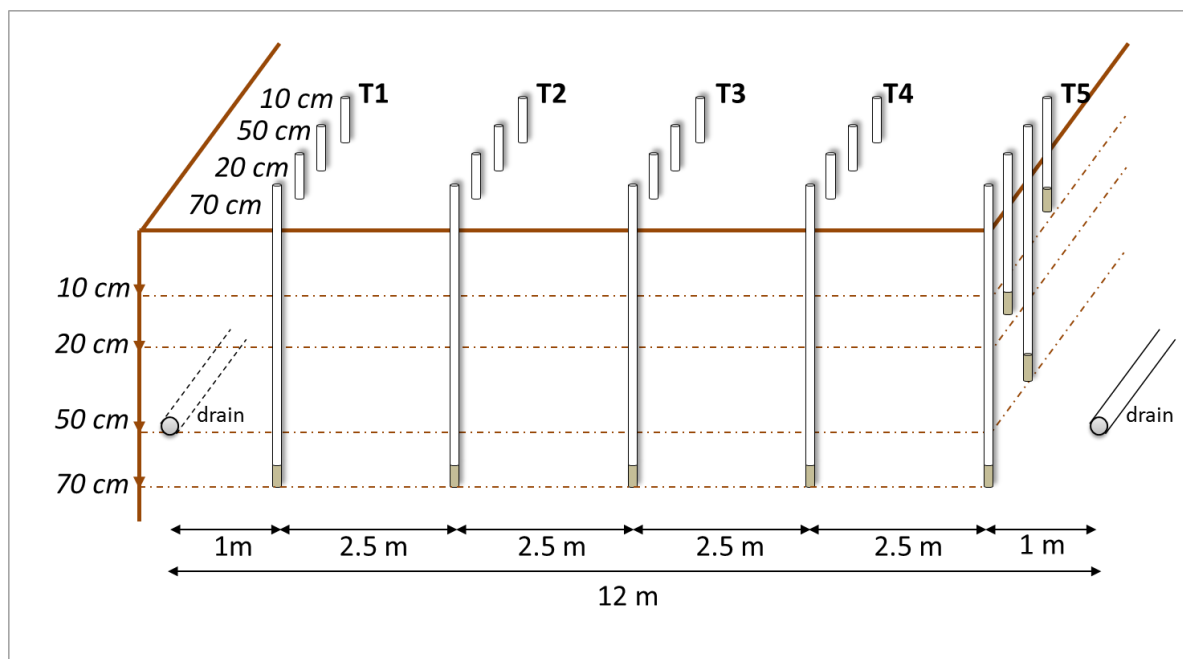


Figure II.16- Schéma de la batterie de tensiomètres installée *in situ* entre deux antennes de drainage (espacées de 12 m). Elle comporte 5 lignes de tensiomètres (T1 à T5) avec 4 tensiomètres par ligne.

II.2.4. Caractérisation des propriétés du sol en conditions de laboratoire

II.2.4.1. Teneur en eau

La norme internationale ISO 16586 (Meynard et al., 1997) a été utilisée pour la mesure des teneurs en eau gravimétrique et volumique des échantillons de sol. La teneur en eau gravimétrique est calculée comme le rapport entre la masse de l'eau contenue dans l'échantillon de sol et la masse du sol sec (séchage de 24 h à 105°C). La masse de l'eau contenue dans l'échantillon du sol est calculée à partir de la différence entre la masse du sol humide et la masse du sol sec. La teneur en eau volumique nécessite la mesure de la densité apparente de l'échantillon du sol car elle correspond au produit de la teneur en eau gravimétrique par la densité apparente.

Cette méthode a été appliquée dans plusieurs cas, tout au long de cette étude : (i) avant l'infiltrométrie à disque pour la caractérisation de la teneur en eau initiale du sol ; (ii) pour la caractérisation de la courbe de rétention de l'eau *in situ* ; (iii) pour la caractérisation de la courbe de rétention de l'eau des échantillons de sol « en place » et des échantillons de sol remaniés en conditions de laboratoire et (iv) pour la caractérisation de la courbe de retrait.

II.2.4.2. Densité apparente

Des cylindres de 200 cm³ (6.9 cm diamètre; 5.4 cm hauteur) ont été employés pour mesurer la densité apparente en utilisant la méthode proposée dans la Norme française X 31-501 (AFNOR, 2004c). La méthode consiste à prélever un échantillon de sol « en place » de

volume connu (200 cm^3) et de mesurer sa masse sèche après 24 h à 105°C . La densité apparente est donc calculée comme le rapport entre la masse sèche et le volume du sol.

II.2.4.3. Courbe de rétention

Jusqu'à présent il n'existe pas de méthode unique pour caractériser de façon optimale la rétention de l'eau dans le sol sur toute la gamme des potentiels matriciels (de la saturation à -1500 kPa). Il est donc nécessaire d'utiliser une combinaison de méthodes, à savoir : i) les tables à succion à sable (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek, NL) pour des potentiels matriciels compris entre la saturation et -10 kPa , ii) l'extracteur à plaque céramique ou presse de Richards (Soil moisture Equipment Corp., California, USA) pour des potentiels matriciels compris entre -33 et -1500 kPa , iii) les chambres micro-psychrométriques (Decagon Devices, Washington, USA) pour des potentiels matriciels compris entre -100 kPa et $-40 \cdot 10^3 \text{ kPa}$. De nombreuses études ont rapporté l'utilisation de la presse de Richards et de la table à succion à sable pour la détermination des courbes de rétention (par ex. Abu et Abubakar (2013); Bescansa et al. (2006); Ndiaye et al. (2007)). Cependant, des études récentes ont démontré que les chambres micro-psychrométriques ont plus de précision pour la caractérisation de la teneur en eau spécialement pour les potentiels matriciels plus élevés (Bittelli et Flury, 2009), mais son utilisation implique le remaniement des échantillons de sol. Par ailleurs, l'extracteur à plaque céramique permet de déterminer la teneur en eau sur des échantillons de sol non remaniés permettant en plus la caractérisation de la courbe de retrait du sol, ce qui est particulièrement intéressant dans le cas de sols argileux-gonflants. Par conséquent, dans notre étude nous avons choisi de déterminer les courbes de rétention de l'eau dans le sol étudié en utilisant la table à succion à sable en combinaison avec la presse de Richards. Les 2 méthodes choisies ont des approches très similaires pour la caractérisation de $\theta(h)$ néanmoins, elles se différencient par leur principe de fonctionnement à savoir application d'une succion pour la table à succion et mise sous pression pour la presse de Richards.

II.2.4.3.1. Méthode utilisant la table à succion à sable

La méthode A de la norme internationale ISO 11274 (AFNOR, 2004a) a été utilisée pour mesurer la teneur de l'eau des échantillons de sol « en place » et des échantillons de sol remaniés pour les potentiels matriciels suivants : saturation, -0.25 , -1 , -3.2 , -6.3 et -10 kPa . Des cylindres de 100 cm^3 (5.0 cm diamètre; 5.0 cm hauteur) ont été employés dans les 2 cas. Pour la préparation des échantillons de sol remaniés, lesquels sont l'objet de l'étude présentée

CHAPITRE II

dans le Chapitre III, les cylindres ont été remplis en respectant la densité apparente du sol « en place ».

La démarche générale comprend 4 étapes: i) préparation des échantillons, ii) saturation, iii) application des succions et mise à l'équilibre, et iv) mesure de la masse sèche de chaque échantillon de sol (Figure II.17). D'abord le dessous de chaque cylindre est couvert avec une toile d'une maille comprise entre 140-150 μm (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek, NL), laquelle est attachée au cylindre avec un élastique. Puis, les échantillons de sol sont saturés à l'intérieur de l'appareil jusqu'à ce que la masse des échantillons reste stable (mise à l'équilibre) entre 2 mesures espacées d'une journée (variation $< 2\%$). Les temps de mise à l'équilibre à saturation dépendent de la nature du sol et dans notre cas cela prend entre 7 et 10 jours. Une fois les échantillons saturés et leurs masses à saturation mesurés, on procède à l'application successive de succions (potentiels matriciels) choisies jusqu'à leurs mises en équilibre. La masse des échantillons est mesurée après chaque succion appliquée. Enfin, après la dernière succion appliquée, la masse sèche de chaque échantillon du sol est mesurée après 24 h à 105°C.

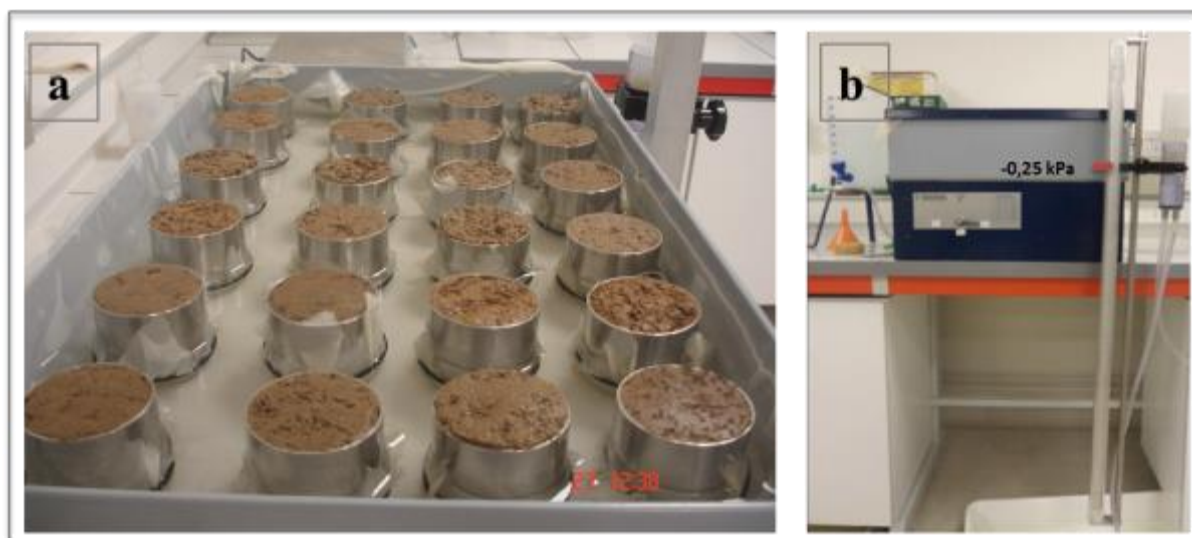


Figure II.17- Caractérisation de la courbe de rétention de l'eau en utilisant la table à succion : **(a)** saturation des échantillons de sol « en place » ; **(b)** application d'une succion équivalente à -0.25 kPa de potentiel matriciel.

II.2.4.3.2. Méthode utilisant la presse de Richards

La méthode C de la norme internationale ISO 11274 (AFNOR, 2004a) a été utilisée pour mesurer la teneur de l'eau des échantillons de sol « en place » et des échantillons de sol remaniés. Les potentiels matriciels caractérisés sont : -50, -100, -300, -500 et -1500 kPa. Pour chaque potentiel matriciel, une plaque poreuse adaptée à la pression appliquée a été utilisée.

Nous avons donc utilisé 5 plaques céramiques différentes. Pour la caractérisation des échantillons de sol « en place », des mottes de sol de taille centimétrique ont été employées (Figure II.18) tandis que pour les échantillons de sol remanié, des cylindres de 15 cm³ (3.5 cm diamètre; 1.55 cm hauteur) remplis avec la densité apparente du sol en place ont été utilisés.

La démarche est très similaire à celle adoptée avec la méthode utilisant la table à succion à sable où 4 étapes sont distinguées : i) préparation des échantillons, ii) saturation, iii) mise sous pression jusqu'à l'équilibre, et iv) mesure de la masse sèche des échantillons. Les plus grandes différences sont la saturation des échantillons et l'utilisation de nouvelles mottes de sol pour chaque pression appliquée. La saturation des échantillons de sol a été réalisée dans un dessiccateur rempli d'une solution de sulfate de calcium 0.05 M qui a été mis sous vide pendant 45 min à -65 kPa suivant la méthode proposée par Reynolds et Topp (2008). Dans notre étude la saturation des échantillons est obtenue après 24 h sous vide (Figure II.19).

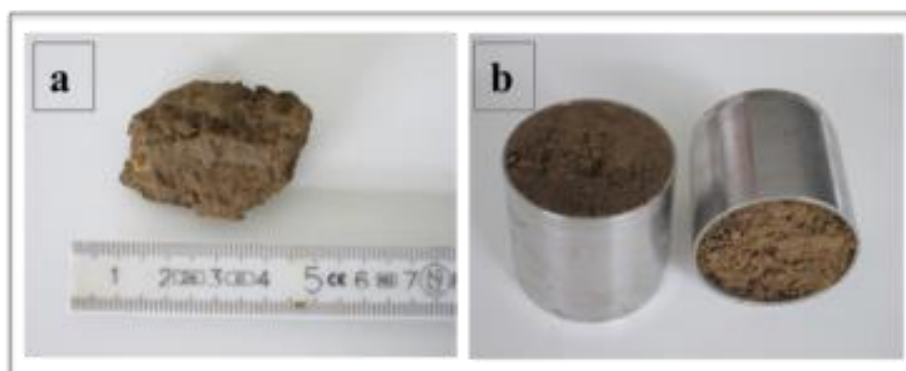


Figure II.18- Echantillons de sol « en place » : **(a)** motte de taille centimétrique pour la caractérisation de la courbe de rétention de l'eau en utilisant la presse de Richards et **(b)** cylindre de 100 cm³ pour la caractérisation de la courbe de rétention de l'eau en utilisant la table à succion à sable.

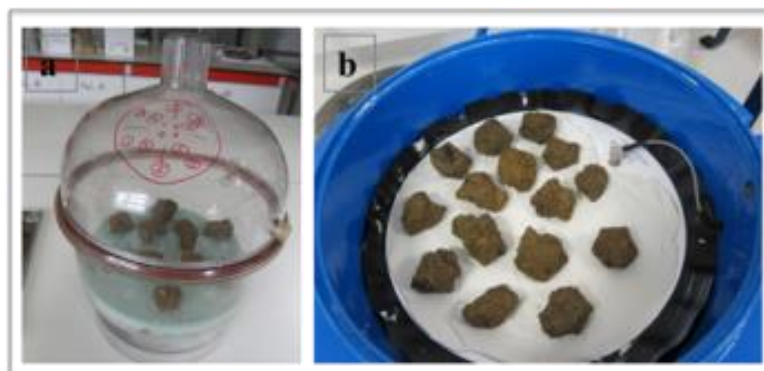


Figure II.19- Caractérisation de la courbe de rétention de l'eau utilisant la presse Richards : **(a)** saturation des mottes de sol dans le dessiccateur rempli d'une solution de carbonate de calcium 0.05 M et mise sous vide à -65 kPa pendant 24 h ; **(b)** mise en place des mottes de sol dans la presse de Richards, une pâte de kaolin saturée est utilisée pour améliorer le contact entre la céramique et la motte.

II.2.4.4. Courbe de retrait

Le retrait des échantillons de sol « en place » sous forme de mottes centimétriques a été mesuré pour les potentiels matriciels de -50, -100, -300, -500 et -1500 kPa, à saturation et en conditions sèches (après 24 h à 105°C). La méthode appliquée est une combinaison de la méthode C de la norme internationale ISO 11274 (AFNOR, 2004a) et de la norme française X31-505 (AFNOR, 2004e). La démarche appliquée est la suivante : i) les 3 premières étapes suivies pour la caractérisation de la rétention de l'eau en utilisant la presse de Richards et la norme ISO 11274 (préparation des échantillons, saturation, et mise sous pression jusqu'à l'équilibre), ii) la mesure de la densité apparente de chaque motte en appliquant la norme X31-505, et iii) la mesure de la masse sèche des échantillons (après 24 h à 105°C).

II.2.5. Suivi de l'eau du sol

II.2.5.1. Instrumentation

Pour collecter l'eau du sol, les 5 systèmes de culture ont été instrumentés avec 2 lysimètres à mèche et 6 bougies poreuses par parcelle courant 2012. Les équipements ont été installés à 50 cm de profondeur et si possible à proximité d'un drain. L'emplacement choisi pour cette installation se situe entre 15 à 20 m de la bande enherbée longeant la route d'accès. Un regard en béton a été installé au bord de la route pour mettre à l'abri le matériel de collecte d'eau du sol (tuyaux et bouteilles). Les bougies poreuses sont constituées d'une céramique poreuse (polyéthylène-nylon) de 20 mm de diamètre et 60 mm placée au bout d'une canne en PVC de 1 m de long et connectée à un tube collecteur (PE) relié à une bouteille en verre de 1 L (bougie UMS/SPE20, flacon UMS/SF-1000 et dispositif antiregorgement UMS/SF-PROTECT, Sols Mesures, Elancourt, France). Les lysimètres à mèche ont été fabriqués et installés avec les recommandations proposés par Lacas (2005) et Mertens et al. (2007). L'Annexe 6 présente le détail de la procédure suivie pour le dimensionnement des lysimètres à mèche. Les lysimètres sont constitués d'une plaque en acier inox de 0.5 m de longueur et 0.25 m de largeur avec un bord de 1 cm de hauteur sur tous les côtés. Au milieu de la plaque une ouverture est prévue pour permettre le passage d'une mèche en fibre de verre (1/2" fiberglass wick, Pepperell Braiding Company, MA, USA) qui est déployée en surface de la plaque, sa longueur en dessous de la plaque étant exactement de 70 cm. La mèche a été séchée au four avant son installation. Les propriétés hydrauliques et physiques de la mèche ont été décrits par Knutson et Selker (1994) et sont présentées dans le Tableau II.5. Chaque lysimètre est relié à un bidon en plastique (PE) de 23 L au moyen d'un tube en téflon qui contient la mèche en fibre de verre, le bidon étant placé sous le lysimètre. Le bidon est équipé de 2 tubes

en téflon qui permettent la mise à l'air du bidon et le prélèvement du contenu du bidon depuis le regard en béton situé en bordure de parcelle. Les Figures II.20, II.21 et II.22 illustrent les 2 types de dispositifs de collecte de l'eau du sol installés dans les parcelles expérimentales.

Tableau II.5 - Propriétés hydrauliques et physiques des mèches en fibre de verre (1/2" fiberglass wick 25 yards, Pepperell Braiding Company, MA, USA) (d'après Knutson et Selker (1994) et Lacas (2005)).

$\theta(h)$ van Genuchten (1980)					$K(h)$ Gardner(1958)		Caractéristiques physiques			
θ_s	θ_r	α	n	m	Ks	α	Diamètre	Densité	Porosité	Rayon fibres
($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	(cm^{-1})	(-)	(-)	(cm h^{-1})	(cm^{-1})	(mm)	(g cm^{-3})	($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	(mm)
0.63	0.00	0.06	3.61	0.40	1168	0.098	1.45	0.25	0.9	0.0035

La collecte de l'eau du sol a été réalisée avec une fréquence hebdomadaire sur les différentes périodes de drainage. Pour la collecte de l'eau des lysimètres, une pompe péristaltique de terrain (IP64, SDEC, Reignac sur Indre, France) a été employée et le volume d'eau recueilli a été mesuré avec un bidon en plastique de caractéristiques similaires à ceux installés dans la parcelle (23 L). Pour les bougies poreuses, une succion de 0.8 bar a été appliquée avec une pompe à vide (UMS/Vacuporter, Sols Mesures, Elancourt, France) pendant 5-7 jours avant le prélèvement.



Figure II.20- Lysimètres à mèche en cours d'installation : **(a)** mèche en fibre de verre disposée à la surface du lysimètre, **(b)** la surface du lysimètre à mèche est ensuite recouverte avec du sol tamisé avant le positionnement dans le profil pour assurer un bon contact entre la mèche et le sol sus-jacent, et **(c)** positionnement du lysimètre dans le profil du sol, le lysimètre étant ensuite mis en contact avec le sol sus-jacent au moyen de 4 verrins.



Figure II.2112- Installation des équipements de collecte d'eau : **(a)** fosses d'installation des lysimètres à mèche et bougies poreuses (1 à 6 bougies poreuses et I à II lysimètres à mèche), **(b)** drain au milieu de la fosse, et **(c)** bidon de 23 L pour collecter l'eau provenant du lysimètre placé dans un regard en béton.



Figure II.22- Collecte de l'eau du sol : **(a)** regard en béton en cours d'installation en bordure de parcelle à 15-20 m de la fosse, **(b)** pompe péristaltique et bidon de 23 L pour la collecte de l'eau provenant des bidons enterrés connectés aux lysimètres, et **(c)** pompe à vide pour la mise en succion des 6 bougies poreuses au moyen des flacons collecteurs de 1 L.

II.2.5.2. Validation du fonctionnement des lysimètres

II.2.5.2.1. Première approche : Evaluation des volumes d'eau collectés

Une première évaluation du fonctionnement des lysimètres a été réalisée à partir de l'analyse des volumes d'eau collectés au cours des 2 campagnes de mesure (2012/2013 et 2013/2014). L'annexe 7 présente les chroniques de ces volumes d'eau, ainsi que les données de précipitations et d'ETP cumulées avant la date de chaque prélèvement. Ainsi, selon l'ordre de grandeur des volumes d'eau collectés, les lysimètres ont été classés en 3 groupes: i) les lysimètres collectant 23 L (volume total du bidon collecteur) pendant presque toute la durée de l'étude, ce sont les lysimètres L1 des systèmes S4 et S2; ii) les lysimètres collectant majoritairement des volumes d'eau très faibles à quasi nuls (< 1 L) pendant toute la durée de l'étude, ce sont les lysimètres L1 des systèmes S4 et S5; et iii) les lysimètres collectant majoritairement des volumes d'eau plus importants pendant l'hiver ($1 \text{ L} < \text{volumes d'eau} < 23 \text{ L}$) et des volumes d'eau plus faibles pendant le printemps et l'automne ($5 \text{ L} < \text{volume d'eau} < 1 \text{ L}$), ainsi que des volumes quasi nuls ($< 1 \text{ L}$) en absence de précipitations pendant l'automne et le printemps ; ce sont les deux lysimètres L1 et L2 du système S1 et les lysimètres L2 des systèmes S2, S3, S4 et S5.

A partir de cette classification, 3 hypothèses de fonctionnement ont été émises : i) les lysimètres S2L1 et S4L1 collectent l'eau provenant de la nappe, ce qui implique la non étanchéité du bidon collecteur (55 cm de hauteur, installation à 180 cm de profondeur approximativement) et un niveau minimum du toit de la nappe équivalent à 125 cm de profondeur ($180-55=125$ cm), ii) un fonctionnement défectueux pour les lysimètres S4L1 et S5L1 probablement dû à une faible contact lysimètre-sol ou des problèmes de connectivité des tuyaux enterrés, et iii) un fonctionnement des lysimètres S1L1, S1L2, S2L2, S3L2, S4L2 et S5L2 comparable à celle d'un système de drainage qui permet l'identification des 3 périodes de drainage caractéristiques (amorce de drainage, drainage intensif et drainage de printemps (Aldanondo, 1981).

Néanmoins, la forte variabilité des volumes d'eau collectés pour tous les lysimètres du 3^{ème} groupe nécessite une analyse plus précise de la relation entre les volumes d'eau collectés, le niveau du toit de la nappe, les données de précipitation et d'évapotranspiration cumulées avant la date du prélèvement, et le stade phénologique des cultures en place. La Figure II.23 illustre 2 cas d'influence du niveau du toit de la nappe. Dans le premier cas illustré (Figure II.23a), le niveau du toit de la nappe est au-dessous de la plaque des lysimètres, et il peut varier entre le niveau minimum de la nappe observé pendant la période de l'étude et la

profondeur d'installation des lysimètres. Le niveau minimum de la nappe, équivalent à 125 cm de profondeur, est déduit de l'évaluation des lysimètres collectant l'eau de la nappe (lysimètres S2L1 et S4L1). La profondeur d'installation des lysimètres est de 50 cm. Dans ce premier cas les lysimètres collectent donc l'eau circulant dans le sol en réponse à la différence entre précipitations et valeurs d'évapotranspiration. Dans le deuxième cas (Figure II.23b) le niveau du toit de la nappe est au-dessus de la plaque des lysimètres (< 50 cm de profondeur), les lysimètres collectent alors en permanence l'eau de la nappe.

Le Tableau II.6 présente la synthèse de l'évaluation du fonctionnement des lysimètres. Cette évaluation a été réalisée en comparant chaque débit collecté par les lysimètres ($L\ m^{-2}$) avec les données de précipitations et d'évapotranspiration cumulées avant la date de chaque prélèvement. Pour cela, les volumes d'eau collectés (L) ont été divisés par la surface des lysimètres ($0.125\ m^2$). Cette première évaluation s'appuie sur les hypothèses décrites ci-dessus. Toutefois, les diagnostics du fonctionnement et de la dynamique des lysimètres proposés doivent être effectués en utilisant les résultats des prochaines campagnes de mesure.

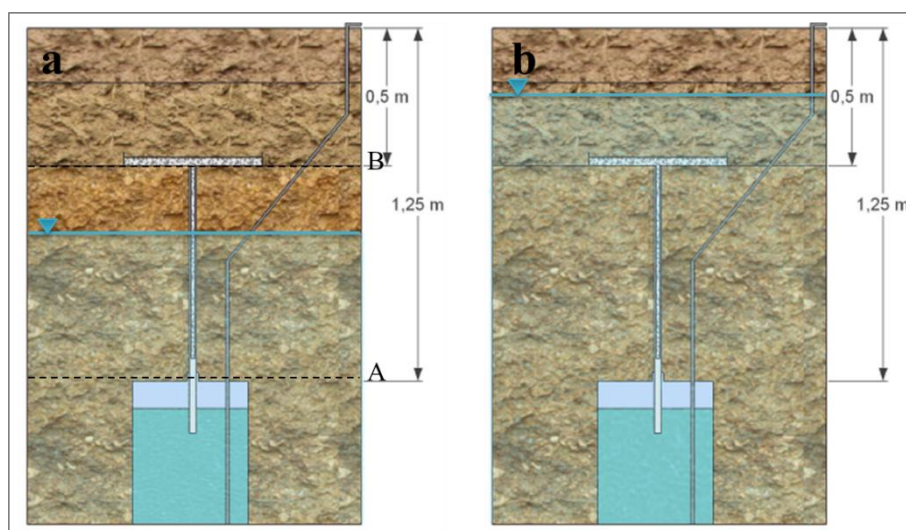


Figure II.23- Schéma du fonctionnement des lysimètres S1L1, S1L2, S2L2, S3L2, S4L2 et S5L2 (lysimètres présentant une hypothèse de fonctionnement comparable à un système de drainage). La plaque du lysimètre à mèche et le bidon collecteur (55 cm d'hauteur) sont installés à 50 cm et à 125 cm de profondeur respectivement. Le schéma (a) illustre le cas où les lysimètres collectent l'eau circulant dans le sol, le niveau du toit de la nappe oscille entre la profondeur A (125 cm) et B (50 cm). Le schéma (b) illustre le cas où lysimètres collectent l'eau provenant de la nappe, le niveau du toit de la nappe au-dessus de profondeur 50 cm.

Tableau II.6 -Synthèse du fonctionnement des lysimètres

Système	Lysimètre	Campagne 2012/2013		Campagne 2013/2014		Fonctionnement
		Cumul eau collectée (L m ⁻²)	Précipitations cumulées (mm)	Cumul eau collectée (L m ⁻²)	Précipitations cumulées (mm)	
S1	L1	2821	721	1151	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante
	L2	1265	721	884	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante
S2	L1	5456	721	4248	559	Bidon collecteur pas étanche à l'eau de la nappe
	L2	1017	721	341	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante
S3	L1	4314	721	3657	559	Bidon collecteur pas étanche à l'eau de la nappe
	L2	1109	721	412	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante
S4	L1	292	721	142	559	Volume collecté très faible à quasi nul. Problème d'installation
	L2	3802	721	1040	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante
S5	L1	129	721	-	559	Volume collecté quasi nul. Problème d'installation
	L2	2663	721	147	559	Différentiation des périodes de drainage. Nappe fluctuante

II.2.5.2.2. Deuxième approche : Application des notions de drainage agricole

La deuxième approche pour évaluer le fonctionnement hydrique des lysimètres à mèche s'appuie sur l'hypothèse d'une dynamique hydrique des lysimètres comparable avec celle d'un système de drainage agricole. Cette approche s'avère possible grâce aux conclusions tirées de la première approche concernant les lysimètres du 3^{ème} groupe (lysimètres S1L1, S1L2, S2L2, S3L2, S4L2 et S5L2).

Ainsi, cette approche consiste à identifier les 3 périodes de drainage reconnus par Aldanondo (1981) et Zimmer (1988b) : i) la période d'amorce de drainage correspondant aux premiers écoulements et à la formation de la nappe, ii) la période de drainage intensif correspondant à la présence en continu d'une nappe au-dessus des drains/lysimètres, et iii) la période de drainage de printemps correspondant à une baisse régulière des coefficients de restitution. La différenciation des 3 périodes se réalise à l'aide des graphiques des doubles cumuls pluies-débits (débits cumulés en mm en fonction des précipitations cumulées en mm) (Zimmer, 1988b). Aldanondo (1981) définit le coefficient de restitution comme le rapport entre la hauteur d'eau drainée et la hauteur des précipitations pour une période donnée. Ainsi, les

pentés du graphique des doubles cumuls correspondent aux coefficients de restitution, lesquels augmentent au cours de la période d'amorce, atteignent leurs valeurs maximales quasi constantes pendant la période de drainage intensive, et diminuent pendant le drainage de printemps (Figure II.24).

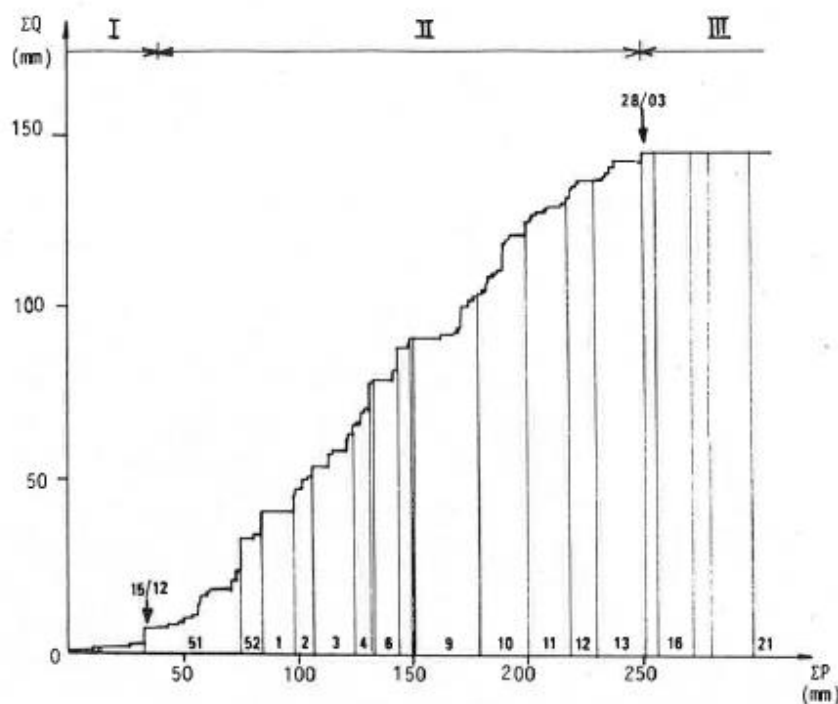


Figure II.24 - Exemple de graphique des doubles cumuls pluies-débits : hauteur d'eau drainée cumulée ΣQ (mm) en fonction des pluies cumulées ΣP (mm). Les trois périodes de drainage ont été identifiées : i) la période d'amorce de drainage I, ii) la période de drainage intensif II, et iii) la période de drainage de printemps III. La pente correspondant à la période de drainage intensif est constante et équivalente à 64 % (d'après Zimmer (1988b)).

Dans notre cas les 3 périodes de drainage identifiées par Aldanondo (1981) correspondent à :

- i) la période d'amorce correspondant aux premiers écoulements gravitaires jusqu'au remplissage de la réserve utile ;
- ii) la période de drainage intensif correspondant à une réserve utile quasiment pleine en continu et des écoulements gravitaires importants ;
- iii) la période de drainage de printemps où quelques écoulements gravitaires sont observés malgré un remplissage de la réserve utile en baisse.

L'élaboration des graphiques représentant l'évolution du coefficient de restitution au cours de la période étudiée permettra ainsi de valider l'hypothèse d'une dynamique hydrique des lysimètres à mèche comparable avec celle d'un système de drainage agricole. Pour cela, les volumes d'eau collectés (L) doivent être exprimés en débits (mm). Néanmoins et à notre

connaissance, l'aire de la surface du sol qui contribue au fonctionnement des lysimètres n'est pas documentée dans la littérature et il est possible que cette surface soit supérieure à celle de la plaque du lysimètre à mèche.

Toutefois, l'aire de cette surface peut être estimée avec une approche assez simple qui s'appuie encore sur l'hypothèse d'un fonctionnement de drainage agricole. Elle se base sur le graphique de doubles cumuls pluies-débits dans lesquels la pente correspondant à la période de drainage intensif est constante et proche de l'unité (Zimmer, 1988b) (Figure II.24). Dans le cas des lysimètres à mèche, les débits peuvent être exprimés comme le rapport entre le volume d'eau collecté (L) et l'aire de la surface du sol active pour le transfert de l'eau vers les lysimètres (m^2). En conséquence, la pente du graphique de volumes cumulés (L) en fonction des précipitations cumulées (mm) correspondant à la période de drainage intensif est équivalente à la surface du sol contribuant au fonctionnement des lysimètres (équations 4 et 5) :

$$CR_{DI} = \frac{\sum(Vol_{eau}/S_{sol})}{\sum P} \quad \text{Equation 4}$$

$$S_{sol} = \frac{1}{CR_{DI}} \frac{\sum Vol_{eau}}{\sum P} \quad \text{Equation 5}$$

où, CR_{DI} est le coefficient de restitution correspondant à la période de drainage intensif DI (-), Vol_{eau} est le volume d'eau collecté par le lysimètre correspondant à une date de prélèvement spécifique [L^3], S_{sol} est la surface du sol qui contribue au fonctionnement des lysimètres [L^2], $\sum(Vol_{eau}/S_{sol})$ est la hauteur d'eau cumulée collecté par le lysimètre à mèche pour la période DI [L] et $\sum P$ correspond aux précipitations cumulées pour la même période [L].

L'application de cette méthode est en partie l'objet de l'étude présentée dans le Chapitre V dans lequel cette approche est développée plus en détail pour les systèmes de culture S2 et S5. Enfin, les résultats de l'application de cette approche pourront être vérifiés ultérieurement en utilisant notamment une approche par modélisation.

CHAPITRE III- Effet des systèmes PIC-adventices sur les propriétés de rétention de l'eau dans un sol limono-argileux

Effects of integrated weed management based cropping systems on the water retention properties of a silty clay loam soil

C. Ugarte^a, B. Nicolardot^a, M. Quinche^a, N. Munier-Jolain^b, M. Ubertosi^a

^a AgroSup Dijon, UMR 1347, Agroécologie, 26 rue Dr Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon cedex, France

^b INRA, UMR 1347, Agroécologie, 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon cedex, France

Keywords

Cropping system, integrated weed management, soil tillage, soil properties, soil water retention, van Genuchten equation, spatial variability.

Highlights

1. Soil water retention was studied for 5 cropping systems after 12 years of differentiation.
2. Differences in water retention were found between cropping systems.
3. The natural spatial variability of clay and organic C affected soil water retention.
4. Intensive superficial tillage increased water retention.
5. Van Genuchten model parameters were consistent with water retention data.

*** Corresponding author:**

Marjorie Ubertosi, AgroSup Dijon, UMR 1347 Agroécologie
26 Bd Docteur Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon Cedex, France

Tél.: +33 (0)3 80 77 23 46, Fax: +33 (0)3 80 77 25 51

Email: marjorie.ubertosi@agrosupdijon.fr

Ce chapitre a été soumis pour publication à la revue Soil and Tillage Research. Il est en révision majeure

Abstract

Integrated Weed Management (IWM) based cropping systems employ a combination of agricultural techniques to manage weed communities. However, the effect of such a combination of agricultural techniques on soil hydraulic properties has received little attention. Here, we evaluated the soil water retention of the superficial layer (3 to 15 cm depth) of 5 cropping systems of which 4 were based on IWM principles. The effects of those cropping systems and the natural variability of soil on soil water retention were evaluated: (i) by studying the natural spatial variability of soil physical and chemical properties, (ii) by studying the soil water retention curve for two different sample treatments (repacked and undisturbed samples), and (iii) by comparing soil water retention parameters calculated by fitting the experimental data to van Genuchten's (1980) analytical model. Significant differences between cropping systems in soil water retention were found between and within each soil sample treatment. Significant differences in water retention between cropping systems for the undisturbed soil samples were related to the effects of agricultural practices, whereas for repacked soil samples, significant differences were related to the spatial variability of clay content and organic C between cropping systems. The highest water retention of undisturbed soil samples was found for the IWM-based cropping system without any herbicide and with a high frequency of shallow agricultural operations per year while the lowest values were found for the conventionally tilled cropping system. For the no-tillage cropping system low water retention values were found close to saturation, while high water retention values were found at the dry-end of the water retention curve. Moreover, significant effects of the cropping systems were found on the van Genuchten parameters, whose results were consistent compared to the experimental water retention data. In conclusion, this work shows that in the case of silty clay loam with shrinkage/swelling behavior, high clay and organic C content and very frequent superficial tillage increased soil water retention.

III.1. Introduction

Reducing negative impacts on the environment such as soil erosion, river eutrophication and water pollution without compromising productivity is an important challenge for sustainable agriculture. In the case of water pollution, herbicides are the organic compounds most frequently found in groundwater and surface water. Hence, reducing the reliance of cropping systems on herbicides is one of the main objectives of sustainable agriculture and requires redesigning cropping systems by developing alternative agricultural practices. As a response, Integrated Weed Management (IWM) proposes several agricultural techniques to manage

weed communities, but these techniques must be combined in order to totally or partially substitute pesticides by mechanical treatments used to control weed infestations (Munier-Jolain et al., 2008; Bastiaans et al., 2008; Debaeke et al., 2009).

The main IWM techniques, as described by Pardo et al. (2010), are: (i) diversified crop rotations with diversified sowing dates to avoid selecting species with marked seasonality of emergence; (ii) superficial soil tillage in order to control the seed bank by managing the incorporation depth of seeds in the soil or repeated shallow cultivations (false-seed bed technique) to promote the emergence of seedlings and their destruction before crop drilling; (iii) delayed autumn sowing to avoid the emergence peak of a range of autumn-germinating species; (iv) competitive cultivars and competitive crop species sown at high densities and reduced row distance to maximize the competitive ability of the crop canopy, (v) in-crop mechanical weeding; and (vi) the use of pesticides with low ecotoxic impacts. Such a combination of techniques might involve major changes in the nature of cropping systems (Debaeke et al., 2009).

Several studies have provided evidence of the influence of cropping systems on soil properties. They have focused on the evaluation and comparison of conventional tillage and conservation tillage (reduced and zero tillage) techniques (e.g. Alletto et al., 2009; Hill, 1990; Hill et al., 1985), but the results are not always consistent across locations, soils and experimental designs (Green et al., 2003). However, few studies have focused on the evaluation of alternative agricultural practices such as mechanical weeding and/or intensive shallow cultivation on soil physical and hydraulic properties. In the case of IWM, a key question is the assessment of the environmental risk of herbicide residue transport to other compartments of the environment (vadose zone, groundwater), due to the combination of several agricultural techniques and the application of herbicides (Deytieux et al., 2012). To answer this question, it is important to characterize soil hydraulic properties, especially the soil water retention curve (i.e. water content vs. water matric potential) which is an essential soil hydraulic property. Several applications of this soil characteristic in agronomy and hydrology can be mentioned, such as the determination of plant-available water capacity and the modeling of water flow and solute transport in the unsaturated zone. Indeed, soil water retention has been widely reported in the literature with studies aiming at: i) the evaluation of the effect of agricultural practices on soil water retention, in which comparisons between conventional till, minimum or reduced-till and no-till cropping systems are the most frequently reported (e.g. Abu et al., 2013; Bescansa et al., 2006); ii) the study of the temporal

and spatial variability of soil water retention (e.g. Fuentes et al., 2004; Strudley et al., 2008); and iii) the parameterization of soil water retention for applications such as water transfer and solute transport modeling (e.g. Ippisch et al., 2006; Yates et al., 1992) and the comparison of different agricultural practices (e.g. Abu et al., 2013; Ndiaye et al., 2007). Concerning the effects of agricultural practices on soil water retention, several authors have agreed that the temporal and spatial variability of soil water retention as well as the natural soil variability of other soil main properties (e.g. texture and organic C) often mask the effects of agricultural practices on soil hydraulic properties such as soil water retention (Green et al. (2003); Strudley et al. (2008)). Despite these masking factors, it is expected that after soil loosening by tillage, water retention will temporally increase and then decrease due to natural soil reconsolidation (Ahuja et al. (1998) Mapa et al. (1986)). Indeed, the detailed description of all the factors affecting soil hydraulic properties is necessary before any evaluation of the effects of agricultural practices (Green et al., 2003).

Our main objectives were: i) to study the water retention of the superficial soil layer Ap1 (i.e. first 15 cm) of 5 cropping systems, 4 based on the principles of IWM and one standard reference, ii) to explain the differences observed between cropping systems by the effects caused by agricultural practices and/or by the natural spatial variability of soil physical and chemical properties (i.e. clay content, C organic) between the cropping systems, and iii) to evaluate the van Genuchten model for the parameterization of the soil water retention curves obtained for our soil conditions. Our study was based on several hypotheses: i) agricultural practices involved in IWM-based cropping systems with equivalent soil physical and chemical properties affect soil water retention; ii) these effects are lacking when soil samples have a homogeneous structure (repacked soil samples) and are present when “in-situ” soil structure is preserved (undisturbed soil samples); iii) soils from cropping systems have equivalent soil physical and chemical properties (however, if differences for physical and chemical soil properties between cropping systems exist, a strong link between those properties and water retention is expected); and iv) the van Genuchten equation is suitable for modelling the water retention curves obtained under our conditions.

III.2. Materials and methods

III.2.1. Experimental location

The experimental design is located at the INRA Dijon experimental unit, eastern France (47°20'N, 5°2'E), in a region with a semi continental climate with an average annual rainfall of 770 mm and a mean annual temperature of 10.5°C. The soil is classified as Cambisol (Hypereutric) (IUSS Working Group WRB, 2006) with a clayey surface layer (depth = 0.77 ± 0.13 m) developed on an alluvial coarse layer. The soil vertical stratification according to the FAO classification (IUSS Working Group WRB, 2006) includes 3 soil layers: superficial tillage layer Ap1 (0-15 cm), plough layer Ap2 (15-30 cm) and Bm (30–80 cm).

Table III.1: Main components of the 5 cropping systems.

Cropping system	Description
S1	Reference system designed to maximize financial returns. Use of chemical herbicides to control weeds. Moldboard ploughing each year. Choice of herbicides according to recommendations of extension services. Crop rotation: oilseed rape/winter wheat/winter barley.
S2	System with IWM. Reduce tillage between 2000 and 2007. No-tillage since 2008. Time-consuming operations such as ploughing, harrowing and mechanical weeding excluded. Treatment frequency index ¹ reduced by 50 %.
S3	System with IWM. Ploughing and other tillage operations allowed when necessary for weed seedbed management but mechanical weeding is excluded. Treatment frequency index reduced by 50 %.
S4	System with IWM. Ploughing and other tillage operations allowed when necessary for weed seedbed management including mechanical weeding. Treatment frequency index reduced by 65 %.
S5	System with IWM. Use of any herbicides excluded. Only non-chemical practices are allowed to contain weed infestation.

¹ Amount of pesticides spread per ha expressed in % of the standard approved dosages of pesticides per ha.

III.2.2. Experimental design

The experimental design is composed of two sites (equivalent to two replicates), each site including 5 experimental plots of about 1.7 ha (80 x 210 m) and each plot corresponding to a cropping system. Our study was carried out only for one site for 2 main reasons: (i) to avoid differences in soil depth and physical and chemical properties between sites, as they may interfere with the evaluation of the effects of cropping systems on soil water retention, and (ii) due to the presence of water sampling equipment (i.e. porous cups and lysimeters) in the site studied. Thus our results will help to simulate the water flow, solute transport and quality of the water collected using these different devices. Soil samples were also collected at the sub-plot scale (0.4 ha, 80 x 50 m) where the water collection devices are located.

CHAPITRE III

Table III.2: Main cultural operations for the 5 cropping systems before or during the measurement period.

Date	S1	S2	S3	S4	S5
29-07-11		Catch crop sowing			
12-08-11			Stubble ploughing ⁴		Stubble ploughing ⁴
17-08-11					Decompaction ⁸
22-08-11					Superficial tillage ²
01-09-11			False seed ⁵		
02-09-11	Ploughing ¹				
03-09-11	Superficial tillage ²				
05-09-11					Superficial tillage ²
06-09-11					Alfalfa sowing + Rolling ³
13-09-11.			False seed ⁵		
26-09-11			Superficial tillage ⁶		
12-10-11	Winter wheat sowing + harrow ²				
13-10-11	Rolling ³				
21-10-11				Ploughing ¹	
24-10-11			Winter wheat sowing + harrow ²	Winter wheat sowing + harrow ²	
17-01-12		Rolling ³			
09-03-12		Spring barley sowing			
12-03-12		Rolling ³			
16-03-12				Mechanical weeding ⁷	
29-03-12					Alfalfa sowing + harrow ²
02-04-12				Mechanical weeding ⁷	
14-06-12					Harvest
18-07-12	Harvest				
24-07-12			Harvest	Harvest	
25-07-12		Harvest			
31-07-12					Harvest

¹ Moulboard plow (23 cm) ; ² Rotary harrow (8-10 cm) + roller (packer type)

³ Cambridge roller; ⁴ Disc harrow (cover crop type) (8-10 cm)

⁵ Vibrating tine cultivator (5-8 cm) + cage roller; ⁶ Field cultivator (chisel type) (10-15 cm)

⁷ Weed harrow (1-3 cm); ⁸ Soil loosener (30-35 cm) (values in brackets indicate tillage depth)

- Water retention was measured on 28 March 2012 for S2, S3, S4 and S5 and on 20 April 201 for S1.

- Bulk density was measured for all cropping system on 23 April 2012.

The main components of the 5 cropping systems were described by Chikowo et al. (2009) and are summarized in Table III.1. Briefly, the first cropping system (S1) is the standard reference based on farming practices in the region of the experimental design. It is designed to

maximize financial returns and promotes the use of chemical herbicides for weed control. In this system, crop rotation is winter oilseed rape / winter wheat / winter barley, a frequent rotation in east-central France. Crops are sown on usual sowing dates (oilseed rape, end of August; winter cereals, beginning of October), and moldboard ploughing is carried out each year during summer.

System S1 is also called conventional tillage cropping system. The other 4 systems (S2 to S5) are IWM-based cropping systems aimed at reducing reliance on herbicides in comparison to system S1. Reliance on herbicide declines gradually from cropping system S1 to S5. Crop succession in IWM-based cropping systems is more diversified: the typical crop rotation lasts 6 years and includes 1 oilseed rape (early autumn sown), 3 winter cereals (late autumn sown), 1 early spring sown crop and 1 late spring sown crop. In terms of agricultural practices, system S2 was managed with reduced tillage from 2000 to 2007 and with no-tillage since 2008. System S3 accepts ploughing and other soil tillage operations when necessary for weed seed bank management, but excludes mechanical weeding. System S4 differs from system S3 by including in-crop mechanical weeding. Finally, system S5 excludes the use of any herbicides, thus relying only on other physical and cultural practices, principally in-crop mechanical weeding, to contain weed infestations. Table III.2 details the main tillage operations before and during the period studied.

III.2.3. Soil sampling

III.2.3.1. At plot scale

At the beginning of the experiment in 1999, soil from the 5 cropping systems of the Ap layer (i.e. first 30 cm) was sampled for physical and chemical analysis, such as particle size distribution, organic C and pH. The soil was sampled using a grid of 8 sampling points regularly distributed over the whole area of the experimental plot (Fig. III.1). This characterization was performed again between December 2010 and April 2012, using a comparable procedure.

III.2.3.2. At sub-plot scale

At the end of the intensive draining season, i.e. between the end of March and the end of April 2012 (Table III.2), the soil of the Ap1 layer (i.e. 3 to 15 cm depth) from the 5 cropping systems was sampled at 6 points (Fig. III.1). The sampling points were regularly distributed to cover the whole area of the subplot scale. Three types of soil samples were collected at each of the 6 points for the water retention measurements: loose soil for repacked samples, soil

cores (100 cm^3) and soil clods (centimetric size) for undisturbed samples. Truly undisturbed soil cores are nearly impossible to collect; however, as recommended for swelling soil sampling with cylindrical cores by the International standard ISO 11274 (AFNOR, 2004a), soil cores were sampled in near-saturated conditions to increase soil structure preservation. Soil for repacked samples was air dried and sieved (2 mm mesh) to obtain a homogeneous soil structure of equivalent bulk density of 1.3 g cm^{-3} . In addition, loose soil samples for physical and chemical analysis (particle size distribution, pH and organic C) and soil cores (200 cm^3) for bulk density measurements were collected at each of the 6 points studied per sub-plot of the 5 cropping systems (Table III.2).

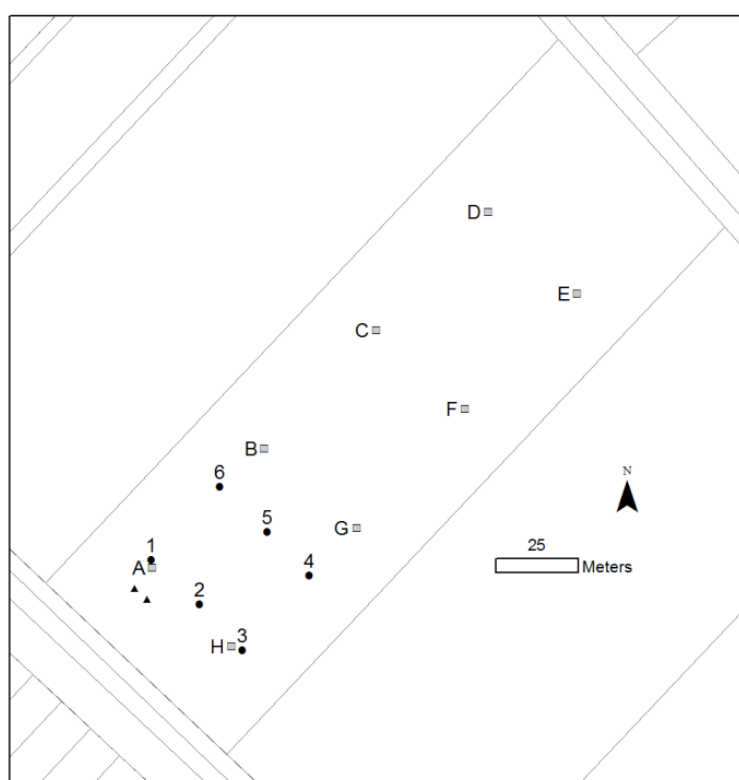


Figure III.1: Soil sampling map at the plot and sub-plot scales. Grey squares (A-E) represent the 8 sampling points (0-30 cm soil layer) at the plot scale for soil physical and chemical characterization in 1999 and in 2010-2012; black circles correspond to the 6 sampling points (3 to 15 cm depth) at the sub-plot scale for determinations of water retention, bulk density and physical and chemical properties; finally, black triangles are the limits of the installation zone for the water sampling devices.

III.2.4. Bulk density

200 cm^3 beveled edge steel rings (6.9 cm diameter, 5.4 cm height) were used to collect undisturbed soil samples from the Ap1 layer. One sample was collected at each of the 6 points of the 5 cropping systems. Soil cores were oven-dried at 105°C for 24 h to obtain the mass of the dried soil sample, M . Bulk density, ρ_b (g cm^{-3}), was calculated as the ratio between M (g) and the volume of the cylinder, V (cm^3).

III.2.5. Soil water retention

Water retention curves (gravimetric water content vs. matric potential) were determined from the repacked and undisturbed soil samples of each cropping system, from the range of 0 to -1500 kPa. For matric potentials ranging from saturation to -10 kPa, gravimetric water content (GWC) (g g^{-1}) was measured using a Sandbox (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek, NL) as described in method A of international standard NF ISO 11274 (AFNOR, 2004a) for determining soil water retention characteristics based on laboratory measurements of the drying curve. For matric potentials ranging from -100 to -1500 kPa, GWC measurements were performed with a ceramic pressure plate extractor, PPE (Soil moisture Equipment Corp., California, USA), as described in method C of international standard NF ISO 11274 (AFNOR, 2004a) and the French standard X 31-505 (AFNOR, 2004b) for determining the bulk density and water content in the case of soil clod sample characterization.

The soil water retention curves of repacked soil samples were determined using 100 cm³ rings (5.0 cm diameter, 5.0 cm height) for the measurements performed with the Sandbox and 15 cm³ rings (3.5 cm diameter, 1.55 cm height) for measurements performed with the PPE. Beforehand, 140-150 μm filter cloths (Eijkelkamp Agrisearch Equipment Giesbeek, NL) were attached with rubber bands at the bottom of each ring. For the measurements performed with the Sandbox, equilibrium was assumed to be reached at each matric potential when the weight of the soil sample ceased to vary ($< 2\%$), after 7-10 days in the case of our study. Thus, at each matric potential, i.e. saturation, -0.25, -1, -3.2, -6.3 and -10 kPa, soil cores were equilibrated, weighed and returned to the Sandbox for the application of the next suction. Finally, the soil cores were oven-dried at 105 °C for 24 h and the GWC was determined. For the measurements performed with the PPE, the samples were first saturated for 24 h by placing them in a vacuum desiccator in the presence of distilled water and applying a 65 kPa vacuum for 45 min (Reynolds and Topp, 2008). Four different porous ceramic plates were used for PPE, corresponding to 100, 300, 500 and 1500 kPa. A thin layer of moist kaolin paste was placed on each ceramic plate to ensure soil-ceramic plate contact. The samples were maintained in the PPE until drainage ceased after 7-10 days, depending on the matric potential value which was determined by visual observation of the cumulated water level of a water flow collector.

Similarly, the soil water retention curves of undisturbed soil samples were determined using soil cores of 100 cm³ (5 cm diameter, 5 cm height) for the measurements performed with the Sandbox and soil clods of centimetric size for the measurements performed with the PPE. As

with the repacked samples, the permeable material used in the sample-Sandbox interface was a nylon filter cloth. The procedure described previously was used for the measurements performed with the Sandbox. However, for the measurements performed with the PPE, bulk density was also determined at each matric potential applied in addition to the GWC measurements. Method C of international standard ISO 11274 (AFNOR, 2004a) was used with a minor change, in which soil clod bulk density and specific volume (L3 M-1 of dry soil) was determined using the French standard method X31-505 (AFNOR, 2004b) after the application of each matric potential. This change in the method allows determining the shrinkage curve and the specific volume as a function of GWC (Braudeau et al., 2004), but requires the use of new soil samples for each matric potential studied. The shrinkage curve was determined at matric potentials from -100 to -1500 kPa and under dry conditions. Furthermore, the pore size distribution (PSD) for both sample treatments was derived from the water retention results (in volumetric units) following the procedure explained in Kutílek et al. (2006) and reported by Cássaro et al. (2011) with two changes: i) the PSD values were derived directly from the experimental data without applying any fitting process (i.e. cubic spline function in Kutílek et al. (2006)) and ii) the data were parameterized with the expression $S_i = \theta / \theta_s$ with S_i (unitless) being the saturation index, θ_s (cm³ cm⁻³) the saturated water content and θ (cm³ cm⁻³) the water content for each matric potential.

III.2.6. Water retention parameters

The parameters from the soil water retention curves were obtained by fitting van Genuchten's (1980) analytical model to the experimental data using the nonlinear least squares optimization program, RETC (RETention Curve) (van Genuchten et al., 1991). The volumetric soil water content, θ (cm³ cm⁻³) as a function of the matric potential, h (cm) is given by:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha|h|)^n]^m} \quad (2)$$

where θ_r (cm³ cm⁻³) is the residual water content, θ_s (cm³ cm⁻³) is the saturated water content, α (cm⁻¹) is a shape parameter proportional to the inverse of the air entry matric potential and n and m are dimensionless shape parameters related to the soil pore size distribution.

III.2.7. Statistical analysis

All the statistical analyses were performed using R-3.1.1 software (R Development Core Team, 2013). To test the hypothesis "of equivalent soil physical and chemical properties between cropping systems", one-way analysis of variance (ANOVA) was performed at the

plot scale for data collected in 1999 and in the period 2010-2012. In case of significant effect between periods, a matched-pair t-test ($P < 0.05$) was performed to evaluate the effects caused by natural soil spatial variability or cropping system. Significant differences can be interpreted as the effects of cropping systems, while no significant effects can be explained by the effects of natural spatial variability. At the subplot scale, one-way ANOVA was also performed to test the effect of the variability of soil physical and chemical properties between cropping systems. Then, to analyze the effect of cropping systems on GWC and soil water retention parameters, two-way ANOVA was used to check the differences between cropping systems (SYSTEM) and soil sample treatments (repacked and undisturbed) (TREATMENT). When interactions between SYSTEM and TREATMENT were found, the water retention results (GWC and van Genuchten parameters) of the undisturbed and repacked soil samples were subjected to one-way (SYSTEM) ANOVA for each matric potential. The one-way ANOVA was also performed in order to test: i) the significance of differences in water retention properties between cropping systems expected for undisturbed soil samples, ii) the absence of differences expected for the repacked soil samples (second hypothesis), iii) the effect of cropping systems on the differences of GWC between sample treatments (δ GWC) at each matric potential, and iv) the significant differences for pore size distribution (PSD) between cropping systems for each sample treatment. Finally, when significant differences ($P < 0.05$) were found, post-hoc analyses were computed using Tukey's honest significant difference (HSD) test in order to classify the 5 cropping systems (Bretz et al., 2010). In all cases, the homogeneity of variances was checked using Leven's test for all the ANOVA tests. Robust one and two-way ANOVAs were performed (Wilcox, 2012) if the homogeneity of variance was not verified.

III.3. Results

III.3.1. Variability of soil physical and chemical properties of the Ap soil layer at the plot scale

Table III.3 shows the soil physical and chemical properties of the Ap soil layer for each period studied, i.e. 1999 and 2010-2012. Firstly, in accordance with the U.S. Department of Agriculture (USDA) soil textural classification system, the soil samples from the surface of the 5 cropping systems were classified as silty clay loam. The coefficient of variation (CV) was related to the spatial variability of soil properties within each cropping system. For each period, variability inside each cropping system was considered low to moderate since the CV values calculated for each soil property were generally lower than 15%. Significant

differences between cropping systems for the soil parameters affecting soil water retention (i.e. clay content and organic C) were observed. For clay content, the soils from system S2 and S5 had the highest clay contents in 1999 and in 2010-2012, and the soil from system S1 had the lowest clay content for both periods. Moreover, the comparison of soil particle size distribution measured in 1999 and in 2010-2012 showed that there was no significant difference ($P < 0.05$) for any of the cropping systems. For organic C content, the soil from systems S2 and S5 had the highest organic C value in 1999, and only the soil from system S2 had the highest value in 2010-2012. Indeed, between both periods, the soil from system S2 presented a significant increase of organic C of about 14.4%.

Table III.3: Main soil properties of the 5 cropping systems at the plot scale on 1999 and 2010-2012.

Cropping system	Clay (< 2 μm) g kg ⁻¹			Loam (2-50 μm) g kg ⁻¹		Sand (50-200 μm) g kg ⁻¹		Organic C g kg ⁻¹		
	1999	2010-2012	SD	1999	2010-2012	1999	2010-2012	1999	2010-2012	SD
S1	370 $\pm$ 45b	372 $\pm$ 45b	ns	560 $\pm$ 36	563 $\pm$ 36	70 $\pm$ 10	66 $\pm$ 10	17.4 $\pm$ 2.1ab	17.1 $\pm$ 2.2b	ns
S2	435 $\pm$ 56a	432 $\pm$ 48a	ns	514 $\pm$ 47	522 $\pm$ 41	51 $\pm$ 11	46 $\pm$ 7	20.1 $\pm$ 2.8a	23.0 $\pm$ 3.8a	**
S3	391 $\pm$ 37ab	393 $\pm$ 37ab	ns	549 $\pm$ 33	550 $\pm$ 32	60 $\pm$ 8	58 $\pm$ 6	17.6 $\pm$ 2.6ab	18.6 $\pm$ 1.5b	ns
S4	411 $\pm$ 35ab	416 $\pm$ 30ab	ns	538 $\pm$ 36	532 $\pm$ 31	52 $\pm$ 5	52 $\pm$ 4	16.4 $\pm$ 1.4b	15.6 $\pm$ 1.4b	ns
S5	430 $\pm$ 38ab	438 $\pm$ 28a	ns	519 $\pm$ 31	516 $\pm$ 26	51 $\pm$ 8	46 $\pm$ 4c	20.4 $\pm$ 2.4a	18.7 $\pm$ 2.0b	ns

- Values are mean $\pm$ standard deviation of 8 replicates.

- Within columns (years) means with the same letter are not significantly different at 5 % level based on Tukey's Honest Significant Differences.

- Column SD gives the level of significance according to matched-pairs *t*-test for the difference between contents of each soil property measured at the 2 periods and for each cropping system: ** $P < 0.01$, ns = not significant.

III.3.2. Soil physical and chemical properties of the Ap1 soil layer at the sub-plot scale

As with the plot scale, the 2012 characterization of soil properties of the Ap1 soil layer over about ¼ of each experimental plot (Table III.4) revealed heterogeneity between the cropping systems studied. Results showed CV values generally less than 15%, thus variability was considered small to moderate within each cropping system.

Significant differences between cropping systems were observed for clay, organic C and bulk density. The soil from systems S5 and S1 had the highest and lowest clay contents, respectively, while the clay contents of systems S2 and S4 were equivalent, while system S3 had an average clay content. Soil organic C content was found to be significantly different between all cropping systems in the following order $S2 > S3 > S5 > S1 > S4$, while the soil from system S5 had the average value of the 5 cropping systems. Considering bulk density,

the highest value was found for cropping system S1 and the lowest value for cropping system S4, while systems S2, S3 and S5 had comparable values.

Table III.4: Main soil properties of the 5 cropping systems at the sub-plot scale.

Cropping system	Clay (< 2 μm) g kg^{-1}	Loam (2-50 μm) g kg^{-1}	Sand (50-200 μm) g kg^{-1}	Organic C g kg^{-1}	pH	Bulk density g cm^{-3}
S1	318 $\pm$ 24c	611 $\pm$ 26	71 $\pm$ 7	14.8 $\pm$ 1.0bc	6.6 $\pm$ 0.1	1.56 $\pm$ 0.04a
S2	377 $\pm$ 23b	569 $\pm$ 20	54 $\pm$ 3	18.9 $\pm$ 2.4a	6.6 $\pm$ 0.2	1.39 $\pm$ 0.05b
S3	350 $\pm$ 11bc	584 $\pm$ 10	66 $\pm$ 8	17.3 $\pm$ 1.0ab	6.7 $\pm$ 0.2	1.43 $\pm$ 0.06b
S4	375 $\pm$ 15b	574 $\pm$ 18	52 $\pm$ 4	14.7 $\pm$ 1.5c	6.8 $\pm$ 0.3	1.21 $\pm$ 0.04c
S5	404 $\pm$ 35a	549 $\pm$ 32	47 $\pm$ 7	16.6 $\pm$ 1.1ac	6.8 $\pm$ 0.5	1.41 $\pm$ 0.07b

- Values are mean $\pm$ standard deviation of 6 replicates.

- Within columns, means with the same letter are not significantly different at 5 % level based on Tukey's Honest Significant Differences.

III.3.3. Water retention

The effects of cropping system and soil sample treatment (repacked vs. undisturbed) on gravimetric water content (GWC) were statistically significant ($P < 0.05$) for all matric potentials, h (Table III.5). The interaction between factors was equally highly significant ($P < 0.001$) from saturation to $h = -10$ kPa, indicating that soil sample treatment had a different effect on GWC as a function of cropping system. Fig. III.2 illustrates the difference between repacked sample GWC and undisturbed sample GWC (δGWC) at each matric potential for all cropping systems.

Table III.5: Significant differences in gravimetric water content at the studied water potentials for the factors “cropping system” and “soil sample treatment” and the interaction between factors.

Water potential. h (kPa)	0	-0.25	-1	-3.2	-6.3	-10	-100	-300	-500	-1500
Factors										
Soil sample treatment	*** ¹	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Cropping system	***	***	***	***	***	***	***	*	*	***
Interaction	***	***	***	***	***	***	ns	ns	ns	ns

¹ Significant levels according to ANOVA: *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, ns = not significant.

The statistical difference between cropping systems on δGWC at each matric potential is also indicated. The largest δGWC values were observed from saturation to -100 kPa of matric potential and significant differences ($P < 0.05$ and $P < 0.001$) between cropping systems were observed from saturation to -300 kPa. Cropping systems S2 and S5 presented the highest and lowest δGWC values respectively, which were also found to be significantly different from

saturation to -300 kPa. In addition, cropping systems S3 and S4 presented equivalent δGWC values which increased from saturation to -10 kPa while cropping system S1 presented δGWC values which decreased from saturation to -10 kPa.

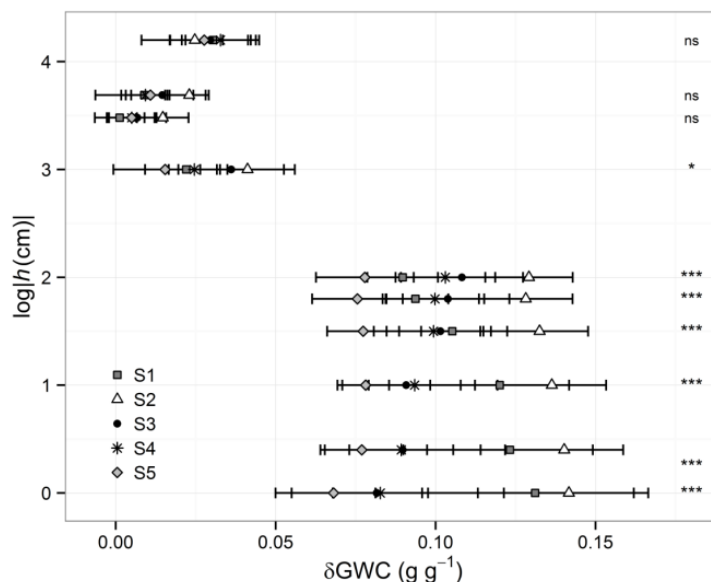


Figure III.2: Differences for GWC between repacked and undisturbed soil samples (δGWC) at each matric potential ($\log |h|$) for the 5 cropping systems. All mean values are accompanied with their standard error (error bars). Results from one-way ANOVA between cropping systems are reported on the right side of the figure, where significant levels are indicated: *** for $P < 0.001$, * for $P < 0.05$ and ns = not significant.

Since interaction between factors was highly significant, one-way ANOVA was then performed for each soil sample treatment. Significant differences ($P < 0.05$) between cropping systems on GWC were found for all matric potentials within each soil sample treatment (Table III.6).

For the repacked soil samples, system S2 had the highest water retention from saturation to $h = -1500$ kPa and system S1 had the lowest water retention from $h = -3.2$ to $h = -500$ kPa. For systems S3 and S4, water retention values were comparable at all matric potentials with the exception of $h = -100$ kPa. Also, no significant differences between systems S3, S4 and S5 were found for GWC at -6.3, -10 and -300 kPa. For the undisturbed soil samples, system S5 had the highest GWC for all the matric potentials. Different patterns of GWC were observed close to saturation (i.e. wet-end of the curve) in comparison with the dry-end of the water retention curve for the other 4 cropping systems. At the wet-end of the curve (from saturation to $h = -3.2$ kPa), the soil from system S1 had the lowest GWC values followed by the soil from system S2. On the contrary, at the dry-end of the curve, the soil from system S2 had one of the highest GWC values. For matric potential values between -6.3 and -10 kPa, no

significant effects were observed on GWC between cropping systems, with the exception of system S5.

Table III.6: Soil gravimetric water content ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$) at the studied water potentials (h) for both soil sample treatments and the 5 cropping systems.

h (kPa)	S1	S2	S3	S4	S5
Repacked soil sample					
0	$39.4 \pm 1.9\text{ab}$	$42.1 \pm 2.1\text{a}$	$38.8 \pm 1.2\text{b}$	$39.0 \pm 1.1\text{b}$	$41.2 \pm 1.5\text{ab}$
-0.25	$39.2 \pm 1.7\text{b}$	$42.0 \pm 2.0\text{a}$	$38.7 \pm 1.2\text{b}$	$38.9 \pm 1.1\text{b}$	$41.1 \pm 1.5\text{ab}$
-1	$38.5 \pm 1.5\text{b}$	$41.8 \pm 2.0\text{a}$	$38.2 \pm 1.0\text{b}$	$38.7 \pm 1.1\text{b}$	$40.5 \pm 1.1\text{ab}$
-3.2	$36.5 \pm 0.9\text{c}$	$41.1 \pm 1.8\text{a}$	$37.8 \pm 1.1\text{bc}$	$38.1 \pm 1.3\text{bc}$	$38.8 \pm 0.5\text{b}$
-6.3	$34.8 \pm 1.1\text{c}$	$40.4 \pm 1.7\text{a}$	$37.2 \pm 1.0\text{b}$	$37.4 \pm 1.5\text{b}$	$37.7 \pm 0.6\text{b}$
-10	$34.2 \pm 1.2\text{c}$	$40.1 \pm 1.6\text{a}$	$37.0 \pm 1.0\text{b}$	$37.1 \pm 1.5\text{b}$	$37.2 \pm 0.6\text{b}$
-100	$21.2 \pm 1.0\text{c}$	$26.4 \pm 1.5\text{a}$	$23.0 \pm 1.1\text{bc}$	$23.4 \pm 0.7\text{b}$	$24.3 \pm 1.3\text{b}$
-300	$17.3 \pm 0.9\text{c}$	$22.1 \pm 1.4\text{a}$	$19.2 \pm 0.3\text{b}$	$19.8 \pm 0.5\text{b}$	$20.2 \pm 1.0\text{b}$
-500	$16.1 \pm 0.9\text{c}$	$20.5 \pm 1.5\text{a}$	$17.8 \pm 0.3\text{b}$	$18.4 \pm 0.5\text{b}$	$19.0 \pm 1.0\text{ab}$
-1500	$15.7 \pm 0.8\text{b}$	$18.5 \pm 2.6\text{a}$	$17.4 \pm 0.7\text{ab}$	$17.8 \pm 0.7\text{ab}$	$18.5 \pm 0.9\text{a}$
Undisturbed soil sample					
0	$26.3 \pm 1.8\text{c}$	$27.9 \pm 1.6\text{bc}$	$30.7 \pm 2.5\text{b}$	$30.7 \pm 0.9\text{b}$	$34.4 \pm 1.0\text{a}$
-0.32	$26.9 \pm 1.3\text{c}$	$28.0 \pm 1.8\text{bc}$	$29.7 \pm 1.7\text{b}$	$30.0 \pm 1.2\text{b}$	$33.4 \pm 0.5\text{a}$
-1	$26.5 \pm 1.2\text{c}$	$28.1 \pm 1.8\text{bc}$	$29.2 \pm 1.4\text{b}$	$29.3 \pm 0.9\text{b}$	$32.7 \pm 1.1\text{a}$
-3.2	$26.0 \pm 0.7\text{c}$	$27.9 \pm 1.8\text{bc}$	$27.6 \pm 1.3\text{bc}$	$28.2 \pm 0.9\text{b}$	$31.1 \pm 1.2\text{a}$
-6.3	$25.4 \pm 0.7\text{b}$	$27.5 \pm 1.8\text{b}$	$26.8 \pm 1.3\text{b}$	$27.4 \pm 1.0\text{b}$	$30.2 \pm 1.2\text{a}$
-10	$25.2 \pm 0.7\text{b}$	$27.2 \pm 1.8\text{b}$	$26.2 \pm 1.2\text{b}$	$26.8 \pm 1.0\text{b}$	$29.4 \pm 1.3\text{a}$
-100	$19.0 \pm 0.4\text{b}$	$22.3 \pm 2.4\text{a}$	$19.4 \pm 1.0\text{b}$	$20.9 \pm 0.9\text{ab}$	$22.7 \pm 1.6\text{a}$
-300	$17.2 \pm 0.9\text{c}$	$20.7 \pm 1.2\text{a}$	$18.5 \pm 1.1\text{bc}$	$19.3 \pm 0.8\text{ab}$	$19.7 \pm 1.1\text{ab}$
-500	$15.2 \pm 0.6\text{b}$	$18.2 \pm 1.2\text{a}$	$16.4 \pm 1.1\text{ab}$	$17.5 \pm 0.8\text{a}$	$17.9 \pm 2.0\text{a}$
-1500	$12.6 \pm 1.0\text{b}$	$16.1 \pm 1.2\text{a}$	$14.4 \pm 1.1\text{ab}$	$14.5 \pm 1.1\text{a}$	$15.8 \pm 1.0\text{a}$

– Values are mean $\pm$ standard deviation of 6 replicates

- Within each line, values with the same letters are not significantly different at 5 % level according to Tukey's Honest Significant Differences test.

Furthermore, the average soil shrinkage curve (specific volume vs. GWC) and the pore size distribution (PSD) derived from the water retention data are presented in Fig. III.3 and III.4, respectively. The soil shrinkage curve shows that the volume of the average soil clods decreased during the water drainage process (i.e. shrinkage) for all cropping systems.

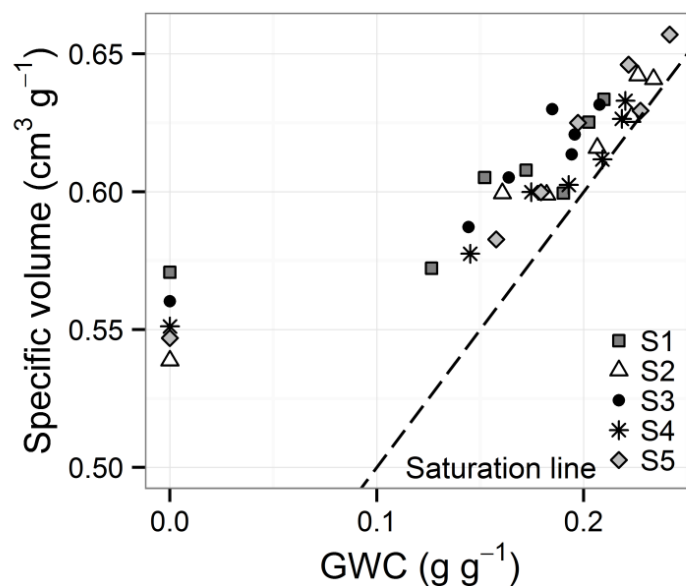


Figure III.3: Average shrinkage curve (i.e. specific volume vs. GWC) obtained from the undisturbed (clods) soil samples for the 5 cropping systems.

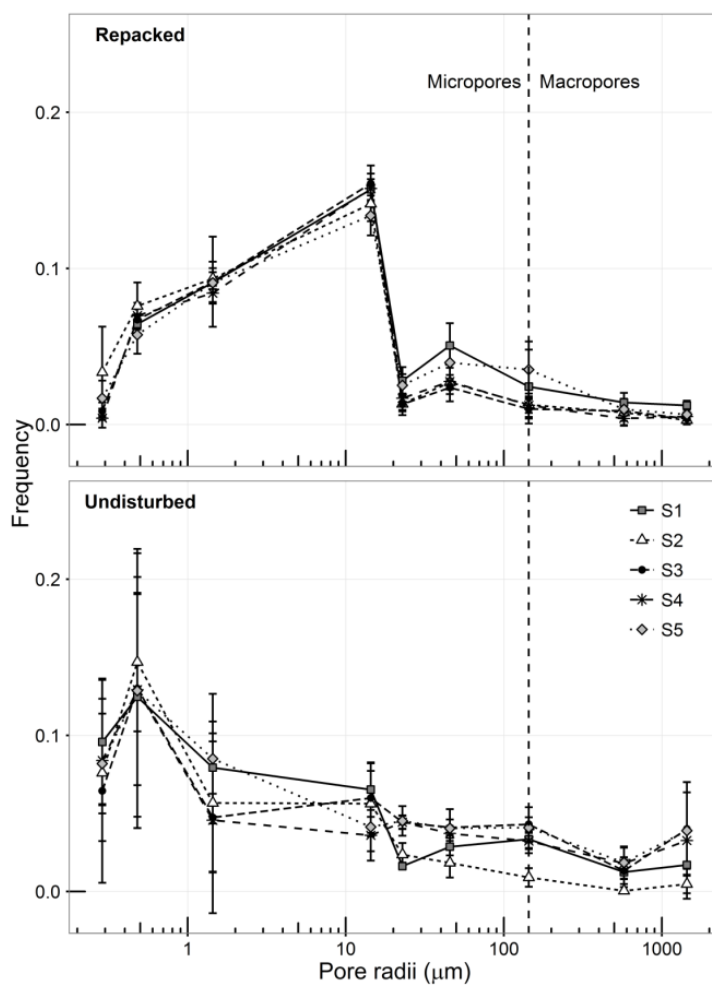


Figure III.4: Pore size distribution (PSD) for the repacked and undisturbed soil samples derived from the experimental water retention data following the procedure described by Kutílek et al. (2006). The dashed line represents the limit between micro- and macroporosity of 144 μm of pore radius according to Jarvis (2007). All mean values are accompanied with their standard error (error bars).

The PSD presented unimodal distribution with a small percentage of occurrence of macropores (i.e. pores with equivalent radius larger than $144\ \mu\text{m}$ (Jarvis, 2007)) for both the repacked and undisturbed soil samples. Moreover, the repacked soil samples presented equivalent PSDs between cropping systems, with the exception of cropping systems S1 and S5 which had the highest PSD values between the matrix potential range -0.25 and $-3.2\ \text{kPa}$. Otherwise, the undisturbed soil samples presented different PSDs values between cropping systems for the entire range studied.

III.3.4. Water retention parameters

Fig. III.5 presents the scatter diagram of the fitted vs. measured volumetric water content for all matric potentials and sample treatments. The root mean square error (RMSE) and R^2 were 0.0127 and 0.991, respectively, for the undisturbed soil samples and 0.0079 and 0.996 for the repacked soil samples.

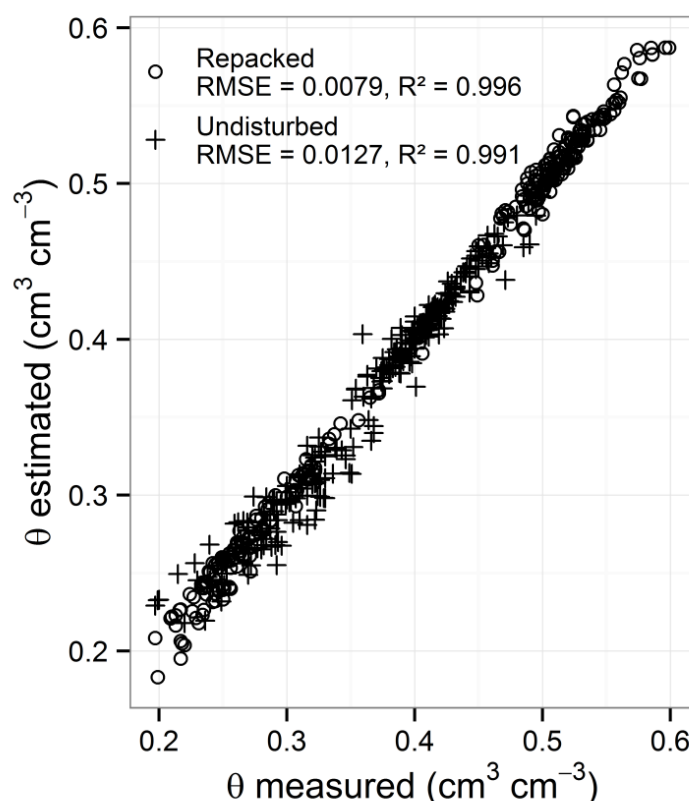


Figure III.5: Estimated vs. observed gravimetric water content for all matric potentials and both soil sample treatments.

The effects of soil sample treatments and cropping systems on the parameters of the van Genuchten equation. Similarly, as for the GWC statistical analysis, the homogeneity of

variances was first analyzed and then subjected to two-way ANOVA (SYSTEM and TREATMENT) (Table III.7) and one-way ANOVA (SYSTEM) (Table III.8).

Table III.7: Significant differences for the van Genuchten equation parameters considering the two factors “cropping system” and “soil sample treatment” and the interaction between factors.

Equation Factors	parameters	α	n	θ_s	θ_r
Soil sample treatment		* ¹	***	***	***
Cropping system		**	ns	***	**
Interaction		**	ns	**	ns

¹ Significant levels according to robust ANOVA (α) and ANOVA (n , θ_r and θ_s): *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, ns = not significant.

Table III.8: Van Genuchten equation parameters at the surface tillage obtained with RETC computer program for disturbed and undisturbed soil samples coming from the 5 cropping systems.

Equation parameters	α (10^{-2} cm^{-1})	n (unitless)	θ_s ($\text{cm}^3 \text{ 100 cm}^{-3}$)	θ_r ($\text{cm}^3 \text{ 100 cm}^{-3}$)
Soil sample treatment				
Repacked soil				
S1	$1.75 \pm 0.84a$	$2.07 \pm 0.45a$	$50.9 \pm 1.9b$	$15.5 \pm 2.5b$
S2	$0.73 \pm 0.13ab$	$2.33 \pm 0.36a$	$54.6 \pm 3.5a$	$20.0 \pm 4.5ab$
S3	$0.75 \pm 0.12ab$	$3.16 \pm 0.42a$	$51.3 \pm 1.4ab$	$21.3 \pm 1.5a$
S4	$0.76 \pm 0.33ab$	$4.23 \pm 3.40a$	$51.5 \pm 1.2ab$	$22.0 \pm 2.4a$
S5	$1.34 \pm 0.47b$	$2.16 \pm 0.49a$	$54.3 \pm 1.6ab$	$19.7 \pm 2.2ab$
Undisturbed soil				
S1	$0.54 \pm 0.25b$	$1.20 \pm 0.43a$	$39.8 \pm 0.9c$	$12.5 \pm 2.3a$
S2	$0.30 \pm 0.23b$	$1.16 \pm 0.18a$	$42.2 \pm 1.6b$	$12.7 \pm 6.5a$
S3	$3.42 \pm 1.88ab$	$1.01 \pm 0.00a$	$43.7 \pm 1.5b$	$16.0 \pm 4.6a$
S4	$1.13 \pm 0.64ab$	$1.01 \pm 0.00a$	$42.1 \pm 1.5bc$	$14.3 \pm 2.3a$
S5	$3.92 \pm 3.69a$	$1.02 \pm 0.04a$	$46.8 \pm 1.5a$	$17.9 \pm 4.3a$

¹ Values are mean $\pm$ standard deviation of 6 replicates.

² Within each column and separately for both soil sample treatment, values with the same letters are not significantly different at 5 % level according to Tukey's honest significant differences test.

Regarding variability within cropping systems, variability was found to be low to moderate, as the highest CV values were: 7% for parameter θ_s for both sample treatments; 22% for parameter θ_r for the repacked sample treatment; 50% for parameter θ_r for the undisturbed sample treatment; and 35% for parameter n for both sample treatments. However, high

variability was observed for parameter α whose CV values ranged from 15 to 48% and 46 to 94% for the repacked and undisturbed soil samples, respectively.

Significant differences between factors were found for parameters α and θ_s , while no significant interactions were obtained for parameters n and θ_r . The effect of sample treatments was significant for all the parameters, and the effect of cropping systems was significant for parameters α , θ_r and θ_s . The values of parameter n were significantly higher for the repacked soil samples (average n of 2.8) compared to the undisturbed soil samples (average n of 1.1), with equivalent values between cropping systems for each soil sample treatment. Regarding parameter α , the high variability within cropping systems for both sample treatments probably masked some of the effects of the cropping systems found with the GWC results. Nevertheless, the highest significant values of parameter α were obtained for cropping systems S5 and S1 for the undisturbed and repacked soil sample treatments, respectively. Regarding θ_s and likewise for the GWC values, the highest value for the repacked soil samples was obtained for system S2 whereas the highest value for the undisturbed soil samples was obtained for system S5. The lowest values were obtained for cropping system S1 in the case of both sample treatments. Finally, for parameter θ_r , no significant differences between cropping systems were found for the undisturbed soil samples, while for the repacked soil samples, cropping systems S2 and S3, and cropping system S1 presented the highest and lowest values respectively.

III.4. Discussion

III.4.1. IWM effects on physical and chemical properties at the plot scale

Significant differences were found in the soil physical and chemical properties in the Ap soil layer between the 5 cropping systems studied at the plot scale for both periods, i.e. 1999 and 2010-2012. These significant differences had remained constant for most of the soil properties since 1999. In fact, only organic C from system S2 presented changes over the 10 years of the experiment with an increase of organic C content. Increases of organic C in the surface soil layer for no-tillage compared to other tillage techniques (i.e. conventional tillage and reduced tillage) are regularly reported on the literature for different soil types (Arshad et al., 1990; Havlin et al., 1990; Pinheiro et al., 2004).

Two causes for significant differences in soil physical and chemical properties between cropping systems were considered in this study: the effects due to i) soil spatial variability and/or ii) agricultural practices. Indeed, knowledge of soil properties before the experiment

was necessary to distinguish the differences due to the effects of spatial variability from the differences due to the effects of agricultural practices. With the exception of organic C in system S2, no differences were found in soil properties between the periods studied, indicating that the differences found for soil properties between cropping systems were mainly attributable to soil spatial variability between cropping systems. In conclusion, the analysis of the effect of cropping systems on water retention must take into account the natural spatial variability between plots.

III.4.2. The induced-effects of alternative agricultural practices on bulk density

Numerous studies have focused on the evaluation of soil bulk density ρ_b for different agricultural practices (see review by Strudley et al. (2008)), for which most of them compare conventional tillage with no-tillage (e.g. Alletto et al., 2009; Cássaro et al., 2011; Zhai et al., 1990). Nevertheless, no clear trend can be determined due to the effects caused by high spatial and temporal variability and soil physical and chemical properties. In our study, the ρ_b value was found to be lower for no-tillage (S2) than for conventional tillage (S1). On the other hand, for systems S1 and S4, the number of days between the last agricultural operation and the measurement date (190 days after harrow and rolling for S1 and 25 days after mechanical weeding for S4, respectively) seems to influence the ρ_b value. Therefore, the relationship between the ρ_b value and this delay confirms the transient characteristic of this soil property (Alletto et al., 2009; Zhai et al., 1990). Hence, in order to avoid ρ_b variability from masking the effects of agricultural practices, water retention was considered in terms of gravimetric water content in our study.

III.4.3. Soil physical and chemical properties at the sub-plot scale and their consequences on soil water retention

Soil water retention depends on soil structure, which is also influenced by soil texture, organic C, clay mineralogy and agricultural practices (Bronick et al., 2005; Saxton et al., 2006; van Es et al., 1999; Vos et al., 1994). Thus, our main hypotheses were that agricultural practices of IWM-based cropping systems affected soil water retention and that those effects were present in the water retention of the undisturbed soil samples, while they were lacking in the water retention of the repacked soil samples. Moreover, we hypothesized that equivalent soil physical and chemical properties (i.e. particle size distribution and organic C) exist between cropping systems, which implies that there should be no differences between cropping systems for the water retention of the repacked soil samples. The following section discusses the differences in soil physical and chemical properties between cropping systems of the Ap1

soil layer at the plot scale and their consequences on the water retention of the repacked soil samples.

Firstly, the equivalent pore size distribution (PSD) of the repacked soil samples between cropping systems (see Fig. III.4) confirms the hypothesis of homogeneous structure for the repacked soil samples, with the exception for porosity between -0.25 and -3.2 kPa for cropping systems S1 and S5. Secondly, regarding physical and chemical soil properties, our results showed significant differences between the 5 cropping systems studied 12 years after the beginning of the experiment. Based on the findings obtained at the plot scale, these differences can be explained mainly by natural soil spatial variability between cropping systems which was maintained since the beginning of the experiment, as demonstrated by the statistical analysis performed for physical and chemical properties at the plot scale.

The studies of the effects of soil physical and chemical properties on water retention showed general trends of an increase in soil water retention with clay content and soil organic C. Previous studies on the relationship between organic C and water retention on soils from different textural classes found an increase in soil water retention along with an increase of soil organic C at -33 and -1500 kPa. This effect is stronger for coarse textured soils than for fine-textured soils (Rawls et al., 2003), especially at -1500 kPa, where high clay content values mask the effects of organic C (Saxton et al., 2006). In particular, for repacked soil samples, De Jong et al. (1983) and Rawls et al. (2003) concluded that the increase in organic C accounts for high water content values at all matric potentials.

In our study, we suggested that the differences in soil clay content and organic C measured between cropping systems may be sufficient to account for differences in soil water retention between cropping systems, especially in the case of repacked soil samples. Thus soil from systems S2 and S5 had the most favorable conditions to account for the highest GWC (high clay content and organic C) values compared to the soil from system S1 (low clay content and organic C). Indeed, our results obtained from the repacked soil samples showed that the soil from system S2 and soil from system S1 accounted for the highest and lowest water retentions, respectively. Therefore our study confirms the influence of organic C on water retention and demonstrates the effect of clay content on water retention between soils from the same textural class.

III.4.4. Alternative agricultural practices led to effects on soil water retention

Our approach consisted in demonstrating the effects of IWM-based cropping systems on soil

water retention, showing that these effects are missing or can be explained by other factors (e.g. organic C and clay content) for repacked soil samples (see section 4.3) and moreover, that these effects are observed for undisturbed soil samples. First of all, the average shrinkage curve obtained in our study was in agreement with the typical curve of clayey soil with shrinkage/swelling behavior (Chertkov; 2000). Secondly, the pore size distribution of the undisturbed soil samples led us to deduce that the sampling procedure did not preserve all the soil macropores observed *in situ* and therefore the soil water retention presented in our study does not characterize the soil macroporosity present *in situ*.

The water retention results revealed that the undisturbed soil from the IWM-based cropping system S5 (IWM with no herbicide) differed from the other 4 with the highest GWC values within the water retention curve. Indeed, the soil from system S5 had the highest clay content, an average organic C content and one of the highest mean annual numbers of shallow cultivations per year (Deytieux et al., 2012). In addition, differences were found in the patterns of the effects of agricultural practices on GWC values close to saturation compared to the dry-end of the curve. The general pattern of GWC values close to saturation was as follows: IWM-based system S5 > IWM-based systems S4 and S3 > no-till system S2 > reference system (conventionally tilled) S1. Two favorable conditions that increase the swelling capacity of clayey soils were described by Tessier (1984): small aggregate size and a surrounding structure dominated by voids. We hypothesized that these conditions may be caused by numerous agricultural operations (e.g. in IWM-based cropping systems) resulting in high GWC values close to saturation. Considering the no-tilled (S2) and conventionally tilled (S1) cropping systems, system S2 appears to lead to slightly higher GWC values compared to system S1. Our results disagree with Bescansa et al. (2006) who reported lower GWC values at saturation in no-till soil compared to conventionally tilled soil for a clay loam soil and with Hill (1990) who reported lower GWC values at matric potentials close to saturation (from 0 to -1 kPa) in no-till soil compared to conventionally-tilled soils for a silt loam soil. However, Hill et al. (1985) for clay loam and loam soils and Abu et al. (2013) for loamy soil with kaolinic clay reported higher GWC values for all the matric potentials studied for no-till soil compared to reduced tilled and conventionally tilled soils. In addition, the transient effect of water retention caused by the influence of the delay between the last agricultural operation and the sampling date (i.e. almost 200 days after harrowing and rolling for S1 and less than a month after mechanical weeding for S4) affected the GWC values at matric potentials close to saturation. Thus, as expected, the soil from cropping S1 had the

lowest GWC values and the soil from cropping system S4 had the second highest GWC values, which was probably due to natural soil reconsolidation and soil loosening respectively. The general pattern of the dry-end of the retention curve in comparison with the wet-end differs for the no-till system S2 which, together with system S5, had the highest GWC values.

Furthermore, significant effects of cropping systems on the difference between GWC values of repacked and undisturbed soil samples (δGWC) from saturation to -300 kPa of matric potential confirmed the extreme behaviors of cropping systems S5 and S2. The smallest and largest differences between the repacked and undisturbed GWC values (δGWC) for soil from cropping systems S5 and S2, respectively, can be interpreted as an effect of agricultural practices on soil water retention. Indeed, the numerous shallow agricultural operations performed yearly on the soil of cropping system S5 lead the “undisturbed” soil samples to have structural characteristics similar to the repacked soil samples (e.g. loosening, homogeneous soil structure, small size aggregates surrounded by voids and higher porosity) while the no-till conditions of cropping system S2 preserves soil structure which is also affected by natural soil reconsolidation as a result of drying / wetting cycles. As a result, the undisturbed soil samples of cropping system S2 had lower water retention values than those of the undisturbed soil samples of cropping systems S5, S4 and S3.

As explained by Hill et al. (1985), the interaction between soil type and agricultural practices should be given greater attention when analyzing the differences in water retention between cropping systems rather than considering only the effect of agricultural practices. Thus, for the period studied, our results demonstrate that several superficial agricultural operations increase soil porosity, swelling capacity, and create favorable pore size distribution for high water retention values at matric potentials close to saturation. In parallel, at the dry-end of the retention curve, favorable soil physical and chemical properties, such as high soil clay and organic C contents, account for high water retention values.

III.4.5. Effects on soil water retention parameters

The van Genuchten model was chosen as it has proved capable of successfully describing soil water retention for different tillage techniques (Abu et al., 2013; Fuentes et al., 2004; Ndiaye et al., 2007; Jirků et al., 2013). Our results showed that the model was accurately fitted to the volumetric water content values, hence we hypothesized that the resulting water retention parameters would account for similar effects of agricultural practices (and soil physical and chemical properties) already found for water retention (i.e. GWC values of both sample

treatments). Indeed, our objective was to test the application of the van Genuchten model (1980) for the comparison of the water retention parameters between 5 different cropping systems for a silty clay loam soil with swelling/shrinkage behavior.

In general, the water retention parameters values were in agreement with the average values of van Genuchten parameters for silty clay loam soil according to Montagne et al. (2009) and reported in Vogel et al. (2000). As for the water retention curve, differences between sample treatments for the van Genuchten parameters were expected and verified in our study. In the case of the van Genuchten parameter n , differences between sample treatments are explained by the fact that n is related to the soil pore size distribution (Schaap et al., 2006). Indeed, soil sieving modified soil pore size distribution (see Fig. III.4), giving an average n value of 2.79 ± 1.68 , which is more typical of a coarse-textured soil than of a fine-textured soil. Instead, the n values of undisturbed soil samples remained typical of fine-textured soil i.e. $n < 1.3$ (Vogel et al., 2000). The effect of cropping systems was demonstrated for all the parameters with the exception of parameter n for both sample treatments and parameter θ_r for the undisturbed sample treatment. The lack of differences between cropping systems with comparable soil physical and chemical properties for parameter n has been reported before (Abu et al., 2013; Fuentes et al., 2004; Ndiaye et al., 2007). For θ_r , this parameter was compared with the GWC values at -1500 kPa, since it can be approximated to the water content at a very high matric potential value (i.e. -1500 kPa) (van Genuchten, 1980). For the undisturbed samples, despite the absence of significant differences between cropping systems, the highest and the lowest values were also obtained for cropping systems S5 and S1, respectively. For parameter θ_r calculated for the repacked samples, only cropping system S1 presented the lowest values compared with the GWC values at -1500 kPa. For parameter θ_s , significant differences between cropping systems were consistent with saturated GWC values for both sample treatments. Regarding the shape parameter α , and despite the high variability within cropping systems for both sample treatments, the significant differences found between cropping systems were consistent compared with the GWC results. Similarly, as with the GWC results, cropping systems S1 (lowest value for α) and S5 (highest value for α) differed from the other cropping systems for the repacked and undisturbed sample treatments, respectively. Finally, in comparison to experimental data (i.e. water retention in GWC units), our results showed that the water retention parameters obtained with the van Genuchten model (1980) account for equivalent effects of agricultural practices on water retention.

III.5. Conclusions

Soil water retention in the Ap1 layer (i.e. first 15 cm) was studied for 5 cropping systems under different agricultural practices, 4 of them based on IWM principles. Our results confirmed the influence of organic C on soil water retention and demonstrated the effect of clay content on water retention between soils of the same textural class. Moreover, the natural spatial variability of those properties affected soil water retention. Our results showed that the interaction of high soil clay and organic C contents and agricultural practices (e.g. numerous shallow agricultural operations per year) account for the high water retention of IWM-based cropping systems in comparison with the IWM-based no-tillage cropping system and the conventional tillage cropping system, especially at matric potentials close to saturation. The transient characteristic of this soil property as a result of the effect of the last tillage operation was also evidenced in our study. The effects of cumulated agricultural practices and the effects of the last tillage operation were impossible to isolate but were found to be consistent with the water retention results. The use of the van Genuchten model to fit the soil water retention curve provided parameter values for the different cropping systems that were consistent with the conclusions drawn when using only experimental water retention data. Indeed, cropping system induced-effects were found on all the parameters with the exception of shape parameter n . Finally, an important finding of our work is that intensive superficial tillage accounts for high soil water retention, which in turn may have consequences on water and herbicide transport in deeper soil layers. Thus further longer term studies will be needed to evaluate the complex effects of IWM-based cropping systems on water and pesticide transport.

Acknowledgements

C. Ugarte received a grant from the French Ministry of National Education, Research and Technology (MENRT) and her work was funded by the Burgundy Region. We thank F. Dessaint for his help in statistical analysis and P. Farcy and the staff of the INRA experimental farm for the field management of the systems.

CHAPITRE IV- Mesure de la conductivité hydraulique dans un sol limono-argileux gonflant provenant de 3 systèmes PIC-adventices

Near-saturated hydraulic conductivity measured on a swelling silty clay loam for three integrated weed management based cropping systems

C. Ugarte, B. Nicolardot, M. Ubertosi*

AgroSup Dijon, UMR 1347, Agroécologie, 26 rue Dr Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon cedex, France

Key words

Cropping system, integrated weed management, variability, hydraulic conductivity, swelling soil, soil macroporosity silty clay loam soil

Highlights

The vertical and temporal variability of $K(h)$ was evaluated for three IWM-based cropping systems.

Comparable $K(h)$ values were found for all horizons studied.

Annual variability of $K(h)$ was observed for moderate to intensive tillage system.

The no-till cropping system was characterized by temporally stable $K(h)$ values.

*** Corresponding author:**

Marjorie Ubertosi

AgroSup Dijon, UMR 1347 Agroécologie,

26 Bd Docteur Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon Cedex, France

Tél.: +33 (0)3 80 77 23 46, Fax: +33 (0)3 80 77 25 51

Email: marjorie.ubertosi@agrosupdijon.fr

Ce chapitre est publié dans la revue Soil and Tillage Research, 2015, 150, 192-200.

Abstract

Integrated weed management (IWM)-based cropping systems included diversified agricultural practices (i.e. diversified crop rotations with diversified sowing dates, false seed technique, delayed autumn sowing and mechanical weeding) to reduce the dependence to herbicide, some of these influencing soil hydraulic properties. (e.g. Vos et al., 1994)(e.g. Vos et al., 1994)(e.g. Vos et al., 1994)(e.g. Vos et al., 1994)(e.g. Vos et al., 1994)The aim of our study was to assess the vertical and annual variability of the near-saturated hydraulic conductivity $K(h)$ for IWM-based cropping systems. The three cropping systems considered were classified as no-till cropping system S2 and moderate to intensive tillage cropping systems S4 and S5. The soil of cropping systems was a well-structured silty clay loam soil with shrink-swell behavior. Soil was studied at three depths (10, 20 and 50 cm) and during two or three annual measurement campaigns. The tension disc infiltrometer device was used to measure steady state flows at -5, -3, -2 and -1 cm pressure heads for all the cropping systems, horizons and measurement campaigns. The steady state flows were used to derive $K(h)$ at each pressure head applied as well as the effective macroporosity. No vertical variability was found on $K(h)$ for any of the cropping systems due to well-developed porosity networks throughout the soil profiles, confirmed by comparable average effective macroporosity values and with the presence of non-equilibrium flows and water repellency behaviors at all soil horizons. The consequences for modeling the water flow of well-structured clayey soil implies taking into account comparable values of $K(h)$ for all soil horizons and considerably simplifies the work of modelers. The no-till cropping system S2 presented time-invariable $K(h)$ under different θ_i , which was in agreement with the equally time-invariable macroporosity results. For cropping system S4, $K(h)$ variability was found to be in agreement with θ_i variability, which was confirmed to be inversely correlated to $K(h)$. As expected, the $K(h)$ of cropping system S5 was found to be stable through time, in agreement with its comparable θ_i . Moreover, our results allowed confirming the temporal stability of no-till cropping system S2 compared to superficially tilled cropping systems S4 and S5.

IV.1. Introduction

Near-saturated hydraulic conductivity K (LT^{-1}) as a function of soil pressure head h (L), $K(h)$, provides valuable information on water transfer in the vadose zone (i.e. unsaturated zone), where key processes for water flow and solute transport take place (e.g. non-equilibrium flow, solute leaching). Thus near-saturated hydraulic conductivity has been widely studied with applications varying from cropping system evaluation, mostly between no-till and

conventionally tilled cropping systems (e.g. Castellini et al., 2012; Schwen et al., 2011a), the assessment of spatial and temporal variability (e.g. Strudley et al., 2008; Bodner et al., 2013), pedotransfer function development (e.g. Jarvis et al., 2013) and water flow and solute transport simulation (e.g. Fuentes et al., 2004). Consequently, numerous methods are available for determining $K(h)$ under laboratory and field conditions (e.g. Angulo-Jaramillo et al., 2000; Siltecho et al., 2014). One of these methods, the tension disc infiltrometer (Perroux et al., 1988) has become a very useful tool for field characterizations of $K(h)$, as proven by a large number of studies (e.g. Jarvis et al., 2013; Vandervaere et al., 2000a, 2000b).

Characterization of the hydraulic properties of well-structured clayey soils is still a challenge for soil science, especially when such soils present shrink-swell behaviors (i.e. variations of soil volume as a function of water content). Pores with equivalent diameters larger than 0.3 mm i.e. macropores (Jarvis, 2007) play an important role in water transfer in these soils and consequently in $K(h)$. Macropores are known to allow rapid non-equilibrium infiltration flow (NEF), i.e. macropore flow, which may accelerate solute transport to the saturated zone and increase groundwater pollution (Jarvis et al., 2007). The occurrence of NEF depends on factors such as biological activity (earthworms), management practices (land use and soil tillage) and soil properties such as clay content (Jarvis et al., 2007). In addition, water repellency (i.e. hydrophobicity) in well-structured clayey soils may result in NEF (Jarvis et al., 2008).

Research over several decades on clayey soils has provided much information on $K(h)$ for temporal (i.e. seasonal and annual) and spatial (i.e. horizontal and vertical) variability. Various studies reported the seasonal dynamics of $K(h)$ for clayey tilled soils. The general trend suggests an increase shortly after tillage followed by a considerable decrease during winter and, finally, by an increase during spring/summer due to enhanced soil macroporosity (i.e. cracks, root development, earthworms channels) (Schwen et al., 2011a; Messing et al., 1993). These studies allowed identifying the key factors involved in the general temporal dynamics of $K(h)$, such as initial soil water content (e.g. Das Gupta et al., 2006; Zhou et al., 2008), porosity network (e.g. Buczko et al., 2006; Schwen et al., 2011b), crusting (e.g. Vandervaere et al., 1997; Vandervaere et al., 1998), crop and cropping periods (e.g. Castellini et al., 2012; Rienzner et al., 2014) and tillage treatments (e.g. conventional tillage, reduced tillage, no-till) (e.g. Fuentes et al., 2004; Daraghmeh et al., 2008). However, less attention has been paid to the assessment of vertical variability compared to horizontal variability (Schwen et al., 2014).

Integrated weed management (IWM)-based cropping systems are of great interest due to their capacity to reduce the need for chemical treatments like herbicides. Their strategy consists in combining several agricultural practices to partially or totally replace herbicide application (Munier-Jolain et al., 2008; Debaeke et al., 2009). The combination of agricultural practices includes diversified crop rotations with diversified sowing dates, the false seed technique, delayed autumn sowing and mechanical weeding (Pardo et al., 2010). As a result, due to the increasing number of factors to be taken into account, the assessment of agronomical, economic and environmental impacts has become more complex. Moreover, little is known about the impact of IWM-based cropping systems and the induced-effects of their individual agricultural practices on soil hydraulic properties.

In order to assess the evaluation of IWM-based cropping systems, our main objective was to study the vertical and annual variability of $K(h)$ values for a well-structured silty clay loam soil under different IWM-based cropping systems. Our first hypothesis suggests the vertical differentiation of $K(h)$ as a result of: i) the cumulative effects of cropping systems, ii) the natural variability of soil properties, and iii) the weather conditions. Our second hypothesis suggests the annual variability of $K(h)$ as a function of factors such as tillage operations, cropping periods (i.e. beginning or end of cropping period, fallow period) and initial soil water content. Consequently, annual stability is expected under comparable factors through time. Since the complexity of the IWM-based experiment considered in our study design made it difficult to isolate the effects of particular factors for their evaluation, three characterization campaigns involving three IWM-based cropping systems were taken into account. The characterization campaigns were chosen in order to evaluate the influence of tillage operations, soil initial water content, crops and cropping periods on $K(h)$ values in contrasting situations: i) with no-tillage treatment and comparable cropping periods but different initial soil conditions, ii) after superficial tillage operations and different initial soil conditions, and iii) with comparable cropping periods and initial soil conditions.

IV.2. Materials and methods

IV.2.1. Site and soil description

The study was performed at the Institute National de la Recherche Agronomique (INRA) experimental farm in Dijon, eastern France (47°20'N, 5°2'E). The climate of the region is semi continental with an average annual rainfall of 770 mm and a mean annual temperature of 10.5°C. Three IWM-based cropping systems originating from a long term experiment started in 2001 were chosen for this study, as their hydraulic properties had been characterized for

contrasting situations. The main components of the three cropping systems were described by Chikowo et al. (2009). The three cropping systems studied are S2, S4 and S5, where reliance on herbicide declines gradually from cropping systems S2 to S5. These systems can be classified in terms of their tillage operations, tillage intensity increasing from S2 to S5: i) no tillage cropping system S2 (reduced tillage between 2000 and 2007, then no tillage since 2008) where time consuming operations such as ploughing, harrowing and mechanical weeding are excluded; ii) moderate to intensive tillage for cropping systems S4 where ploughing and other operations are allowed when necessary for weed seedbed management including false seed bed and mechanical weeding (i.e. in average 3.6 superficial cultivations per year for the period 2008-2012), and iii) moderate to intensive tillage operations for cropping system S5 where only non-chemical practices are allowed to control weed infestation (i.e. in average, 4 superficial tillage operations per year for the period 2008-2012) (Deytieux et al., 2012).

The soil is classified as a Cambisol (Hypereutric) (IUSS Working Group WRB, 2006) with a clayey surface layer developed on coarse alluvial deposits. The soil vertical stratification according to the FAO classification (IUSS Working Group WRB, 2006) includes three soil layers: superficial tillage layer Ap1, plough layer Ap2 and Bm. Table IV.1 presents the main soil properties of the three cropping systems studied. The soil is referred to as a silty clay loam for all horizons (USDA).

The experimental design is composed of two sites (equivalent to two replicates), each site including experimental plots of about 1.7 ha (80 x 210 m) and each plot corresponding to a cropping system. Our study was carried out only for one site for 2 main reasons: (i) to avoid differences in soil depth and physical and chemical properties between sites, as they may interfere with the evaluation of the effects of cropping systems on hydraulic properties, and (ii) due to the presence of water sampling equipment (i.e. porous cups and lysimeters) in the site studied located in a sub-plot (0.4 ha, 80 x 50 m). All measurements in our study were performed in the surrounding of these different devices.

IV.2.2. Initial water content

Soil sampling for initial gravimetric water content W_i [M M^{-1}] and bulk density ρ_b [M L^{-3}] (3 replicates) was performed at -10, -20 and -50 cm depth for each cropping system and infiltration campaign. Soil sampling consisted in collecting undisturbed soil samples with beveled edge steel rings with a volume of 200 cm^3 (diameter: 6.9 cm; height: 5.4 cm) close to

each infiltration measurement area. The French standard NF X 31-501 (AFNOR, 2004c) was employed to determine W_i and ρ_b while the volumetric water content θ_i [$L^3 L^{-3}$] was calculated as the product of W_i and ρ_b .

Table IV.1: Main soil properties of the three cropping systems

	Clay ¹ ($< 2 \mu m$) $g\ kg^{-1}$	Silt ($2-50 \mu m$) $g\ kg^{-1}$	Sand ¹ ($50-200 \mu m$) $g\ kg^{-1}$	Organic C ¹ $g\ kg^{-1}$	pH ¹	Bulk density ² $g\ cm^{-3}$	Porosity ² $cm^3\ cm^{-3}$
S2 IWM system - reduced tillage then no till							
Ap1 (0 – 15/16 cm)	348	581	71	16.3	6.7	1.45 ± 0.05	0.44 ± 0.02
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	459	475	66	6.73	6.8	1.57 ± 0.04	0.40 ± 0.02
Bm (20/25 – 75/80 cm)	536	403	61	3.27	7.0	1.46 ± 0.05	0.44 ± 0.02
S4 IWM system – moderate to intensive tillage							
Ap1 (0 – 15/16 cm)	360	581	59	14.5	6.9	1.47 ± 0.06	0.44 ± 0.02
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	384	568	48	11.4	6.8	1.43 ± 0.09	0.45 ± 0.04
Bm (20/25 – 95/100 cm)	528	423	49	4.79	7.5	1.40 ± 0.08	0.46 ± 0.03
S5 IWM system – moderate to intensive tillage							
Ap1 (0 – 15/16 cm)	355	581	64	15.1	6.6	1.55 ± 0.05	0.41 ± 0.02
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	426	527	47	10.9	6.6	1.58 ± 0.03	0.39 ± 0.01
Bm (20/25 – 60/70 cm)	498	448	54	4.93	7.5	1.40 ± 0.02	0.46 ± 0.01

¹ Soil characterization was performed during the 2012 measurement campaign.

² Values are mean $\pm$ standard deviation for all measurement campaigns (9 replicates for S2, 6 for S4 and S5).

IV.2.3. Infiltration measurements

In-situ infiltration measurements were performed to characterize hydraulic conductivity near saturation using a tension disc (diameter 0.2 m) infiltrometer SW080B (SDEC, France) whose design was proposed by Perroux et al. (1988), except that the disc was separated from the water reservoir in order to increase stability under windy conditions. The tension disc infiltrometer was equipped with a nylon membrane with a bubbling pressure of 30 cm (i.e. air entry value, air pressure required to force air through the membrane) (SDEC, France). Soil surface preparation before infiltration measurements consisted in scraping the soil to obtain a flat and horizontal surface, avoiding cracks, fissures and worm channels. Then, a fine layer of Fontainebleau sand (around 1.5 mm) was used to ensure hydraulic contact between the disc and the soil, as recommended by Reynolds et al. (1996) and Coquet et al. (2000) among others. A 0.15 mm thick metal ring (20 and 23 cm for internal and external diameters, respectively) was used, first to cover the soil surface with the horizontal fine sand layer, and second, as a support to ensure perfect horizontality of the disc infiltrometer. The supply pressure head values h were applied in ascending order to avoid hysteresis (Reynolds et al.,

1991) and maintained for sufficient time periods to achieve steady-state infiltration rates: 30-40 min for a -5 cm pressure head and 20 min for each following pressure head value: -3, -2 and -1 cm. For all the pressure head values, steady-state infiltration was assumed to be achieved when three or more successive infiltration rate values were equal. Due to water repellency behavior close to saturation, the latter supply pressure head values (-3, -2 and -1 cm) were chosen one cm apart from each other in order to ensure steady-state infiltration rates as close as possible to saturation before water repellency occurred. Steady-state infiltration rates were calculated from the regression slope of cumulated infiltration vs. time relationship for each supply pressure head and for each test.

The infiltration measurements were performed at 10, 20 and 50 cm soil depths in order to characterize the three soil horizons identified and covering a total surface of about 2.5 m² per experimental plot. Three replicates were performed for each horizon, cropping system and infiltration campaign. For the three cropping systems studied, the characterization campaigns were conducted as follows: i) for cropping system S2, three campaigns were performed in spring 2011 (April), late spring 2012 (June) and early autumn 2013 (September), ii) for cropping system S4, characterization was performed after superficial tillage operations in spring 2011 (April) and late spring 2012 (June), and iii) for cropping system S5 characterization was done at the end of two cropping periods, late spring 2012 (June) and early autumn 2013 (September). Table IV.2 details the main tillage operations during the infiltration campaigns.

IV.2.4. Near-saturated hydraulic conductivity

Hydraulic conductivity at the supply pressure heads $K(h)$ was estimated from steady-state infiltration rates measured by the tension disc infiltrometer, using the approach proposed by Ankeny et al. (1991) and Reynolds et al. (1991) and applied by Coquet et al. (2005).

Table IV.2: Dates of tillage operations before and after the three sets of sampling and measurements¹⁴

Intervention	S2 IWM system	S4 IWM system	S5 IWM system
2010			
Stubble ploughing		20-Aug. ¹ , 27-Aug. ¹	26-Aug. ¹
False seed			31-Aug. ²
Superficial tillage		22-Sept. ²	22-Sept. ² , 22-Oct. ³
Sowing	14-Oct. ⁴ (Winter weed)		28-Oct. ^{5,7} (Winter weed)
Superficial tillage			29-Oct. ⁶
2011			
Mechanical weeding		10-Mar. ²	5-Nov. ⁶ , 25-Mar. ⁶ , 7 Apr. ⁶
Superficial tillage		25-Mar. ³ , 7-Apr. ² , 18-Apr. ⁷	
Sowing		19-Apr. ⁸ (Maize)	
Hoeing		25-May ⁹ , 6-Jun. ⁹	
Irrigation		5-Jul.	
Harvest	16-Jul.	14-Oct.	16-Jul.
Stubble ploughing			12-Aug. ¹
Decompaction			17-Aug. ¹⁰
Superficial tillage			22-Aug. ⁷ , 5-Sept. ⁷
Ploughing		21-Oct. ¹¹	
Sowing		24-Oct. ^{5,7} (Winter weed)	6-Sept. ⁵ (Alfalfa)
Rolling			6-Sept. ¹²
2012			
Rolling	17-Jan. ¹²		
Sowing	9-Mar. ⁴ (Spring barley)		29-Mar. ^{5,7} (Alfalfa)
Rolling	12-Mar. ¹²		
Mechanical weeding		01-Mar. ⁶ , 16-Mar. ⁶ , 2-Apr. ⁶	
Harvest	25-Jul.	24-Jul.	14-Jun.
Stubble ploughing		30-Jul. ¹ , 1-Aug. ¹	
Ploughing			14-Nov. ¹¹
2013			
Superficial tillage		22-Feb. ¹²	6-Mar. ³ , 29-Mar. ³ , 23-Apr. ²
Sowing	14-May ⁴ , 11-Jun. ⁴ (Soya)	5-Mar. ^{5,7} (Spring barley)	25-Apr. ⁸ (Maize)
Mechanical weeding		22-Mar. ⁶	30-Apr. ⁶ , 14-May ⁷ , 27-May ⁷
Rolling	14-May ¹³		
Hoeing			28-May ⁹ , 18-Jun. ⁹ , 8-Jul. ⁹
Mechanical weeding			4-Jun. ⁷
Harvest	26-Oct.	26-Jul.	15-Nov.

¹ Cover crop disc harrow. ² Vibrating tine cultivator + cage roller. ³ Field cultivator chisel type. ⁴ Direct seed drill. ⁵ Pneumatic seed drill coulter type. ⁶ Weed harrow. ⁷ Rotary harrow (+ roller). ⁸ Precision pneumatic seed drill, ⁹ Weeding machine. ¹⁰ Soil loosener with tines. ¹¹ Moulboard plow. ¹² Field cultivator with rigid tines, ¹³ Cambridge roller.

¹⁴ 1st set of measurement (cropping systems S2 and S4) performed in April 2011; 2nd set of measurement (cropping systems S2, S4 and S5) performed in June 2012; 3rd set of measurement (cropping systems S2 and S5) performed in September 2013.

The method is based on Wooding's solution for steady-state infiltration rates q_∞ [LT-1] for a circular source of radius r [L] at the soil surface (Wooding, 1968) and under the assumption of an exponential relationship between hydraulic conductivity K and pressure head h defined by Gardner (1958):

$$K(h) = K_s \exp(\alpha h) \quad (1)$$

where K_s [LT-1] is the saturated hydraulic conductivity and α [L-1] a fitting parameter (the slope of $\ln q_\infty$ vs h relationship). Then, Wooding's solution is expressed as followed:

$$q_\infty(h) = \left(1 + \frac{4}{\pi r \alpha}\right) K(h) \quad (2)$$

where, $q_\infty(h)$ is the steady-state infiltration rate at any supply pressure head value.

To derive $K(h)$, we consider that Eq. (1) and Eq. (2) can be applied piece-wise under the assumption that α is constant between two consecutive supply pressure heads. Taking the latter into account and after substituting Eq. (1) in the logarithmic form of Eq. (2), the resulting equations at two consecutive pressure head intervals (h_i, h_j) and (h_j, h_k) for $K(h_j)$ are:

$$\ln q_\infty(h_i) = \alpha_{i,j} h_i + \ln \left[\left(1 + \frac{4}{\pi r \alpha_{i,j}}\right) K(h_j) \right] \quad (3)$$

$$\ln q_\infty(h_k) = \alpha_{j,k} h_k + \ln \left[\left(1 + \frac{4}{\pi r \alpha_{j,k}}\right) K(h_j) \right] \quad (4)$$

where $h_i < h_j < h_k$ and the left and right intervals are (h_i, h_j) and (h_j, h_k) , respectively.

Thus, in this study the $K(h)$ for the supply pressure heads -3 and -2 cm, i.e. $K(-3)$ and $K(-2)$, were calculated as the arithmetic means of the two estimates from the left and right intervals. $K(-5)$ and $K(-1)$ were calculated from the right interval (-5,-3 cm) and the left interval (-2, -1 cm), respectively. When the infiltration measurements presented water repellency close to saturation, only the first infiltration rates were considered for the calculation of $K(h)$ at each pressure head value.

IV.2.5. Effective porosity

Watson et al. (1986) and Wilson et al. (1988) proposed a method for calculating the effective porosity (i.e. hydraulically active porosity) from steady-state infiltration rates obtained from tension disc infiltrometer measurements. According to the capillary rise equation (i.e. Jurin's law), the supply pressure head $|h|$ is related to pores of equivalent radius smaller than R [L] with:

$$R = \frac{2 \sigma \cos \alpha}{\rho g |h|} \quad (5)$$

where, σ is the surface tension of water [M T^{-2}], α is the contact angle between the water-air interface and the solid surface (assumed to be 0° following Watson et al. (1986)), ρ is the density of water [M L^{-3}] and g is the acceleration due to gravity [M T^{-2}]. This method is derived from the capillary rise equation in combination with Poiseuille's equation to define the effective porosity, θ_e [$\text{L}^3 \text{ L}^{-3}$], making it possible to estimate θ_e from the steady-state infiltration rates associated with a specific pore class as:

$$\theta_e(h_a, h_b) = \frac{8 \mu \Delta I(h_a, h_b)}{g \rho R_a^2} \quad (6)$$

where a and b ($a < b$) are the pore radii of a specific pore class [L], (h_a, h_b) is the pressure head interval [L], μ is the dynamic viscosity of water [$\text{M L}^{-1} \text{ T}^{-1}$], $\Delta I(a, b)$ is the difference between the steady-state infiltration rates at the interval (h_a, h_b) [L T^{-1}] and R_a is the radius associated with the lowest pressure head (h_a) [L] (i.e. the minimum radius associated with a pore class). For this study, the following effective porosities were calculated: $\theta_e(-5, -3)$, $\theta_e(-3, -2)$ and $\theta_e(-2, -1)$. Then, the effective macroporosity ε_m was determined as the sum of all θ_e values (Equation 6), by applying the definition proposed by Jarvis (2007), in which macropores are defined as the pores with an equivalent diameter larger than 0.3 mm (i.e. pressure heads of -10 cm after applying the capillary rise equation).

$$\varepsilon_m = \theta_e(-5, -3) + \theta_e(-3, -2) + \theta_e(-2, -1) \quad (7)$$

IV.2.6. Statistical analysis

All the statistical analyses were performed using R-3.0.2 software (R Development Core Team, 2013). Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to evaluate the effect of soil horizons as factor "Horizon", and campaign of measurement as factor "Year", on initial soil water content, near-saturated hydraulic conductivity and effective macroporosity for each cropping system studied. When interactions between factors were significant at $P < 0.05$, one-way ANOVA was performed followed by post-hoc analyses using Tukey's honest significant difference test. The near-saturated hydraulic conductivity and the effective macroporosity were found to be log-normally distributed as found by previous studies (e.g. Fuentes et al., 2004; Castellini et al., 2012). Thus all the statistical analyses were computed using log-transformed values. The homogeneity of variances was verified using Levene's test for all the ANOVA tests.

IV.3. Results

IV.3.1. Initial water content

The initial volumetric water contents θ_i varied from 0.32 to 0.43 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, where the highest θ_i values were generally measured for horizon Bm, except for cropping system S4 (Fig. IV.1). The coefficient of variation (CV) was related to the variability of θ_i within horizons. The variability of θ_i values within horizon Bm (CV = 4%) appeared smaller than the variability observed for horizons Ap1 (CV = 10%) and Ap2 (CV = 9%). In addition, for all the cropping systems, the effect of the “Horizon” factor was highly significant (Table IV.3), while the effect of the “Year” factor and interaction between factors were only highly significant for systems S2 and S4. In the presence of significant interactions (cropping systems S4 and S2), one-way ANOVAs and post-hoc tests were performed: for cropping system S4 they revealed that the θ_i values for horizons Ap1 and Ap2 were significantly higher in 2011 than in 2012, and that for horizon Bm, they were significantly lower in 2011 than in 2012. Finally, Bm soil layer of cropping system S5 presented the highest θ_i values for all measurement campaigns.

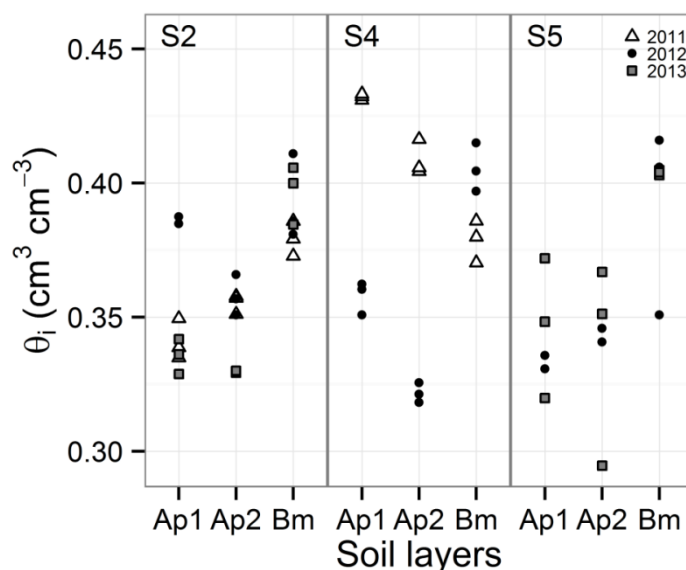


Fig. IV.1: Soil initial water content for cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013). Symbols correspond to all experimental values (3 replicates per measurement for each layer of each cropping system). All experimental data are available under request to the corresponding author.

The results for cropping system S2 indicated the highest θ_i values for horizon Bm with non-significant differences between measurement campaigns. Elsewhere, the θ_i values of horizon

Ap1 in 2012 were significantly higher than in 2011 and 2013 and, the θ_i values of horizon Ap2 were significantly higher in 2013 compared to 2011 and 2012.

Table IV.3: Analysis of variance of initial water content θ_i ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)¹ performed for each cropping system.

Factor	S2 IWM system	S4 IWM system	S5 IWM system
Horizon	*** ²	***	**
Year	***	***	ns
Interaction Horizon x Year	***	***	ns

¹ data are presented in Figure IV.1

² *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, ns = not significant.

IV.3.2. Infiltration measurements and near-saturated hydraulic conductivity

IV.3.2.1. Water repellency and non-equilibrium flow

Water repellency (WR) and non-equilibrium infiltration flow (NEF) close to saturation were observed for certain infiltration tests. The presence or not of NEF and WR provided information on the soil porosity network and its influence on water conducting properties through the soil profile. NEF was identified when a strong increment of hydraulic conductivity was observed for a small increment of pressure head (e.g. $K(h)$ value multiplied by a factor ≥ 3 when pressure head is changed from -2 to -1 cm, see Jarvis et al. (2007)), while WR was observed with the presence of an increasing-unsteady infiltration rate under a given supply pressure head (see Fig. IV.2). For a total of 63 tests, 36% presented both NEF and WR, 31% presented only NEF and 6% presented only WR. Moreover, the three cropping systems studied presented an almost equal number of measurements with simultaneous WR and NEF (i.e. 11 to 14% of the tests). Whatever the cropping system, Bm horizon presented the lowest percentage of tests with simultaneous WR and NEF, with 6% compared to 19% and 13% for Ap1 and Ap2 horizons respectively.

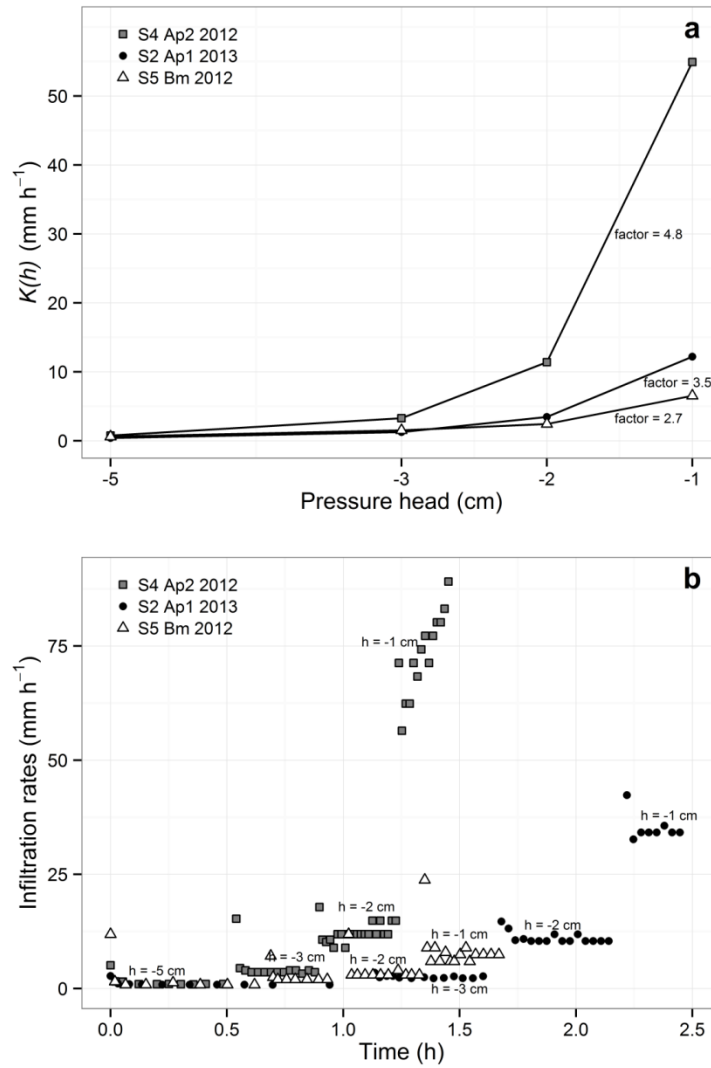


Fig. IV.2: Examples of non-equilibrium infiltration flow NEF (a) and water repellency WR (b) for three infiltration tests: IWM system S4 presented NEF and WR, IWM system S2 presented only NEF and IWM system S5 presented neither NEF nor WR. In (a) value indicated for factor corresponds to the multiplying factor of $K(h)$ values when pressure head change from -2 to -1 cm; symbols correspond to calculations performed with the 3 examples presented in Fig. IV.2b. In (b) values above curves indicate values of pressure head; symbols correspond to individual experimental values.

IV.3.2.2. Near-saturated hydraulic conductivity

Near-saturated hydraulic conductivities $K(h)$ for each cropping system, measurement campaign and soil horizon are reported in Fig. IV.3. Considering all the cropping systems, horizons and measurement campaigns, $K(-5)$ varied from 0.15 to 13 mm h⁻¹ and $K(-2)$ varied from 0.51 to 25 mm h⁻¹ (without NEF or WR) and from 0.51 to 138 mm h⁻¹ (with NEF and WR). The maximum values were found to be in agreement with those reported in the literature for clay soils while the minimum values were found to be several times lower (Castellini et al., 2012; Das Gupta et al., 2006).

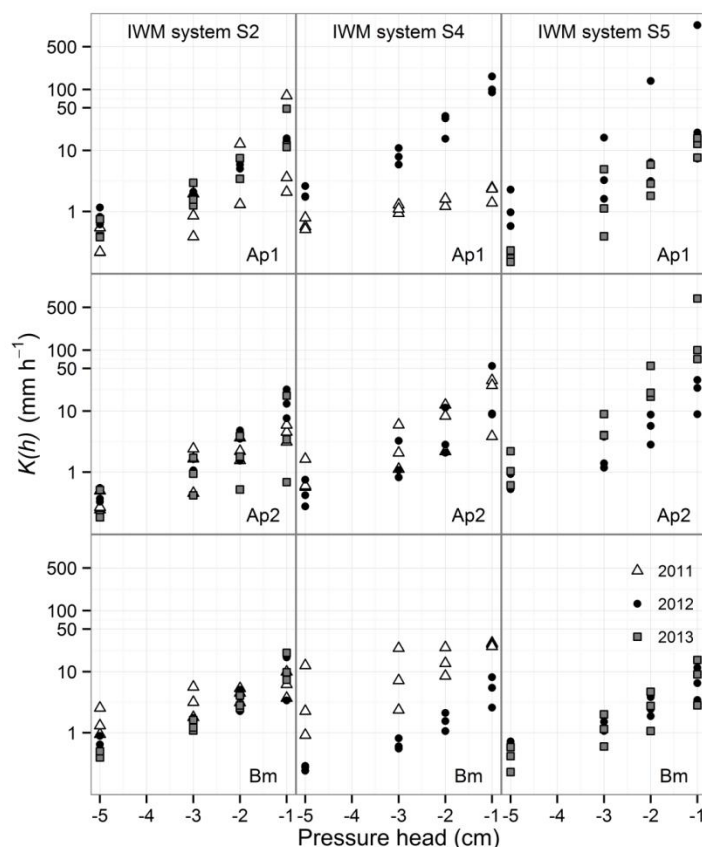


Fig. IV.3: Hydraulic conductivity near saturation $K(h)$ for measurement campaigns (2011, 2012, 2013), cropping systems (S2, S4, S5) and soil horizons (Ap1, Ap2, Bm). Symbols correspond to all experimental values (3 replicates per measurement for each layer of each cropping system).

Moreover, the linearity assumed between the log-transformed K and h for two applied pressure heads was confirmed by the results. The values of coefficient of variation (CV) of measurements gave an indication of the spatial variability of $K(h)$ within cropping systems for each measurement campaign and horizon (detailed results not shown). Thus, variability was considered low to moderate (i.e. CV ranging from 9 to 88%) for 88% of the hydraulic conductivity values. While for the remaining 12%, the CV ranged from 102 to 156% with frequent WR and NEF observed during the infiltration measurements. Within all the cropping systems and measurement campaigns, the $K(h)$ values for horizon Bm increased less near saturation than the $K(h)$ values for horizons Ap1 and Ap2. However, the results of the 2-way ANOVA performed for the $K(h)$ values for each cropping system at each supply pressure head (Table IV.4) reported no significant effects of factors “Horizon” and “Year” on $K(h)$ ($P < 0.05$), except for $K(-5)$ in cropping systems S2 and S5. Elsewhere, for both cropping systems S4 and S5, the interaction between factors was found significant ($P < 0.05$) for all pressure heads, except for $K(-3)$ for cropping system S5. For cropping system S2, this

interaction was found to be significant only for $K(-5)$. This interaction was clearly observed for cropping system S4, where the highest $K(h)$ values were measured in 2012 for horizon Ap1 compared to the lowest $K(h)$ values in 2012 for horizon Bm. Finally, the one-way ANOVAs and post-hoc analyses performed for $K(h)$ values presenting significant interactions led us to conclude that there was no clear trend between horizon and year of measurement for each of the three cropping systems studied. Moreover, for cropping system S2, significant differences between measurement campaigns were observed only for $K(-5)$, with the highest and lowest values for horizon Bm in 2011 and horizon Ap2 in 2013, respectively. For cropping system S4, the statistical analysis confirmed the differences between $K(h)$ values in 2011 and 2012 for horizons Ap1 and Bm, as well as the similar $K(h)$ values between year of measurement for horizon Ap2. Significant differences between year of measurement were only observed for $K(-5)$ in cropping system S5, the highest values being obtained for horizons Ap1 and Ap2 in 2012 and 2013 and the lowest values for Ap1 in 2013.

Table IV.4: Analysis of variance of hydraulic conductivity near saturation¹ performed for the different supply pressure heads.

Pressure head	$K(-5)$	$K(-3)$	$K(-2)$	$K(-1)$
<i>S2 IWM system - reduced tillage then no till</i>				
Horizon	*** ²	ns	ns	ns
Year	°	ns	ns	ns
Interaction Horizon x Year	**	°	ns	ns
<i>S4 IWM system – moderate to intensive tillage</i>				
Horizon	ns	ns	ns	ns
Year	ns	ns	ns	*
Interaction Horizon x Year	**	**	***	***
<i>S5 IWM system – moderated to intensive tillage</i>				
Horizon	ns	ns	°	°
Year	*	ns	ns	ns
Interaction Horizon x Year	**	°	*	*

¹ data are presented in Figure IV.3

² *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, ° $P < 0.1$, ns = not significant.

IV.3.3. Effective macroporosity

Average ε_m values ranged from $0.13 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (system S4 Ap1 on 2011) to $3.65 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (system S5 Ap2 on 2013) representing 0.0003% and 0.01% of the total porosity, respectively (Fig. IV.4).

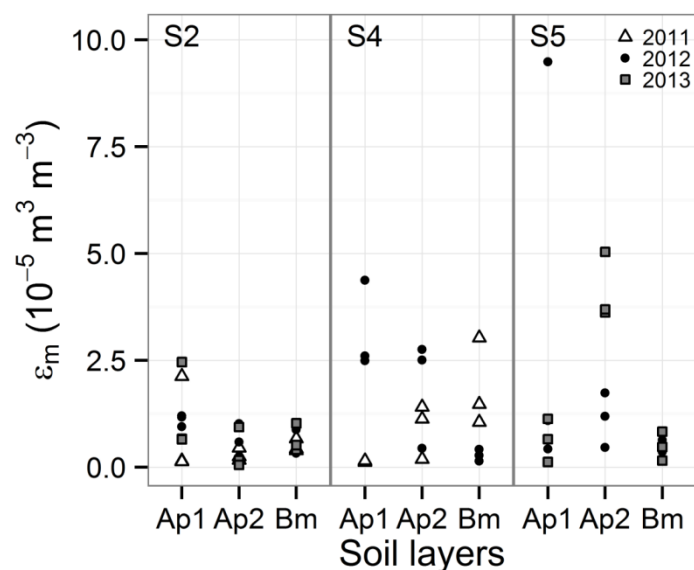


Fig. IV.4: Effective macroporosity estimated using the method proposed by Luxmoore et al. (1986) for all cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013). Symbols correspond to all experimental values (3 replicates per measurement for each layer of each cropping system).

Following the same procedure as for $K(h)$, two and one-way (i.e. when significant interactions) ANOVAs were performed for each cropping system. Effective macroporosity for cropping system S2 was found to be comparable across horizons and years of measurement (Table IV.5).

Table IV.5: Analysis of variance of effective macroporosity ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) performed for each cropping system.

Factor	S2 IWM system	S4 IWM system	S5 IWM system
Horizon	ns ²	ns	*
Year	ns	*	ns
Interaction Horizon x Year	ns	***	°

¹ data are presented in Figure 4

² *** $P < 0.001$, * $P < 0.05$, ° $P < 0.1$, ns = not significant.

For cropping system S4, interactions between factors “Year” and “Horizon” were significant. The one-way ANOVA (results not shown) confirmed the observations of ε_m for cropping system S4, with significant differences between years of measurement of ε_m for horizons Ap1 and Bm, and with comparable θ_e values between years of measurement for horizon Ap2. As with $K(h)$, contrasting behavior was found for ε_m for horizons Ap1 and Bm, with significantly higher ε_m values in 2012 compared to 2011 for horizon Ap1 and the contrary for horizon Bm. Finally, for cropping system S5, comparable values were found for all horizons and years of

measurement, with the exception of the effective macroporosity corresponding to the Ap2 horizon in 2013, which was found to be significantly higher overall.

The relation between the ln-transformed hydraulic conductivity at -1 cm of pressure head $K(-1)$ and the effective macroporosity for each cropping system and horizon was calculated. The results showed a significant ($P < 0.01$) linear relationship $\varepsilon_m (R^2 = 0.69)$, with comparable regression slopes for all horizons and cropping systems (Fig. IV.5). Moreover, the logarithmic regression of this relationship showed a very significant fit ($R^2 = 0.9$).

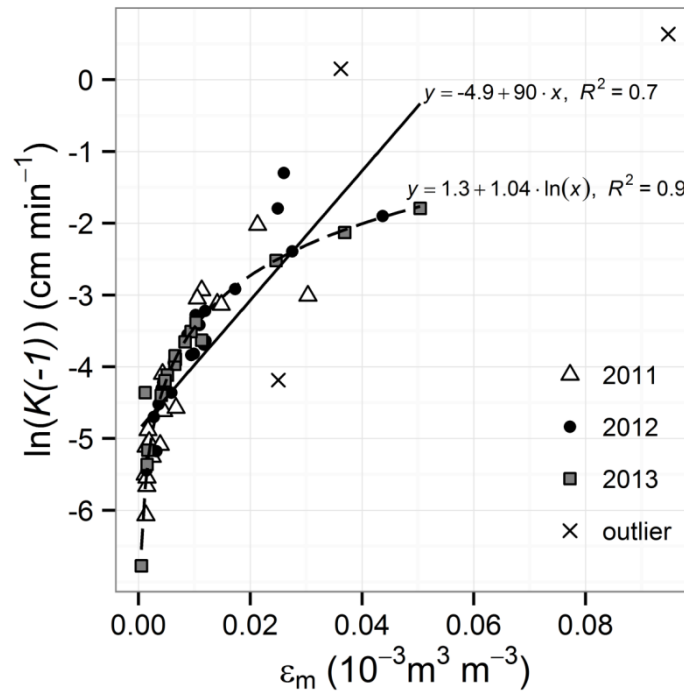


Fig. IV.5: Linear and logarithmic relationship between the ln-transformed of the hydraulic conductivity at -1 cm of pressure head $K(-1)$ and the effective macroporosity ε_m for all cropping systems (S2, S4, S5), soil horizons (Ap1, Ap2, Bm) and measurement campaigns (2011, 2012, 2013). For each measurement campaign, cropping system and soil layer are not differentiated (i.e. same symbol), let to be a total of ε_m values. Each point is the mean of 3 replicates. The plain line represents the fitted linear regression and dotted curve represents the fitted logarithmic regression (outlier values are not taken into account for calculation).

VI.4. Discussion

VI.4.1. Vertical variability of near-saturated hydraulic conductivity within each cropping system

Our results showed that $K(h)$ values can be considered comparable within depths for the well-structured swelling clay soil considered in our study. Indeed, Lin et al. (1998) reported equally high infiltration rates near saturation within clayey soil profiles with good structure and macroporosity. On the contrary, Coquet et al. (2005) reported significant differences between the tilled and the underlying untilled horizon for three different cultivated soil

profiles. In addition, soil effective macroporosity was found to be comparable between horizons for each cropping system studied. Moreover, water repellency and non-equilibrium flow, which are related to macropore flow (Jarvis et al., 2008), were present throughout the entire soil profile for all the cropping systems and years of measurement. These observations support the effective macroporosity results and may be considered as an indicator of good water-conducting capacity resulting from the distribution of hydraulically active macropores throughout the soil profiles. In addition, more measurements presenting water repellency and NEF for horizon Ap1 compared to horizons Ap2 and Bm suggests the influence of agricultural practice on the Ap1 horizon.

Furthermore, the relationship between hydraulic conductivity and soil macroporosity has already been reported for saturated conditions, i.e. saturated hydraulic conductivity K_s . Indeed, Luo et al. (2010) found a positive and linear relationship between the natural logarithm of K_s and soil macroporosity, both measured directly from soil columns by imagery analysis. They related the regression slope of this relationship to certain macropore characteristics and conclude that steeper regression slopes may be observed on macropores that are less tortuous, more vertically orientated and more continuous. In order to study the hydraulic properties of two cropping systems, (Schwen et al. (2011a)) applied this relationship by comparing the regression slopes of the log-transformed K_s against the effective macroporosity ε_m derived from tension disc infiltrometer measurements. For our study, ε_m was linearly correlated to the ln-transformed $K(-1)$, which may be interpreted as expressing comparable water conducting characteristics (i.e. tortuosity, pore orientation and continuity) between macropores for all horizons and cropping systems (Schwen et al., 2011a; Luo et al., 2010). Moreover, the linear regression coefficients were in agreement with those reported in Schwen et al. (2011a). However, for our results the best fit was obtained using logarithmic regression.

IV.4.2. Temporal variability of near-saturated hydraulic conductivity within each cropping system

In our study, the annual variability of three IWM-based cropping systems differing in their level of tillage interventions was reported and analyzed independently for each cropping system. The main findings were the absence of annual variability for cropping system S2 at the end of three consecutive cropping periods, with the exception of $K(-5)$ for horizon Bm, despite the variability of initial soil conditions and in accordance with the stability of effective soil macroporosity. This is in agreement with the pore network temporal stability of no-till

cropping systems reported by Schwen et al. (2011a,b). For cropping system S4, the high annual variability of near-saturated hydraulic conductivity $K(h)$ found for two consecutive years under the influence of superficial tillage operations (i.e. shallow cultivations and mechanical weeding for 2011 and 2012, respectively) was related to both the variability of initial water content and the variability of effective macroporosity for horizons Ap1 and Bm. Indeed, for these horizons, this suggests a negative relationship between $K(h)$ and the soil initial water content θ_i for all pressure head values, which may be related to the increase of soil macroporosity due to shrinkage under drier soil conditions (Zhou et al., 2008; Lin et al., 1998). However, this relationship cannot be verified in this case for the narrow range of θ_i values (from 0.3 to 0.45 m³ m⁻³). On the contrary, the Ap2 horizon showed high annual stability despite the variability of initial soil water content. However, it is in accordance with the effective macroporosity stability, which suggests a stronger influence of the soil porosity network compared to the initial soil water content and to the lack of shallow tillage operations for this horizon. For cropping system S5, the comparable $K(h)$ values at all pressure head values and horizons found at the end of the two consecutive cropping periods (i.e. without the influence of recent tillage operations) and with comparable factors through time (i.e. comparable initial water content and effective porosity) are an indirect confirmation of our main hypothesis.

IV.5. Conclusions

The assessment of the vertical and annual variability of near-saturated hydraulic conductivity $K(h)$ (and consequently effective macroporosity) was performed for three IWM-based cropping systems of a well-structured silty clay loam soil. This evaluation was supported by the characterization of the initial soil water content. In our study, no vertical variability of $K(h)$ for any of the cropping systems and any of the measurement campaigns was observed. These results were in agreement with the effective macroporosity findings, which also showed comparable values throughout the soil profile for all cropping systems and measurement campaigns. In addition, comparable regression slopes were obtained for the relationship between the near-saturated hydraulic conductivity at -1 cm pressure head and the effective macroporosity. Thus, the vertical homogeneity of soil hydraulic properties was related here to the well-structured porosity network of this clayey soil with shrink-swell, water repellency and non-equilibrium flow behaviors. Indeed, the spatial variability caused by these behaviors may mask the variability caused by tillage on $K(h)$. With the aim of simplification, comparable vertical values of $K(h)$ for all soil horizons led to consider a same

$K(h)$ relationship for modeling the water flow of well-structured clayey soils. The annual variability of $K(h)$ was found to be comparable for the no-till cropping system S2 and for the moderate to intensive tilled cropping system S5, while it was found to be significant for the also moderate to intensive tilled cropping system S4. The comparison of these results with the initial soil water content confirmed the inverse relationship found by previous published studies. Therefore, our main hypothesis was confirmed for cropping systems S4 and S5, suggesting a temporal variability of $K(h)$ related to the variability of the initial soil water content, crop and cropping periods, weather conditions and tillage treatments. On the contrary, the temporal stability of the no-till cropping system S2 despite the variability of these factors, confirms the high structural stability of no-till cropping systems. Moreover, our results allowed concluding that the highest time-stability of $K(h)$ was achieved by the no-till cropping system compared to the superficially tilled cropping systems of the clayey soil studied. In addition, the absence of differences between soil horizons $K(h)$ were due to the cumulative cropping systems effects and weather conditions on the effective macroporosity throughout the entire soil profile which masked the cropping systems effects on $K(h)$. Our study demonstrated and confirmed the major role played by the soil porosity network and the shrink-swell behavior in soil hydraulic properties and consequently in water transfer.

Acknowledgements

C. Ugarte received a grant from the French Ministry of National Education, Research and Technology (MENRT) and her work was funded by the Burgundy Region. We thank C. Fant and F. Dessaint for their help in statistical analysis, P. Farcy and the staff of the INRA experimental farm for the field management of the systems and F. Castro Miranda and F. Lafay for their help with the infiltration measurement campaigns. Finally, we thank J.-P. Vandervaere (LTHE Grenoble) for his valuable comments which helped us to improve the quality of our manuscript.

CHAPITRE V- Dynamique de l'eau dans un sol argileux de 2 systèmes PIC-adventices

Soil water dynamics of a clay soil in two contrasted integrated weed management based cropping systems.

C. Ugarte, B. Nicolardot, A. Coffin, F. Lombard, M. Ubertosi*

AgroSup Dijon, UMR 1347, Agroécologie, 26 rue Dr Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon cedex, France

Key words

Integrated weed management, cropping system, wick lysimeters, field tensiometers, unsaturated soil hydraulic properties, clayey soil

*** Corresponding author:**

Marjorie Ubertosi

AgroSup Dijon, UMR 1347 Agroécologie,

26 Bd Docteur Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon Cedex, France

Tél.: +33 (0)3 80 77 23 46, Fax: +33 (0)3 80 77 25 51

Email: marjorie.ubertosi@agrosupdijon.fr

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un projet de publication.

Abstract

Soil water can be considered as a major vector to transport pollutants through the vadose zone which is responsible for the leak of pesticides during the drainage season. IWM-based cropping systems are set up to reduce chemical inputs by particularly increasing mechanical treatments to control weeds, which may in turns affect water dynamics. Thus, the objective of our work was to study the water dynamics of 2 contrasted IWM-based cropping systems during 2 consecutive drainage periods. Water dynamics was assessed by measuring the soil matric potential with tensiometers and the drained water by the means of wick lysimeters considering an agricultural hydraulic approach. The measurements of matric potentials allowed to determine the soil field water retention curves, hydraulic profiles and water table levels. Elsewhere, a simple water balance model allowed to evaluate the functioning of wick lysimeters prior to the application of agricultural hydraulic concepts. In addition, the agricultural hydraulic approach allowed the identification of drainage periods and the evaluation of the soil surface contributing to water flow into the wick lysimeters. The field water retention curves obtained for both cropping systems showed similarities between both studied periods. Climatic conditions, through continuous wetting/drying cycles, had a strong effect on water retention for the superficial layers where a great variability was observed compared with deeper soil layers. Three agricultural hydraulic drainage periods were successfully identified for both cropping systems and both measurement periods. Cropping systems differed in the duration of each drainage period which was influenced by the water requirements of plant cover present in each system. Indeed plant cover and also water table level were identified as the two conditions affecting water dynamics. For some periods, the groundwater levels flood the wick lysimeters induced an oversampling of percolated water. Without taking into account those periods of oversampling, estimated drainage values were in good agreement with amounts of percolated water collected by wick lysimeters. In addition, the comparison between the 0.125 m² surface of wick lysimeters plate and the soil surface area calculated using the agricultural hydraulic approach allowed to validate the fact that wick lysimeters plate surface contributed principally to the water collected by those devices. Finally, these first results allowed a better understanding of the water dynamics in both IWM-based cropping systems.

V.1. Introduction

Aims of sustainable agriculture is to conceal production (quantity and quality of food), environmental and social considerations. It implies particularly the reduction of agriculture side-effects such as groundwater and surface water pollution by pesticides. In Europe and USA, herbicides are one of the organic compounds most frequently recovered in ground and surface water (Loos et al., 2010; Toccalino et al., 2014). In this context, Integrated Weed Management (IWM) based cropping systems aiming to reduce herbicide inputs have been developed to control weed infestations without compromising economic benefits. IWM-based cropping systems use a combination of agricultural practices to partially or totally replace herbicides treatments. The main agricultural practices involve: i) diversified crop rotations with diversified sowing dates, ii) false seed techniques, iii) delayed autumn sowing, and iv) mechanical weeding (Pardo et al., 2010).

As a result of those combinations of agricultural practices, soil physical and hydraulic properties such as bulk density, saturated and unsaturated hydraulic conductivity K_s and $K(h)$, and water retention characteristic $\theta(h)$ may be affected in comparison with conventional agricultural techniques. Indeed, many studies have been performed during the past decades to evaluate the effects of agricultural practices on those hydraulic properties. These studies mostly compared no tillage and conventional tillage and showed different tendencies which vary across sites location, climate and soil types and in function of the natural variability of the soil properties (Strudley et al., 2008).

Moreover, the induced effects on soil physical and hydraulic properties will have an impact on water dynamics. Since soil water can be considered as a major vector to transport solute and pesticides through vadose zone (Grébil et al., 2001), the dynamics of percolated water during the drainage season is of particular interest for the evaluation of groundwater pollution caused by chemical treatments. The validation of IWM-based cropping systems requires the evaluation of the side-effects of reducing chemical inputs by increasing mechanical treatments to control weeds. It is important to check how these techniques actually reduce groundwater pollution.

Soil water dynamics can be characterized by the measurement of drained water and soil matric potential. Drained water measurement under field conditions is possible through the installation of numerous types of devices such as lysimeters, suction plates, pan lysimeters and capillary wick sampler (Fares et al., 2009; Weihermüller et al., 2007). Capillary wick samplers or wick lysimeters (Brown et al., 1986) are frequently preferred from the other

devices in reason of their numerous advantages: i) no need of an external source of pressure to collect soil water, ii) no disturbance of the soil above the wick lysimeter, iii) their design which allows to collect soil water from a large soil area without disturbing natural water flows, and iv) their easy building using the design and formulations proposed by Knutson and Selker (1994). Indeed, over the past decades wick lysimeters have proved to successfully monitor water and solute transfer, as shown by numerous publications (e.g. Filipović et al., 2014; Mertens et al., 2007). However, the disadvantage of these devices is that their performance depends on two main constraints used for their design and building as reported by Brandi-Dohrn et al. (1996) and Louie et al. (2000). Firstly, the formulations proposed by Knutson and Selker (1994) are based on the design of the wick lysimeter in order to exert suction under the sampling area which are comparable to those occurring in field conditions. For this procedure, the sampling area and the wick fiber (i.e. length and diameter) are the characteristics which are considered to design the lysimeters. The wick fiber diameter depends mostly on the commercially available material which hydraulic characteristics are well known. Thus, the choice of wick fibers is usually limited to the material described by Knutson and Selker (1994). The wick fiber length and the wick lysimeter surface area may also depend on field constraints for the installation such as the type of soil, the soil layers or the presence of gravels which can make difficult the set up in field conditions. Secondly, the design and set up of the wick lysimeter take into account the assumption of a water table level far below the wick lysimeter.

Two field boundary conditions are identified to influence the correct functioning of wick lysimeters. From the water table level position, Louie et al. (2000) showed that water table levels close to the wick lysimeter level may induce soil water oversampling. Cattani et al. (2007) investigated the effect of plant cover on drained water for a banana field experimentation. They pointed out that the presence of vegetation is an important boundary condition which has to be taken into account for the water measurement of wick lysimeters. Thus, both studies concluded that it is necessary to characterize those boundary conditions. Piezometers and tensiometers are commonly used to monitor the water table level. Elsewhere, in the presence of vegetation, soil water sampled can be compared with the drained water calculated from the water balance which takes into account real evapotranspiration values during the growing season of plant cover.

From these two boundary conditions, the water table level has probably the strongest influence on soil water measurement. Thus, field equipment with tensiometers and

piezometers may be an alternative to better evaluate soil water dynamics. In one hand, piezometers are very well known devices designed to characterize soil water potential under saturated conditions, allowing to study the water table level as well as the water flow direction. In the other hand, tensiometers are equally designed to characterize soil water potential under unsaturated conditions with multiple applications such as the characterization of the water table level and the field water retention curve when matric potential measurements are followed by water content characterization. Thus, Zimmer (1988a) monitored water potential using tensiometers and evaluated the water table level evolution during several drainage seasons. In addition, they proposed the interpretation of hydraulic profiles (matric and total potential in function of gravitational potential) following an agricultural hydraulic approach which allowed the identification of the drainage characteristic periods proposed by Aldanondo (1981). Zimmer's study applied agricultural hydraulic concepts to evaluate water dynamics of drained fields allowing the identification of 3 drainage periods: start autumn drainage, intensive winter drainage and spring drainage.

The main objective of our study was to evaluate the soil water dynamics in 2 contrasted IWM-based cropping systems, by considering their corresponding hydraulic properties, during 2 consecutive drainage seasons. Technical objectives of our study were to: i) evaluate the field water retention characteristics using tensiometers measurement, and ii) study the water dynamics of both contrasted IWM-based cropping systems using an agricultural hydraulic approach. Our first objective is based on the hypothesis of a representative field characterization of soil water retention especially at equilibrium states. Then, our second objective is based on the hypothesis that water dynamics monitored with wick lysimeters can be approximated to the water dynamics of drainage systems. Therefore, hydraulic drainage concepts were applied to identify drainage periods from water potential measured with tensiometers and drained water collected by wick lysimeters. Furthermore, these concepts were equally applied to verify the drainage soil surface contributing to the collected drained water by the wick lysimeters.

V.2. Materials and methods

V.2.1. The experimental site

The experimental plots were located at the INRA Dijon experimental farm in Eastern France (47°20'N, 5°2'E). The region is characterized with a semi continental climate with an average annual rainfall of 770 mm and a mean annual temperature of 10.5°C. The experimental plots are included in a long-term experimental trial (i.e. since 2000) which aim is to evaluate 4

IWM-based cropping systems compared to a reference cropping system using a multi-criteria approach. In our study, 2 cropping systems corresponding to 2 experimental plots (about 1.7 ha each) were chosen, both following IWM principles. They are defined as no-till IWM-based cropping systems (S2) and zero herbicide IWM-based cropping system (S5). Their main characteristics were described by Chikowo et al. (2009). Briefly, the two cropping systems studied are: i) no tillage for cropping system S2 (reduced tillage between 2000 and 2007, then no tillage since 2008) where time consuming operations such as ploughing, harrowing and mechanical weeding are excluded, and ii) moderate to intensive tillage operations for cropping system S5 where only non-chemical practices are allowed to control weed infestation (i.e. in average, 4 superficial tillage operations per year for the period 2008-2012). The main agricultural interventions during the studying periods are reported in Figure V.1.

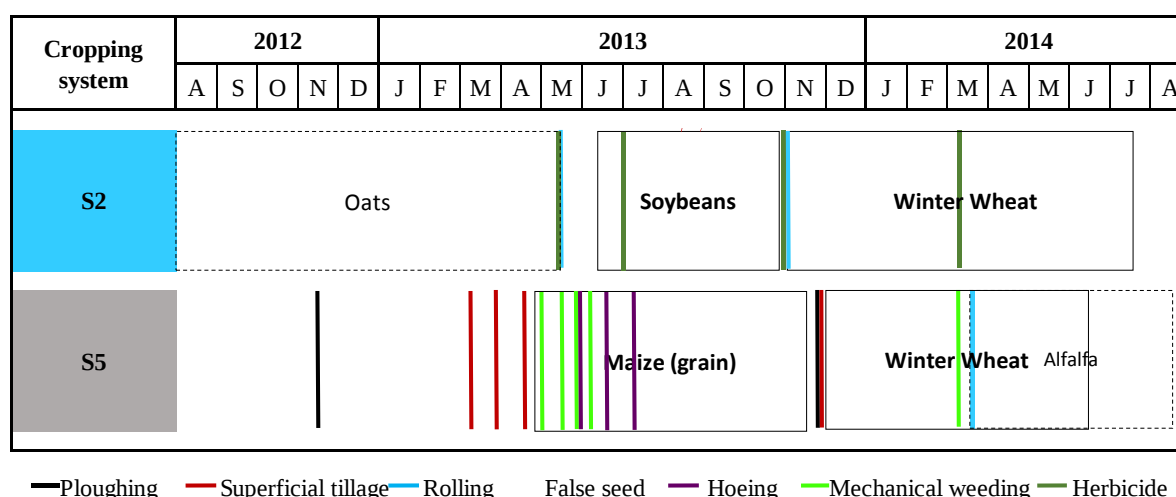


Figure V.1- Main agricultural interventions calendar from August 2012 to August 2014.

As a part of the multi-criteria evaluation, both cropping systems were characterized in terms of their soil physical and chemical properties (Table V.1) and in terms of their physical and hydraulic properties such as bulk density, near-saturated hydraulic conductivity, water retention and shrinkage characteristics (Table V.2). The soil was classified as Cambisol (Hypereutric) (IUSS Working Group WRB, 2006) with a clayey surface layer developed on a alluvial deposit and as a silty clay loam in terms of its textural classification (USDA). According to the FAO classification (IUSS Working Group WRB, 2006), the soil vertical stratification includes three soil layers: superficial tillage layer Ap1, plough layer Ap2 and Bm and deep layer C.

Table V.1- Main physical and chemical properties¹ of the soil of the two cropping systems.

	Clay ($< 2 \mu\text{m}$) g kg ⁻¹	Loam (2-50 μm) g kg ⁻¹	Sand (50-200 μm) g kg ⁻¹	Organic C g kg ⁻¹	pH
S2 IWM system - reduced tillage then no till					
Ap1 ¹ (0 – 15/16 cm)	348	581	71	16.3	6.7
Ap2 ¹ (15/16 – 20/25 cm)	459	475	66	6.7	6.8
Bm (20/25 – 75/80 cm)	536	403	61	3.3	7.0
S5 IWM system – zero herbicide, moderate to intensive tillage					
Ap1 (0 – 15/16 cm)	355	581	64	15.1	6.6
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	426	527	47	10.9	6.6
Bm (20/25 – 60/70 cm)	498	448	54	4.9	7.5

1 Ap1 and Ap2 for cropping system S2 correspond to the old tilled layers.
Soil characterization was performed on 2012 during the wick lysimeters installation.

Table V.2- Main soil hydraulic properties of the soil of the two cropping systems.

	K(h)¹		θ(h)²		da³
	h cm	K mm h ⁻¹	h cm	θ cm ³ cm ⁻³	g cm ⁻¹
<i>S2 IWM system - reduced tillage then no till</i>					
Ap1 (0 – 15/16 cm)	-1	24 ± 21	0	0.41 ± 0.01	1.44 ± 0.01
	-2	4.8 ± 2.3	100	0.38 ± 0.01	
	-10	0.07 ± 0.04	1500	0.30 ± 0.01	
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	-1	7 ± 9	0	0.39 ± 0.01	1.47 ± 0.08
	-2	2.1 ± 1.7	100	0.36 ± 0.01	
	-10	0.08 ± 0.03	1500	0.30 ± 0.01	
Bm (20/25 – 75/80 cm)	-1	13 ± 7	0	0.45 ± 0.02	1.42 ± 0.03
	-2	3.1 ± 0.8	100	0.44 ± 0.01	
	-10	0.14 ± 0.05	1500	0.35 ± 0.01	
<i>S5 IWM system – zero herbicide. moderate to intensive tillage</i>					
Ap1 (0 – 15/16 cm)	-1	12 ± 4	0	0.36 ± 0.01	1.58 ± 0.02
	-2	3.5 ± 2.1	100	0.36 ± 0.004	
	-10	0.07 ± 0.05	1500	0.30 ± 0.01	
Ap2 (15/16 – 20/25 cm)	-1	290 ± 355	0	0.40 ± 0.07	1.4 ± 0.02
	-2	30.8 ± 21.1	100	0.40 ± 0.06	
	-10	0.26 ± 0.3	1500	0.31 ± 0.01	
Bm (20/25 – 60/70 cm)	-1	9 ± 6	0	0.44 ± 0.01	1.39 ± 0.02
	-2	2.8 ± 1.8	100	0.44 ± 0.01	
	-10	0.13 ± 0.05	1500	0.34 ± 0.02	

Note: soil characterization was performed at the end of the growing season 2012/2013 close to the devices installation zone. Values are mean ± standard deviation for all measurement periods.

¹ 3 replicates for K(h) values, ² 5 replicates for $\theta(h)$ values, ³ between 3 and 5 replicates for da values.

V.2.2. Climate

A meteorological station located on the experimental farm at one kilometer from the experimental plots allowed the acquisition of local climatic parameters such as daily precipitation rates and all the parameters necessary to calculate the daily Penman potential evapotranspiration (ETP). Figure V.2 presents the climate characteristics for both studied hydrological periods. The first period, from September 2012 to August 2013 presented exceptionally highest cumulative precipitation principally due to the intensive rainfall events during spring 2013 (e.g. 55 mm on the 25-27 April, 70 mm on the 27-28 July 2013 and almost 250 mm from April 25 to June 4). Furthermore, daily crop evapotranspiration (ET_c) was estimated from the product of ET_0 and the crop coefficient (K_c) for each cropping system. The K_c values were determined following the single crop method without weather corrections proposed by FAO and described in Allen et al. (1998). Finally a simple water balance model was calculated for each sampling date. The water balance excluded runoff and subsurface flow as they were considered negligible processes since the field surface slope of the experimental site was $< 1\%$. Thus, the water balance was computed as the difference between precipitation and ET_c and allowed the estimation of drained water (mm) which will be compared with the percolated water collected with wick lysimeters.

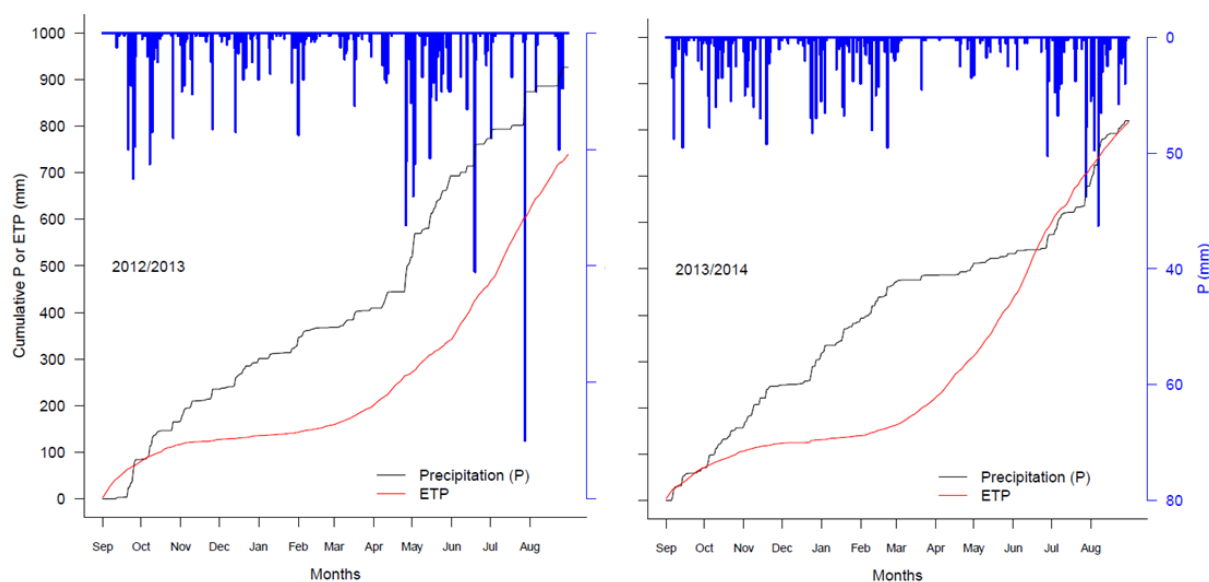


Figure V.2- Evolution of the daily (in blue) and cumulative precipitation P (mm) and Penman evapotranspiration ETP (mm) during the 2 measurement periods (i.e. September 2012 to August 2013 and September 2013 to August 2014).

V.2.3. *Matric potential*

Water potentials measurements allows determining several water dynamic characteristics such as soil field water retention curves (gravimetric water content in function of matric potential), hydraulic profiles (matric and total potential in function of gravitational potential) and water table levels. To measure soil matric potentials, a set of tensiometers was installed in both experimental plots (i.e. corresponding to both cropping system). Each set of tensiometers was set up between 2 drains located close to water sampled devices (i.e. porous cups and wick lysimeters) and included 5 equidistant lines of tensiometers (T1 to T5) (Figure V.3). For each line of tensiometers, 3 or 4 tensiometers were installed at different soil depths (i.e. 70, 50, 20 and 10 cm depth from the soil surface) corresponding to the different soil layers (C/Bm/Ap2/Ap1).

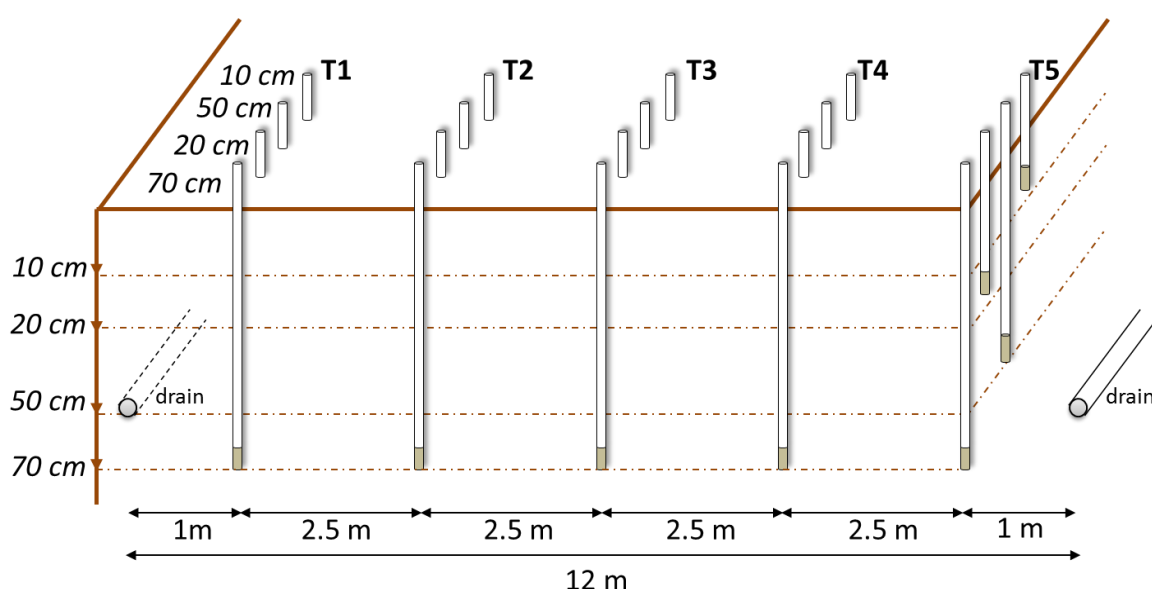


Figure V.3- Tensiometers installation scheme in field. Each line of tensiometers (T1 to T5) involves 3 or 4 tensiometers installed at different soil depths (i.e. 70, 50, 20 and 10 cm depth from the soil surface).

The tensiometers used for this study consisted in a ceramic porous cup (2150 type, SDEC, Reignac-sur-Indre, France) connected to a water-filled PVC tube which was sealed to the top with a silicone bung. These tensiometers were designed to be used with an electronic tensiometer SMS 2500S (SDEC, Reignac-sur-Indre, France) which measures the air pressure in the tensiometer tube generated by the equilibrium between the matric potentials of the tensiometer water with the soil water. The tensiometers set up and the matric potential calculations were performed following the French standard method X 31-552 (AFNOR, 2004c). For each tensiometer, the soil matric potential was obtained as the sum of the

potential given by the tensiometer and the tensiometer water column. The total water potential or hydraulic head H was then calculated as the sum of the soil matric potential (h , cm) and the gravitational potential (i.e. tensiometer elevation z , cm). The deepest tensiometer depth (i.e. -70 cm) was taken as the reference level or as datum for all calculations (Zimmer, 1988a).

V.2.3.1. *Water retention characteristics*

Field water retention curves were obtained from the relationship between the soil matric potential ($\log |h|$) and the soil gravimetric water content at each tensiometer depth of the inter-drain tensiometer line (i.e. T3) and for each cropping system and monitored period. Soil gravimetric water content (GWC) was calculated from disturbed soil samples which were weekly collected during the tensiometers measurements using hand auger equipment at each depth of the tensiometer line T3. GWC (g g^{-1}) was determined as the ratio between the mass of soil water and the mass of the dried soil (oven-dried at 105°C for 24 h) as described in the international standard ISO 16586 (AFNOR, 2004b).

Laboratory water retention curves were obtained using soil cores of 100 cm^3 (5 cm diameter, 5 cm height) using a Sandbox (Eijkelkamp Agrisearch Equipement, Giesbeek, NL) following the procedure describe in method A of international standard NF ISO 11274 (AFNOR, 2004a) as explained in Chapter III. Soil cores were sampled at -10, -20 and -50 cm in a zone located close to the tensiometers. Five soil cores were collected for each soil depth and cropping system.

Laboratory water retention curves were compared with those obtained under field conditions. The comparisons were performed following the procedure described in Pachepsky et al. (2001) and considering the range of overlapping laboratory and field water content values (from saturation to approximately -800 cm of matric potential). The laboratory GWC values, which corresponded to the matric potentials measured at the field, were obtained by interpolation using laboratory water retention curves. Interpolations were performed applying the van Genuchten equation (van Genuchten, 1980) which parameters were obtained using the RETC program (van Genuchten et al., 1991) and applying the water retention curve model “*van Genuchten, variable m,n* ” for each cropping system and horizon.

V.2.3.2. *Hydraulic profiles*

For each cropping system, hydraulic profiles (matric potential or/and total potential against gravitational potential) were weekly measured during the 2 consecutive drainage seasons: i) about 8 months from November 2012 to July 2013, and ii) about 5 months from mid

December 2013 to May 2014 for both cropping systems. For each period, water potential measurements started on December and finished current spring depending on the soil matric potential, minimal range measured with tensiometers corresponding to -850 cm of matric potential. Taking into account weather data (i.e. precipitations and evapotranspiration), it enables: (i) the identification of drainage periods (i.e. start drainage, intensive drainage, spring drainage Aldanondo (1981)), (ii) the evaluation of water flow direction (i.e. water moves from low to high potential), (iii) the estimation of water table level (i.e. soil level corresponding to the interpolation between negative and positive matric potentials (Zimmer, 1988a) and (iv) the characterization of the field water retention curve.

V.2.4. *Drained water*

Drained water of each cropping system was weekly sampled during the 2 consecutive measurement periods/drainage seasons (i.e. 2012-2013 and 2013-2014). The water sample design included 2 homemade capillary wick lysimeters (Holder et al., 1991). Two wick lysimeters L1 and L2 were installed close to one drain (i.e. at -45 to -50 soil depth and 1 m apart from the drain) for each cropping system during spring 2012 and they were located approximately 15 m from each plot edge and close to an access road (Figure V.4).

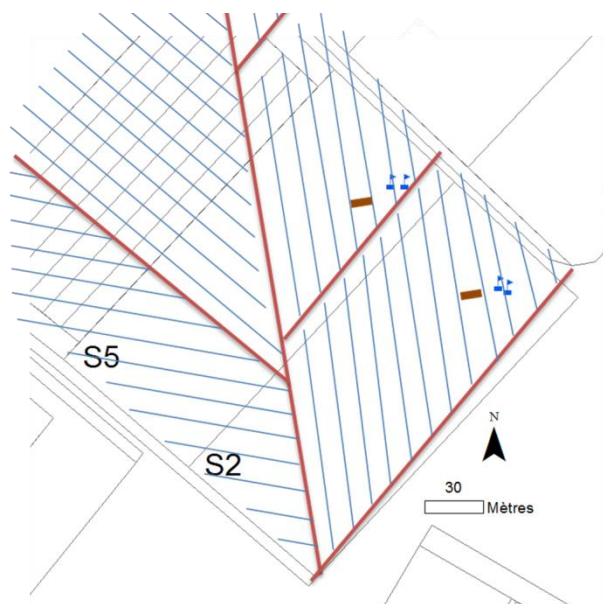


Figure V.4- Location map of the collecting devices for both cropping system. The blue flags represented the extremities of the pedological pit where the wick lysimeters were installed (approximately 15 m apart from the edge of each plot and close to the access road) and the brown rectangles indicated the zone where the tensiometers were installed.

The wick lysimeters consisted in 3 connected parts: a stainless steel plate (50 cm length and 25 cm wide, surface 0.125 m²), a 70 cm long fiber glass capillary wick (1/2" fiberglass wick,

Pepperell Braiding Company, MA, USA) and a plastic container of 23 L. The hydraulic properties of the fiberglass wick were characterized by Knutson and Selker (1994) and are presented in Table V.3.

Table V.3- Hydraulic properties and main characteristics of the 1/2" fiber glass wick (Pepperell Braiding Company, MA, USA) (from Knutson and Selker (1994) and Lacas (2005)).

$\theta(h)$ van Genuchten (1980)					$K(h)$ Gardner (1958)		Main characteristics			
θ_s (cm ³ cm ⁻³)	θ_r (cm ³ cm ⁻³)	α (cm ⁻¹)	N (-)	m (-)	Ks (cm h ⁻¹)	A (cm ⁻¹)	Diameter (mm)	Density (g cm ⁻³)	Porosity (cm ³ cm ⁻³)	Radius (mm)
0.63	0.00	0.06	3.61	0.40	1168	0.098	1.45	0.25	0.9	0.0035

The capillary wick is connected at one end to the steel plate and at the other end to the plastic container. The plastic container is connected to a collecting plastic tube (PE) drawn to the edge of each plot in order to collect the water flowing in the container. The design was performed following the procedure proposed by Knutson and Selker (1994) and used by Lacas (2005) for the selection of wicks (hydraulic properties and main characteristics) which match to the hydraulic properties of a given soil. In our study and for matric potentials close to saturation (from -1 cm to saturated conditions), the wick sampler is expected to undersample drained water and for unsaturated conditions, the wick sampler is expected to oversample drained water (Figure V.5).

All sampling procedures were carried out at the edge of each experimental plot, where a concrete look was installed to shelter the collecting plastic tubes coming from the plastic containers. For the wick lysimeters, a peristaltic pump was used to collect the water present in the plastic containers and then the water volume was determined.

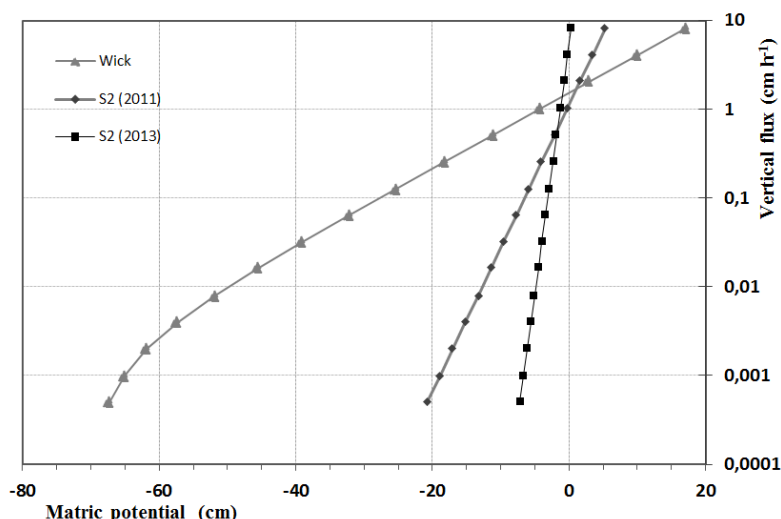


Figure V.5- Wick-soil evaluation following the procedure proposed by Knutson and Selker (1994) and performed by Lacas (2005). The vertical flux (cm h^{-1}) in function of matric potential (cm) in semi-log scale is compared between the 1/2" fiber glass wick (Pepperell Braiding Company, MA, USA) used in our study and the soil for cropping system S2, which hydraulic properties were characterized for 2 measurement periods in 2011 (before the wick samplers installation) and 2013.

V.2.5. Agricultural hydraulic approach

Soil water dynamics was evaluated from matric potential measurements using tensiometers and drained water collected using wick lysimeters. The agricultural hydraulic approach consisted in the identification of the 3 drainage periods characterizing the water dynamics in a drained plot. The drainage periods were: i) start drainage in which the refilling of the water table takes place, ii) intensive drainage in which the water table presents a constant level located above the drains/lysimeters, and iii) spring drainage corresponding to the decrease of the water table level (Aldanondo, 1981; Zimmer, 1988b).

For the soil water potential measurements using field tensiometers, Zimmer (1988b) and Zimmer (1990) showed that the 3 drainage periods described previously can be identified from the water potential profiles (h or H in function of z). The agricultural hydraulic concepts were applied on the percolated water by considering that the functioning of wick lysimeters is comparable with a drainage system. This assumption allows the identification of the 3 drainage periods described previously from the shape of the graph of cumulative percolated water (mm) in function of cumulative rainfall (mm) (i.e. double cumulative graphic (Zimmer, 1988b). Percolated water (mm) is calculated by dividing each collected volume of water (L) by the lysimeter plate surface area (i.e. 0.125 m^2). Using this graph, the intensive drainage period can be easily recognized since it is characterized by a constant and maximum slope.

For the start drainage period, which is usually of shorter duration, the slope is less pronounced, and finally the slope of the spring period is almost negligible.

In our study, the evaluation of water dynamics in relation with the corresponding hydraulic properties followed 4 different and successive steps: i) evaluation of water retention characteristics obtained from the tensiometers measurements, ii) identification of drainage periods from the tensiometers measurements, iii) evaluation of the wick lysimeters functioning, iv) water dynamics evaluation using the measurements of drained water collected by wick lysimeters including the identification of drainage periods and the evaluation of the soil surface area contributing to percolation.

V.3. Results and discussion

V.3.1. *Water retention characteristics from tensiometers measurements*

Figure V.6 shows the field water retention (gravimetric water content, GWC vs. matric potential, h) for both cropping systems (i.e. IWM based no-till cropping system S2 and the IWM based intensively tilled cropping system S5) during both measurement periods (i.e. 2012/2013 and 2013/2014) at the 4 soil depths studied (i.e. 10, 20, 50 and 70 cm) corresponding to the different soil layers (Ap1/Ap2/Bm/C). No differences of water retention values were observed between both measurement periods. The results showed more similarities between cropping systems water retention characteristics with depth, especially at the no-tilled depth of 50 cm (Bm soil layer). Water content variability for a given h appears higher for the shallow depths (i.e. 10 and 20 cm) comparing to water contents measured for 50 cm depth. Despite the high variability of GWCs at -10 cm, cropping system S2 retains more water, especially for h higher than 32 cm ($10^{1.5}$). For soil depths 20 and 50 cm, no difference can be observed between cropping systems, however GWC close to saturation for soil at 20 cm depth is higher for cropping system S5 than for cropping system S2.

The air entry value, which corresponds to the matric potential at which soil begins to desaturate, is quite difficult to determine here. It can be determined for the 50 and 70 cm depths. The air entry value is laying between $h = 32$ cm ($10^{1.5}$) and $h = 100$ cm (10^2) for the 50 cm depth and between $h = 32$ cm ($10^{1.5}$) and $h = 316$ cm ($10^{2.5}$) for 70 cm depth. The high air entry values obtained indicated that the soil remained saturated for a large range of matric potentials which occurred during a significant period of the drainage periods.

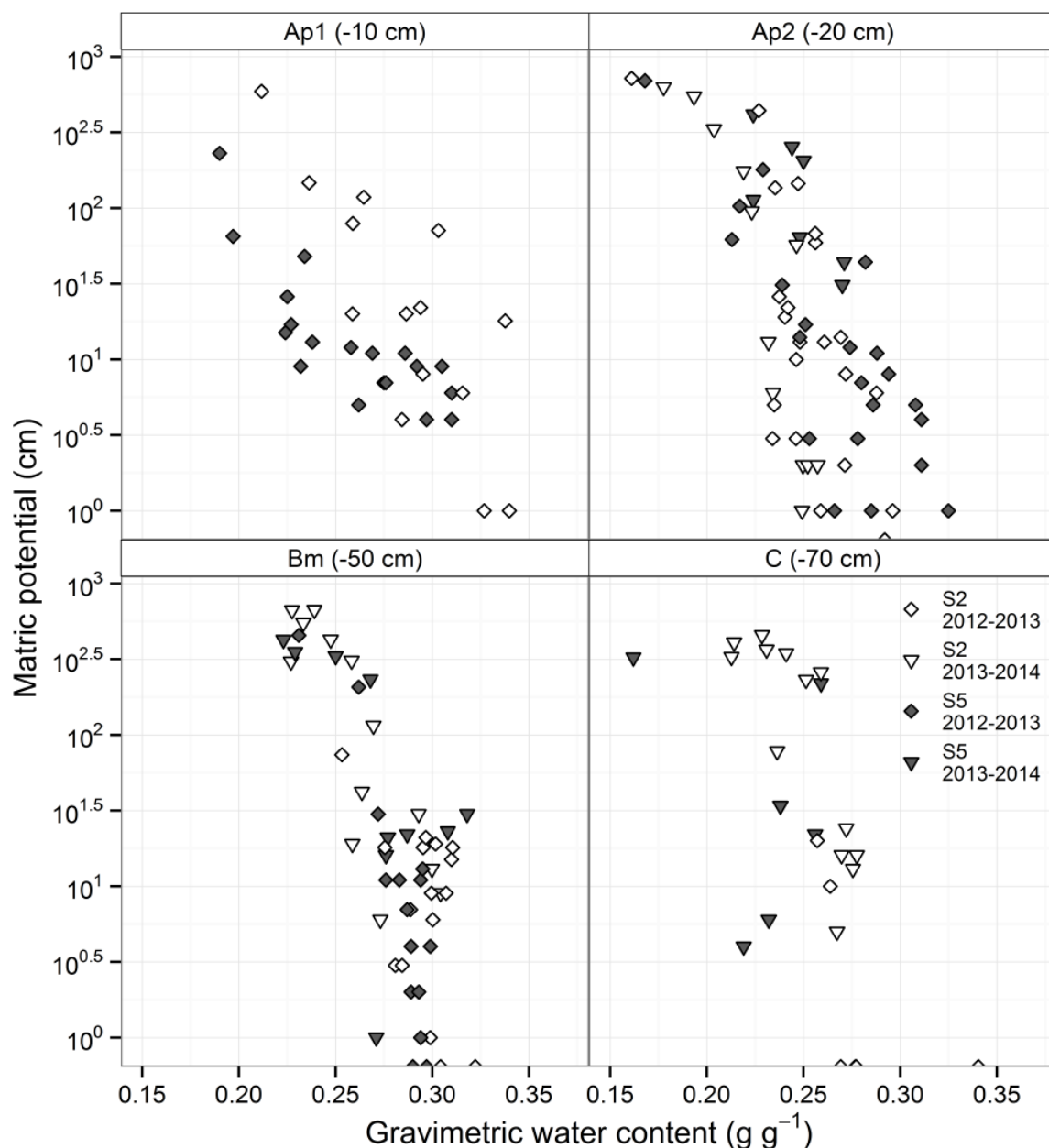


Figure V.6- Comparison between cropping systems S2 and S5 field soil water retention curves measured at 10, 20, 50 and 70 cm depth for both measurement periods.

In our study, field GWC variability for same matric potential, which was mostly found for shallow tilled horizons Ap1 and Ap2 (i.e. 10 and 20 cm), can be explained by the induced-effect of climate (e.g. continuous wetting/drying cycles) which causes the hysteresis phenomenon observed in field conditions.

From the high variability observed in Figure V.6, it can be deduced that the equilibrium between soil matric potential and the tensiometers was not reached *in situ*, particularly for the Ap horizon. Therefore, in order to further verify our first hypothesis of representative field soil water retention characterization, GWC values obtained at field conditions were compared

with GWC values obtained in laboratory conditions for both measurement periods independently by following the method proposed by Pachepsky et al. (2001) (Figure V.7). Three groups, presenting 3 different tendencies between field and laboratory GWC values, were observed. The first two groups presented a great variability of field GWC values for a single laboratory GWC value. The first group presented smaller values for laboratory than for field GWC values, it includes: i) the tilled layers (Ap1 and Ap2) of both cropping systems on the first measurement period (2012/2013), and ii) the Ap2 soil layers of cropping system S5 for the second measurement period (2013/2014). The second group presented higher values for laboratory than for field GWC values. It is composed by the no tilled soil layers Bm of both cropping systems on 2012/2013. The third group presented a quite linear relationship between field and laboratory values. This group is composed by Ap2 soil layer of cropping system S2 on 2013/2014. Finally Bm soil layers of both cropping system on 2013-2014 can be classified in the third and in the second group.

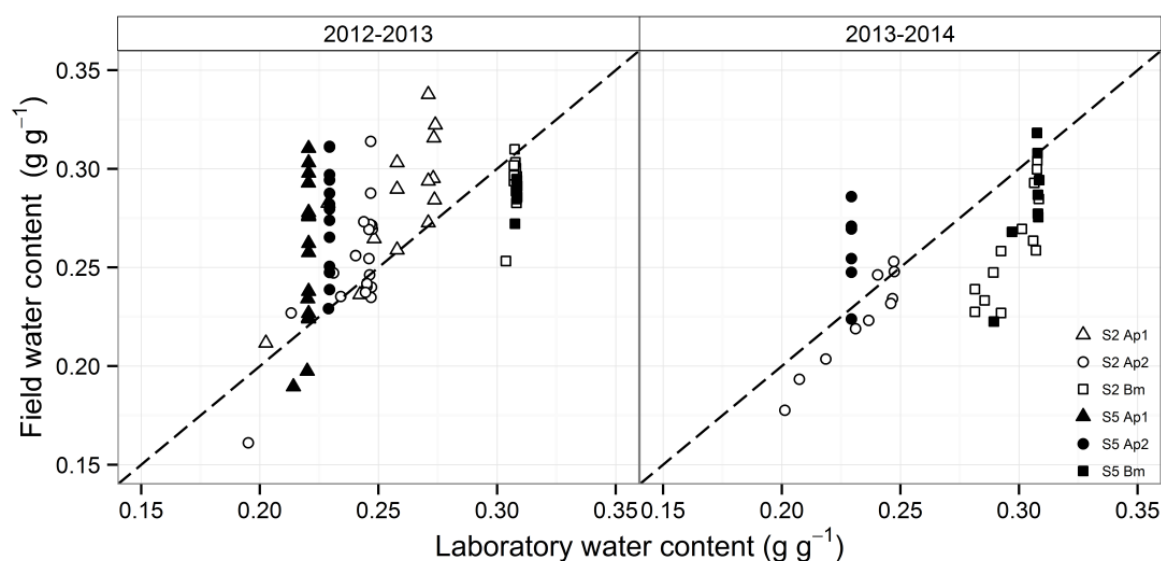


Figure V.7- Comparison between field and laboratory gravimetric water contents for each soil depth associated with their corresponding soil layers (based on the method proposed by Pachepsky et al. (2001)).

GWC values obtained from laboratory and field measurements were not comparable (e.g. 2 of the 3 groups identified previously presented a wide range of field GWC values for a single value of GWC obtained in laboratory experiments).

Indeed, discrepancies between field and laboratory water retention curves are often reported in the literature. For example, Pachepsky et al. (2001) identified 5 main causes to explained the differences observed between laboratory and field water retention: i) inadequate

representation of the macropores in laboratory conditions, ii) soil sample disturbance and spatial variability, iii) scale effects related to the sample size, iv) hysteresis under field conditions, and v) overestimation of the soil matric potential during tensiometer readings as a result of non-equilibrium between the soil matric potential and the tensiometer.

In our study, the great variability of field GWC values (i.e. wide range) for a single laboratory GWC value observed (first two groups of the data described previously) can be explained by 2 main causes both reported by Pachepsky et al. (2001): i) the hysteresis phenomenon which is only characterized under field conditions, and ii) non equilibrium between soil matric potential and the tensiometer. In the case of hysteresis, Gras (1990) also found this phenomenon for the water retention curves obtained on a peat soil in Canada under field conditions. However, despite the hysteresis phenomenon, the authors concluded that the laboratory and field water retention curves obtained in their study did not differ significantly from each other and that laboratory water retention curves provided additional information on the nature of the water retention characteristic for matric potentials higher than those observed in field conditions.

In the case of lower laboratory than field GWC values (1st group), which was mostly found for the Ap layers of both cropping systems, we identified the inadequate representation of “undisturbed” soil samples as the main cause to explain this tendency as also reported by Pachepsky et al. (2001). Indeed, the results of pore size distribution obtained from the laboratory water retention curves (Chapter III) showed that undisturbed soil samples presented a low percentage of soil macroporosity. In the case of higher laboratory than field GWC values (2nd group) which was mostly found for the Bm horizon, this tendency can be explained by the lowest swelling capacity under field conditions induced by 3D constraints of the surrounded soil (e.g. weight of the upper soil) compared with no-constraints conditions under laboratory conditions (i.e. 3D swelling). Finally, the quite linear relationship obtained for the 3rd group is probably due to the climatic conditions in 2013/2014 (i.e. less and more spread precipitation events than in 2012/2013) which allowed to equilibrium between matric potential and water content *in situ* conditions.

V.3.2. Drainage periods from tensiometers measurements

Hydraulic profiles obtained from water potential measurements were used to evaluate the water dynamics following an agricultural hydraulic approach. The hydraulic profiles for both cropping systems are presented in Figure V.8 and V.9 for the first (2012/2013) and the second (2013/2014) measurement periods, respectively. Three drainage periods were identified in a

similar manner as the approach described by Aldanondo (1981) from the water potential measurements with tensiometers as used by Zimmer (1990).

For the first measurement period (2012/2013), the start autumn drainage period was identified only for cropping system S2 because the tensiometers measurements in cropping system S5 began one month later, after the start of intensive drainage. The intensive drainage period started at the same time for both cropping systems. Contrary to the study of Zimmer (1990), the soil above drain (i.e. above 50 cm) in our study remained saturated for long periods (i.e. high air entry values at 50 cm depth indicating that the soil remained saturated during a significant period). The spring drainage period started approximately on the end of April and lasted until the beginning of July for cropping system S5 and until the end of July for cropping system S2. This difference in behavior can be explained by the presence of a maize crop sown on April 25 for cropping system S5. It affected soil water dynamics due the plant water requirements during spring and summer periods. Finally, rain events occurred between April and July 2013, extending the duration of this period, which generally ends by the end of spring.

For the second measurement period (2013/2014), the 3 drainage periods were identified for both cropping systems. In comparison with the first period, the second period lasted 2 months less than the first one. The duration of this period was in accordance with the climatic conditions, with less spring rain events during spring 2014 than during spring 2013. The autumn drainage started for both cropping systems probably before the beginning of the measurement period (i.e. before 12th December 2013) and lasted until the beginning of January 2014. The intensive drainage period started simultaneously for both cropping systems, but they ended with one week interval. So, spring soil drainage started on 17th March 2014 for cropping S2 while the starting date of spring soil drainage was 25th March 2014 for cropping system S5. This short difference between both cropping systems was in accordance with the water plant requirements (i.e. winter wheat for both cropping systems). Indeed, winter wheat in cropping system S2 was sown one month earlier compared with cropping system S5, inducing an earlier better development for plant cover and then an earlier high water plant demand. Moreover, during this drainage period, cropping system S5 differentiated from cropping system S2 because the water table maintained its level beyond the deeper tensiometer depth for almost all the drainage period. The water level was measured beyond 70 cm depth for only 4 measurements days for cropping system S5 comparing to 8 measurements days for cropping system S2. Finally, cropping systems differed in the duration of their spring

drainage period as a similar way than for the first measurement period. Indeed, the spring drainage period for cropping system S5 lasted 1 month more compared to cropping system S2. This delay was most likely due to the influence of winter wheat water demand. The hydraulic profiles for every measurement date, both cropping systems and both measurement periods are presented in Annex 8.

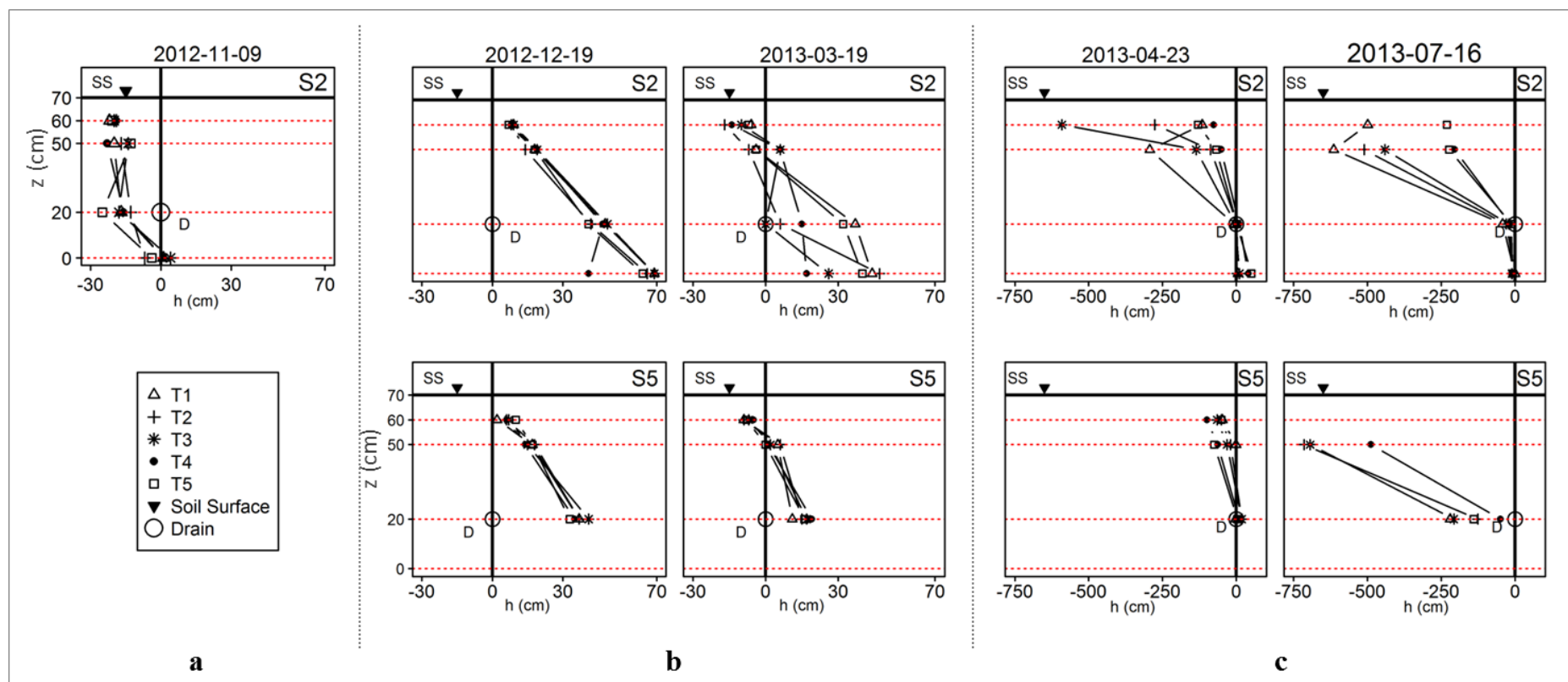


Figure V.8- Hydraulic profiles for cropping system S2 (top) and cropping system S5 (bottom) for the measurement period 2012/2013. The hydraulic profiles are represented as the matric potential (h , cm) in function of the gravitational potential (z , cm) with respect to the deeper tensiometer (70 cm). This selection of hydraulic profiles illustrates the 3 drainage periods proposed by Aldanondo (1981) and Zimmer (1990). The start autumn drainage is represented by the first profile on November 11, 2012 for only for cropping system S2 (Figure a); the intensive drainage period is represented by the profiles corresponding to the December 19, 2012 and March 19, 2013 for both cropping systems (Figure b); and the spring drainage period is represented by the profiles corresponding to April 23 and July 16, 2013 for both cropping systems (Figure c).

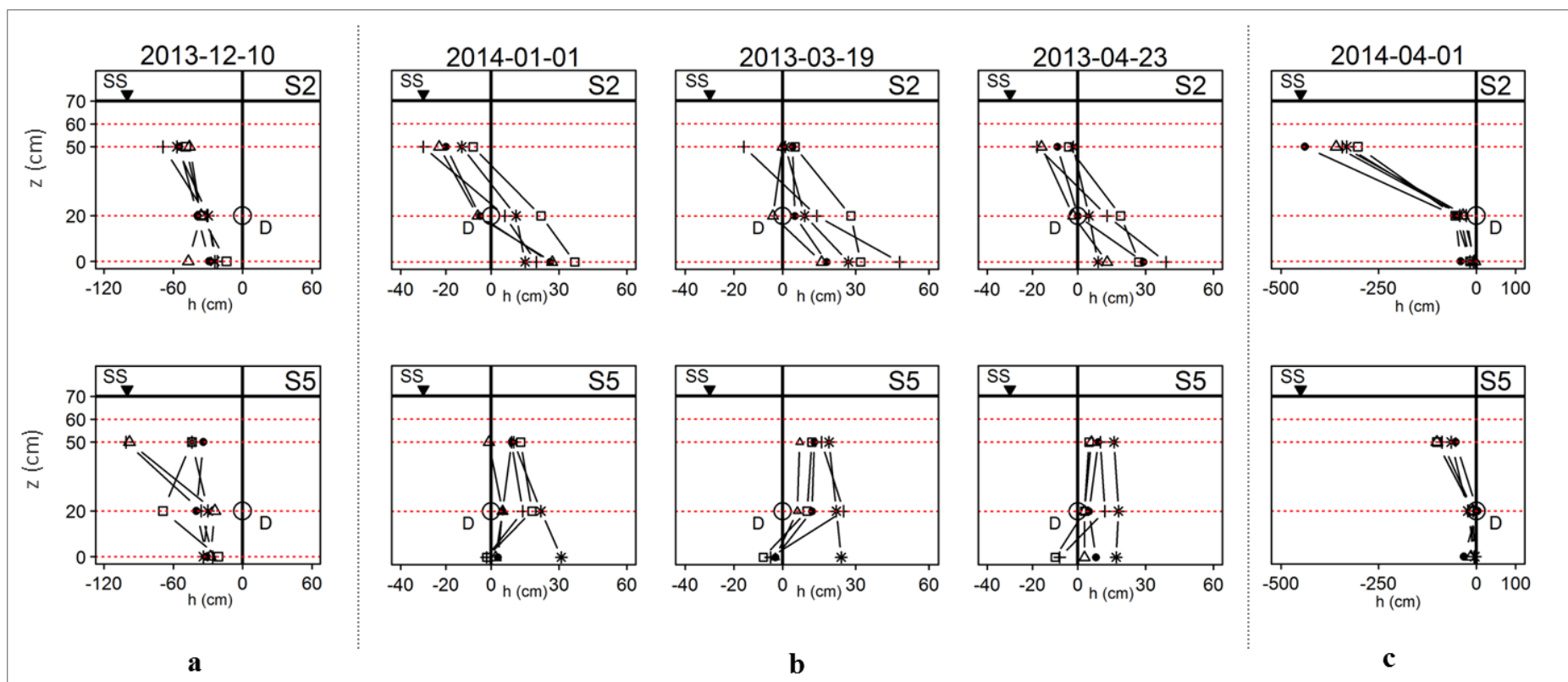


Figure V.9- Hydraulic profiles for cropping system S2 (top) and cropping system S5 (bottom) for the measurement period 2013/2014. The hydraulic profiles are represented as the matric potential (h , cm) in function of the gravitational potential (z , cm) with respect to the deeper tensiometer (70 cm). This selection of hydraulic profiles illustrates the 3 drainage periods proposed by Aldanondo (1981) and Zimmer (1990). The start autumn drainage is represented by the first profile on December 10 2013 for both cropping systems (Figure a); the intensive drainage period is represented by the 3 profiles corresponding to the January 01, March 19 and April 23 of 2013 for both cropping systems (Figure b); and the spring drainage period is represented by the profile corresponding to the April 01, 2013 also for both cropping systems (Figure c)

V.3.3. Wick lysimeters functioning

The wick lysimeters functioning can be evaluated through the comparison between estimated percolated water (from water balance model, i.e. $P - ET_c$) and percolated water (i.e. collected from wick lysimeters and calculated as the volume of water, in L, divided by the lysimeter plate surface of 0.125 m^2 as in Alletto et al. (2011)). This evaluation was performed taking into account the water table level (a , cm) since the hydraulic profiles obtained from tensiometers measurements (section V.3.3.2) found that a it was located above the wick lysimeters installation depth ($a < 50 \text{ cm}$ with respect to the soil surface) during a considerable period of the drainage seasons. This situation can be referred as a flooding condition (i.e. the water table floods the wick lysimeters) and the periods in which this condition occurred are called flooding periods. The comparison between estimated and measured percolated water (Table V.4) showed 2 groups of percolated water results: i) one considering all the data, and ii) the other avoiding flooding periods. More number of days in which flooding periods were observed for the first measurement period (2012/2013) than for the second measurement period (2013/2014), for both cropping systems (i.e. in average 13 measurement days in 2012/2013 against 5 measurement days in 2013/2014). For the group of results presenting all the data, oversampling was obtained for all the results obtained for cropping systems S2 and for lysimeter L2 during the 2012/2013 period in cropping system S5. For this group, oversampling represented from 2 to 19 times more collected percolated water than the estimation of drained water. However, when considering only the data in which the water table level remained beyond the lysimeter (i.e. no flooding), oversampling was considerably reduced. Indeed, (Louie et al., 2000) also showed that water table levels above the wick lysimeters induced overpercolation. Thus, the sampling dates in which the water table floods the wick lysimeters were excluded of our analysis.

For cropping system S2, more water was collected with lysimeter L1 than with lysimeter L2 for both measurement periods and both groups of data (all data and data avoiding flooding periods). When avoiding flooding periods, lysimeter L1 in cropping system S2 still presented almost 12 times more collected percolated water than lysimeter L2. It was deduced that the plastic container of the lysimeter L1 was not waterproof and thus collected the water from the water table which remained above the lysimeter for 38 % of the measurement dates (12 of 32 measurements dates). However, estimated and measured percolated water for lysimeter L2 presented comparable values.

For cropping system S5 and avoiding flooding periods, no water was collected for lysimeter L1, probably due to a bad functioning of the sampling device. However lysimeter L2 presented different behaviors between the 2 measurement periods. For the 2012/2013 period, it collected 50 % more percolated water than the drained water estimated with the water balance model, while for the 2013/2014 period it collected almost 36 % less percolated water than predicted. Over percolation can be explained by preferential flows which may occurred during the 2012/2013 spring drainage period as a result of a combination of short and intensive rainfall events and high and variable $K(h)$ values (e.g. $K(h)$ values characterized for cropping system S5 at the end of the growing season 2012/2013 reported in Table V.2) Moreover, under percolation in 2013/2014 may be explained by the high water retention at the beginning of the drainage season as a result of the superficial tillage performed at the end of November 2013 and at the beginning of March. Indeed, high water retention capacities as a result of intensive tillage were reported in Chapter III.

The comparison of the collected percolated water from wick lysimeters with the estimated drained water calculated using water balance allowed a first evaluation of the performance of the wick lysimeters. For a total of 4 wick lysimeters (2 for each cropping system studied), 2 lysimeters were found to be unable to collect representative amounts of percolated water (lysimeter L1 for both cropping systems).

Table V.4- Comparison between estimated and measured percolated water for each cropping system and measurement period.

Measurement period	Estimated (mm) (P - ET _C)	All data ¹	Data without flooding ²	Measured (mm)			
				All data		Without flooding	
				L1 ³	L2	L1	L2
<i>S2 IWM system – reduced tillage then no till</i>							
2012/2013	294	32 (32)	20	5456	1017	3520	265
2013/2014	71	18 (25)	12	2824	187	1936	60
<i>S5 IWM system – zero herbicide, moderate to intensive tillage</i>							
2012/2013	126	26 (32)	13	9	1841	5	187
2013/2014	100	19 (25)	15	1	68	1	64

¹ Number of data with simultaneous measurements of hydraulic profiles (number of data with and without simultaneous measurements of hydraulic profiles); ² number of data with simultaneous measurements of hydraulic profiles but avoiding flooding periods; ³ L1 = lysimeter 1, L2 = Lysimeter 2.

V.3.4. Water dynamics from percolated water measurements with wick lysimeters

Following the results from the lysimeters functioning validation (section V.3.3), the following results include only the lysimeters L2 results. Thus, Figure V.10 presents the so-name double cumulative graph (Zimmer, 1988b) for the lysimeters L2 of both cropping systems and both measurement periods. The 3 drainage periods deduced from the hydraulic profiles obtained with the tensiometers were located in the double cumulative graph (b in Fig. V. 10). This procedure allowed to verify and validate the results obtained previously (i.e. intensive drainage period with the higher slope).

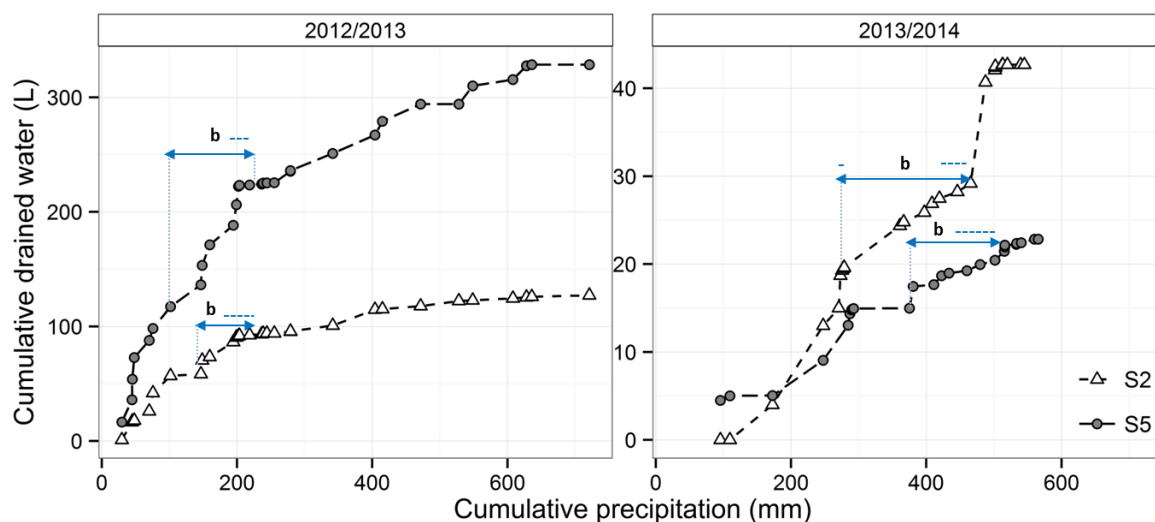


Figure V.10- Double cumulative graph (cumulative drained water in L vs. cumulative precipitation in mm) for lysimeters L2 of both cropping systems and measurement periods. The letter b and the blue arrows indicated the intensive drainage periods and the dotted horizontal blue lines represented the intensive drainage periods in which no wick lysimeters were flooded.

Moreover, the agricultural hydraulic approach was also used to evaluate the soil surface contributing to percolation for both cropping systems and both measurement periods. Here the lysimeters surface of 0.125 m² was compared with soil surface estimated by applying the agricultural hydraulic approach. Indeed, the surface contributing to drainage (m²) can be approximated as the value of the slope of the double cumulative graphic during the intensive drainage period (Zimmer, 1988b). However, the double cumulative graph proposed by Zimmer (1988b) did not consider crop evapotranspiration (ET_c), which may affect considerably the soil water balance. Thus, two slopes (surfaces contributing to drainage) were calculated: i) slope 1 from Zimmer's double cumulative graph (cumulative drained water vs. cumulative precipitation, P) and ii) slope 2 from a modified double cumulative graph which considers the ET_c values for each cropping system and measurement period (cumulative drained water vs. cumulative P-ET_c) (Table V.5). However, since flooding periods were

excluded for the analysis, the slopes/surfaces calculated sometimes corresponded to a very short period compared with the whole intensive drainage period. In the case of cropping system S2 on 2013/2014, 2 more periods were used for the slopes calculation: i) one at the beginning of the intensive drainage period, before the flooding period started, and ii) a second one at end of the intensive drainage period when the flooding period ended.

First of all, the slope 1/surface 1 values (Zimmer's double cumulative graph) were smaller than the slope 2/surface 2 values (modified double cumulative graph). The slope 1 values were also almost 2 times smaller than the lysimeters surface of 0.125 m². Particularly for cropping system S2 on 2013/2014 between the 4th and the 17th March 2014, the slope 1 value was higher than the others slopes probably due to unusually higher amounts of drained water for that period, and the slope 2 was negative due to higher cumulative ETc values than cumulative P values for that period.

Secondly, the slope 2/surface 2 values were closer to the wick lysimeter surface area (i.e. 0.125 m²), with exception of cropping system S2 on 2013/2014 (second period, negative value) and cropping system S5 on 2012/2013 due to high ETc values. This preliminary evaluation allowed validating the lysimeters surface of 0.125 m² as the most probably surface which contributes to percolation. Finally, it seems that, in our study, wick lysimeters probably collected water which flows mostly vertically (i.e. gravitational water).

Table V.5- Soil surface contributing to percolation as the slope of the cumulative percolated water (L) in function of cumulative precipitation (mm) graphic during the intensive drainage period for two cases: i) all data considered, and ii) only data in which the water table level was located beyond the wick lysimeters ($a > 50$ cm).

Measurement period	Beginning drainage period	End drainage period	Slope1/surface 1 (m ²) ¹	Slope 2/surface 2 (m ²) ²
<i>S2 IWM system – reduced tillage then no till</i>				
2012/2013	Feb. 13 2012	March 19 2013	0.08	0.11
2013/2014	Jan. 7 2014	Jan. 14 2014	0.08	0.10
	March 4 2014	March 17 2014	0.60	-0.04
<i>S5 IWM system – zero herbicide, moderate to intensive tillage</i>				
2012/2013	Feb. 26 2012	March 13 2013	0.04	0.41
2013/2014	Feb. 11 2013	March 17 2014	0.05	0.11

¹ Slope 1/surface 1 was obtained from Zimmer's double cumulative graphic (cumulative drained water vs cumulative P), ² slope 2/ surface 2 was obtained from the modified double cumulative graphic (cumulative drained water vs cumulative P-ETc).

V.4. Conclusion

The simultaneous characterization of field matric potential and drained water successfully described the water dynamics of 2 contrast IWM-based cropping systems. Coupling matric potential with gravimetric water content measurements allowed to evaluate the water retention curves. No difference of water retention at 50 soil depth (i.e. Bm horizon) were observed between cropping systems. Elsewhere, climatic effect on the superficial horizons water retention (i.e. Ap1 and Ap2) masked the differences between cropping systems which would have been induced by agricultural practices. Moreover, the comparison between field and laboratory water retention characteristics confirmed the complexity of *in situ* processes such as hysteresis, low kinetic equilibrium and non-equilibrium between soil matric potential and the field tensiometers. Furthermore, 3 characteristic drainage periods (i.e. start autumn drainage, intensive drainage and spring drainage) for both cropping systems and measurement periods were deduced from the study of hydraulic profiles obtained from the tensiometers results. Two boundary conditions affecting water dynamics, i.e. plant cover and water table level, were identified. In one hand, differences in duration of drainage periods for both cropping systems were due to the difference of water requirements from the plant cover in both systems. In the other hand, the flooding of wick lysimeters by the movement of water table induced an oversampling of percolated water. Thus, the identification of flooding periods from the analysis of hydraulic profiles was an essential step for the evaluation of the water dynamics. Indeed, without taking into account the respective flooding periods for each cropping system and measurement period, the calculated amounts of percolated water (i.e. from simplified water balance model) were in good agreement with measured amounts of drained water (i.e. obtained from wick lysimeters). Finally, the comparison between the wick lysimeters plate surface of 0.125 m² and the soil surface area calculated using the agricultural hydraulic approach allowed a first validation of the wick lysimeters plate surface as the one contributing to the water collected by the wick lysimeters. These first results are promising to estimate water fluxes through the wick lysimeters which are of great importance to calculate solutes and pollutants transport. However, these results must be later consolidated by a detailed characterization of soil matric potential and water contents (e.g. daily and/or hourly measurements) which will allow to better understand soil response to precipitation events and thus soil water dynamics in these cropping systems. At the end this study of water dynamics and herbicides transport will contribute to the multi-criteria evaluation of IWM-based cropping systems.

SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

1. Synthèse des résultats obtenus

L'objectif général de cette thèse a été de contribuer au volet environnemental de l'évaluation multicritère des systèmes de culture en Protection Intégrée Contre les adventices (systèmes PIC-adventices) mis en place sur le domaine expérimental de l'INRA de Dijon-Epoisses en 2000. Les systèmes PIC-adventices utilisent une diversité de combinaisons des techniques culturales visant à réduire et/ou remplacer l'application des herbicides. Parmi celles-ci, le travail du sol a été identifié comme une technique culturale ayant un fort impact sur les propriétés des sols qui influencent le transfert d'eau et de polluants. Notre étude a donc porté sur la variabilité des propriétés physiques et hydrodynamiques du sol dans des systèmes de culture PIC-adventices mis en place il y a plus de 10 ans. Nous avons mené cette étude au travers de la réponse à 3 questions qui ont constitué les 3 volets présentés dans les chapitres III, IV et V.

- ***Volet 1 : Dans l'horizon du sol travaillé, les pratiques culturales mises en œuvre dans les systèmes PIC-adventices ont-elles un effet sur la rétention de l'eau dans le sol ?***

Ce premier volet a eu pour objectif d'évaluer les effets des pratiques culturales mises en œuvre dans les systèmes PIC-adventices sur la rétention de l'eau dans la couche superficielle des sols (i.e. horizon du sol travaillé équivalent à la couche de sol 3-15 cm). Les effets de diverses techniques culturales et de la variabilité naturelle des sols sur la rétention de l'eau dans le sol ont été évalués au travers : i) de l'étude de la variabilité spatiale naturelle des propriétés physiques et chimiques des sols, ii) de l'étude de la courbe de rétention de l'eau dans le sol en considérant 2 types de traitement pour les échantillons de sol (échantillons remaniés et échantillons à structure « conservée »), et iii) de l'ajustement des données expérimentales avec le modèle analytique proposé par van Genuchten (1980) permettant le calcul des paramètres caractéristiques des courbes de rétention de l'eau dans le sol. Concernant la rétention de l'eau dans le sol, des différences significatives ont été mises en évidence entre les 5 systèmes de culture, et ce pour les 2 types de traitement des échantillons de sol. Pour les échantillons de sol à structure « conservée » (i.e. échantillons de sol non perturbés) les différences significatives observées pour les différents systèmes de culture ont été attribuées aux effets des pratiques culturales, alors que pour les échantillons de sol

remaniés, des différences significatives sont induites par les différences de teneur en argile et en carbone organique existant entre les différentes parcelles supportant les 5 systèmes de culture. Pour les échantillons de sol à structure « conservée », les valeurs de rétention de l'eau les plus élevées ont été obtenues pour le système PIC-adventices S5 qui est le système sans herbicide et qui fait intervenir un travail superficiel du sol intensif, tandis que les valeurs les plus faibles ont été mises en évidence pour le système de culture de référence S1 en travail du sol conventionnel, faisant intervenir un labour annuel. Pour ce qui concerne le système de culture PIC-adventices S2, initialement en travail du sol réduit puis en semis direct depuis 2007, les valeurs les plus basses de rétention de l'eau ont été trouvées pour des potentiels en eau proches de la saturation, tandis que des valeurs les plus élevées ont été obtenues pour les potentiels en eau élevés proches du point de flétrissement permanent. Par ailleurs, les valeurs des paramètres du modèle de van Genuchten ont également varié en fonction des différents systèmes de culture, ces résultats étant cohérents avec les données expérimentales de rétention de l'eau. En conclusion, l'étude réalisée dans ce premier volet a montré que dans le cas d'un sol limono-argileux gonflant, la rétention de l'eau dans la couche travaillée du sol est affectée à la fois par les teneurs en argile et en carbone organique et par le travail intensif du sol. Ainsi, des teneurs plus élevées en argile et en C organique associées avec un travail superficiel du sol intensif auront comme conséquence une augmentation de la rétention de l'eau dans le sol et de la réserve d'eau exploitable par les plantes (i.e. réserve utile).

- ***Volet 2 : A l'échelle du profil de sol et à l'échelle de l'année culturale, est-il possible d'identifier les effets des techniques culturales mises en œuvre dans les systèmes de culture PIC-adventices sur la conductivité hydraulique du sol proche de la saturation ?***

L'objectif de ce second volet était d'évaluer la variabilité verticale et annuelle de la conductivité hydraulique proche de la saturation $K(h)$ induite par les pratiques culturales mises en œuvre dans les systèmes de culture PIC-adventices. Pour cette étude, 3 systèmes de culture PIC-adventices ont été considérés et ont été classés en termes de leur niveau d'intensité du travail du sol : le système de culture en semis direct S2 et les systèmes de culture avec travail du sol modéré à intensif S4 et S5. Pour évaluer la variabilité verticale et annuelle de $K(h)$, 3 profondeurs de sol ont été caractérisées (10, 20 et 50 cm) pendant 2 ou 3 campagnes de mesure à l'aide de la technique d'infiltrométrie à disque déporté en régime permanent. Les flux d'eau permanent à l'équilibre ont été mesurés pour 4 potentiels matriciels de l'eau dans le sol (-5, -3, -2 and -1 cm), la conductivité hydraulique et la macroporosité

efficace ayant été déterminées pour chacun des 3 systèmes de culture, 3 horizons et 2 ou 3 campagnes de mesure.

A l'échelle verticale et pour les 3 systèmes de culture, les résultats ne montrent aucune variabilité pour les valeurs de $K(h)$. Ces valeurs équivalentes pour $K(h)$ s'expliquent par l'existence de réseaux de pores bien développés sur toute la hauteur des profils du sol. Ceux-ci ont été confirmés par des valeurs moyennes comparables de macroporosité effective pour tous les horizons du sol étudiés et la présence de 2 phénomènes que sont le flux en non-équilibre et le comportement hydrophobe observé pour tous les horizons du sol. Pour la modélisation du transfert de l'eau dans ces sols argileux bien structurés, il faut donc prendre en compte des valeurs équivalentes de $K(h)$ pour tous les horizons du sol. Ce résultat simplifie considérablement le travail de modélisation qui pourrait intervenir dans la continuité de notre étude.

Par ailleurs, il a été possible d'identifier les effets à long terme des pratiques culturales mises en œuvre par les 3 systèmes PIC-adventices évalués dans ce volet. Le système de culture PIC-adventices S2 en semis direct présente des valeurs de $K(h)$ et de macroporosité effective constantes dans le temps malgré la variabilité de la teneur en eau initiale du sol (θ_i). Pour le système de culture PIC-adventices S4, les valeurs de $K(h)$ sont corrélées négativement avec les valeurs de θ_i . Enfin, pour le système de culture PIC-adventices S5, les valeurs de $K(h)$ ont été stables avec le temps, ce qui est en accord avec les valeurs de θ_i constantes aux différentes dates de caractérisation. Finalement, ces résultats mettent en évidence la stabilité temporelle des valeurs de conductivité hydraulique du système PIC en semis direct S2 par comparaison avec les 2 systèmes de culture PIC-adventices S4 et S5 faisant intervenir un travail du sol intensif en surface.

- ***Volet 3 : La dynamique de l'eau dans les sols de 2 systèmes PIC-adventices contrastés peut-elle être évaluée en utilisant les concepts d'hydraulique agricole ?***

Ce dernier volet a eu pour objectif d'étudier la dynamique de l'eau du sol de 2 systèmes de culture PIC-adventices contrastés, les systèmes de culture S2 et S5, respectivement en semis direct et sans herbicide avec travail du sol intensif. Ce travail présente 2 périodes consécutives de drainage et prend en compte les propriétés hydrauliques caractérisées dans les 2 volets précédents. Cette dynamique a été évaluée en suivant une approche d'hydraulique agricole au moyen i) du suivi hebdomadaire du potentiel matriciel de l'eau du sol avec une batterie de tensiomètres installés dans les différents horizons du sol, et ii) des quantités d'eau drainée

collectées avec des lysimètres à mèche installés à proximité d'une antenne de drainage. Le suivi du potentiel matriciel permet la caractérisation *in situ* des courbes de rétention de l'eau dans le sol (en association à un suivi de la teneur en eau), de l'évolution des profils hydriques du sol et du niveau du toit de la nappe. Par ailleurs, un simple calcul du bilan en eau, en considérant les concepts d'hydraulique agricole, permet d'évaluer le fonctionnement des lysimètres à mèche. Cette approche permet également d'identifier les périodes caractéristiques de drainage et la surface de sol contribuant au volume d'eau récolté à l'aide des lysimètres à mèche.

Pour chaque système de culture étudié, les résultats mettent en évidence la similitude des courbes de rétention de l'eau dans le sol obtenues *in situ* pour les 2 périodes de mesure. Les conditions climatiques, au travers de la succession de cycles de dessiccation et réhumectation, a eu un effet significatif sur la rétention de l'eau dans les horizons superficiels du sol avec une variabilité beaucoup plus importante des valeurs pour ces horizons comparée aux horizons profonds. Trois périodes caractéristiques de drainage ont pu par ailleurs être identifiées pour les 2 systèmes de culture et les 2 périodes de mesure. La différence entre les systèmes de culture s'exprime par une différence dans la durée de chaque période de drainage. Il s'agit en réalité de l'influence des besoins en eau des couverts végétaux présents dans chaque système. En effet, le type et l'état du couvert végétal ainsi que le niveau du toit de la nappe ont été identifiés comme les principaux facteurs affectant la dynamique de l'eau dans le sol. Ainsi, pendant les périodes où le niveau du toit de la nappe est au-dessus de la profondeur d'installation des lysimètres, il y a eu un sur-échantillonnage de l'eau collectée par les lysimètres. En ne prenant pas en compte ces périodes dans le calcul des bilans d'eau, les quantités d'eau drainée collectées par les lysimètres sont très proches des valeurs calculées au moyen du bilan hydrique.

Enfin, cette approche d'hydraulique agricole a permis de montrer que la surface du sol contribuant à l'écoulement de l'eau est très proche de la surface de la plaque des lysimètres à mèche ($0,125 \text{ m}^2$), ce qui a permis de valider ces dispositifs : les lysimètres à mèche ainsi dimensionnés et installés semblent récolter principalement l'eau gravitaire et avoir une influence négligeable sur les écoulements de l'eau dans le sol subjacent. Finalement, ces premiers résultats permettent une meilleure compréhension de la dynamique de l'eau dans les 2 systèmes de culture PIC-adventices étudiés. Ils pourront par la suite être utilisés pour étudier le transfert de l'eau, des solutés et des polluants dans ces systèmes de culture.

2. Points faibles et points forts de l'étude

Dans le cadre de notre étude, il a été nécessaire de prendre en compte plusieurs contraintes extérieures qui ont pu influencer les approches expérimentales que nous avons mises en place et *in fine* impacter les résultats obtenus.

- En premier lieu, l'hétérogénéité des sols des parcelles des deux îlots en PIC-adventices, que ce soit en intra-parcellaire ou d'une parcelle à l'autre, a eu pour conséquence un manque de répétitions statistiques des systèmes de culture qui pénalise notre étude. Ainsi, il a été seulement possible de caractériser les propriétés du sol des systèmes de culture implantés sur l'îlot A, l'îlot D étant trop hétérogène. De ce fait, sur l'îlot A l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques physique du sol des 5 parcelles adjacentes ont été caractérisée dans les premières phases de notre étude afin de lever en partie cette contrainte ;
- En deuxième lieu, la complexité des combinaisons de techniques culturales mises en œuvre dans les systèmes PIC-adventices a constitué probablement un des défis les plus difficiles à relever dans le cadre de notre étude. En effet, il a été nécessaire d'adapter nos protocoles expérimentaux aux contraintes agronomiques d'un essai mis en place depuis plus de 10 ans. Ainsi, la gestion et l'organisation des campagnes de caractérisation des propriétés du sol ont fortement dépendu du calendrier et de la nature des pratiques culturales mises en œuvre. Par exemple la première campagne tensiométrique (2012/2013) a débuté avec un mois en retard pour le système de culture S5 par rapport au système de culture S2 en raison du labour réalisé à la mi-novembre dans le système S5. Il a fallu également prendre en compte la rotation diversifiée des cultures et l'effet du couvert végétal sur les propriétés du sol pendant tout la durée de l'étude. Par exemple, il n'y a eu que rarement la même culture présente simultanément sur deux parcelles pour une année culturale donnée, ce qui complexifie la comparaison des systèmes ;
- Un point concerne l'absence quasi-totale de connaissances des propriétés du sol (propriétés biologiques, chimiques, physiques et hydrauliques) du dispositif malgré l'ancienneté agronomique de l'expérimentation. En effet, cette dernière a été mise en place avec très peu de connaissance sur les propriétés les plus élémentaires caractérisant les sols étudiés et leur hétérogénéité (par exemple, pédogénèse et type de sol) ;
- Les choix techniques effectués ont parfois fortement impacté la conduite de l'étude. Par exemple, l'infiltromètre à disque à large diamètre, utilisé pour mesurer les flux

d'infiltration de l'eau dans le sol *in situ* à plusieurs potentiels proches de la saturation, a été très chronophage pour le sol argilo-limoneux gonflant bien structuré du site. Cela a bien évidemment eu des conséquences sur le nombre de systèmes étudiés, d'horizons de sol pris en compte, de périodes de temps considérées ou encore du nombre de répétitions des mesures ;

- Enfin, une limite identifiée dans notre étude est sa courte durée. En effet, l'étude expérimentale n'a pris en compte que 2 (parfois 3) campagnes de mesure. Par exemple, dans le cas du volet 3, 2 années de données recueillies s'avèrent insuffisantes pour tirer des conclusions fiables ; en effet, il est parfaitement admis que les résultats des expériences conduites au champ sont énormément influencés par les conditions climatiques et qu'il est nécessaire de recueillir des données expérimentales durant plusieurs saisons pour pouvoir tirer des enseignements génériques.

A l'inverse, notre étude est aussi caractérisée par un certain nombre de points forts :

- Tout d'abord, notre étude constitue la première évaluation des systèmes de culture PIC-adventices en termes des propriétés physiques et hydrauliques des sols sur lesquels sont implantés ces systèmes, ce qui contribuera *in fine* à leur évaluation multicritère ;
- Par ailleurs, la caractérisation des sols a permis de constituer une base de données très complète en considérant les échelles de temps et d'espace. Les données ont été acquises de façon rigoureuse en suivant des protocoles normés (normes AFNOR) ; ces données sont donc de grande valeur pour enrichir les bases données destinées au développement des fonctions de pédotransfert, comprendre le lien entre la physique du sol et d'autres processus (physiques ou biologiques) ou encore expliciter les interactions entre sol, plantes et microorganismes ;
- Concernant l'échelle spatiale considérée pour l'étude de la variabilité des propriétés du sol, l'originalité de notre étude réside dans la caractérisation de la couche du sol travaillée ainsi que des horizons sous-jacents. En effet, les horizons de sol en-dessous de la couche travaillée ne sont que très peu considérés dans la littérature ; nos résultats permettent donc d'enrichir les connaissances et les bases de données existantes ;
- Enfin, le type du sol étudié est un point notable de notre étude car les sols argileux gonflants bien structurés, très représentés sur le territoire français, ne sont que très peu étudiés dans la littérature. Notre étude contribue donc à la compréhension des processus qui se produisent dans ce type des sols, notamment les effets des processus de retrait et

gonflement sur la dynamique de l'eau dans le sol. Ainsi, les résultats acquis dans le cadre du volet 3 ont conduit à caractériser 2 saisons de drainage présentant des conditions climatiques contrastées, ce qui nous a permis de tirer des conclusions, bien que préliminaires, concernant le fonctionnement des appareils de collecte de l'eau percolée dans le sol et le fonctionnement hydrique du sol.

3. Perspectives

Plusieurs pistes peuvent être envisagées pour la poursuite du travail engagé :

- La suite logique du travail de thèse est la poursuite de l'étude de la dynamique de l'eau au moyen de la caractérisation *in situ* de l'eau collectée par les lysimètres. Cela permettrait de confirmer les hypothèses que nous avons formulées quant au fonctionnement des lysimètres à mèche et celles concernant la surface qui contribue à l'écoulement qui ont été proposées dans le chapitre IV. Par ailleurs, cette étude de la dynamique de l'eau avec les lysimètres à mèche pourrait être complétée par i) l'acquisition de données sur les flux de l'eau dans le sol au-dessus des lysimètres au moyen de techniques utilisant des traceurs (par exemple de type brillant bleu), ii) l'étude du ressuyage de l'eau dans le sol après un évènement de pluie au moyen d'essais de simulation de pluie associées à la caractérisation de la résistivité électrique du sol par tomographie électrique, ou encore iii) la modélisation 2D ou 3D des flux d'eau à travers le lysimètre à mèche en utilisant par exemple le logiciel HYDRUS ;
- Par ailleurs, la caractérisation du potentiel de l'eau dans le sol mesuré par les tensiomètres pourrait être utilement complétée par une instrumentation complémentaire du dispositif. L'installation de piézomètres permettrait de réaliser des mesures directes de l'évolution du niveau du toit de la nappe qui pourraient être comparées avec les résultats de mesures tensiométriques. L'automatisation des tensiomètres serait une option intéressante qui permettrait le suivi en continu de l'effet des évènements climatiques sur le potentiel matriciel de l'eau dans le sol. Enfin, l'installation des sondes TDR pour la caractérisation en continu de la teneur de l'eau dans le sol serait également aussi envisageable pour améliorer la compréhension des processus *in situ* impliqués dans la rétention de l'eau dans le sol, notamment la cinétique de l'équilibre entre le potentiel matriciel et la teneur en eau. Ces instrumentations devront se faire en concertation avec les agronomes afin de prendre en compte l'ensemble des contraintes (travail du sol, traitements...) exposées précédemment.

- Le projet initial de ce travail de thèse comprenait également le transfert d'eau et de pesticides dans le sol des 5 systèmes de culture PIC-adventices. Ce volet n'a pas pu être abordé en raison des contraintes exposées dans la partie précédente : la complexité de l'essai PIC-adventices impliquant des campagnes de mesures longues, la nécessaire caractérisation des caractéristiques du sol les plus élémentaires et des propriétés qui interviennent dans le transfert de l'eau et des solutés, et enfin une instrumentation jeune qui n'a permis qu'un suivi de 2 années hydrauliques et qui est insuffisante pour caractériser parfaitement les propriétés physiques du sol et le fonctionnement hydrodynamique du sol. Ces deux campagnes n'ont permis que d'énoncer des principes qu'il faudra confirmer par la suite. Cependant, tous les paramètres (climatiques, agronomiques, physiques et hydrauliques) nécessaires pour modéliser le transfert de l'eau dans le sol des 5 systèmes de culture étudiés ont été recueillis au cours des 3 années de thèse. La prochaine étape consistera donc à simuler tout d'abord le transfert de l'eau, puis de solutés (nitrates par exemple) et enfin de pesticides. L'étude bibliographique présentée dans le chapitre I montre qu'il peut être intéressant d'utiliser en premier lieu le modèle MACRO (Jarvis et al., 1991). Ce modèle déterministe-mécaniste conçu pour les sols bien structurés inclue le transfert préférentiel de l'eau et de solutés dans le sol en considérant l'équation de Richards pour simuler le transfert de l'eau dans la microporosité et le transfert gravitaire pour simuler le transfert dans la macroporosité. Il permet de considérer différents scénarii agronomiques incluant des techniques culturales variées et des processus tels que le gonflement et le retrait des sols argileux. Ce modèle semble bien être adapté pour la modélisation du transport de pesticides ou d'autres polluants tels que les nitrates, en considérant tous les processus physiques qui influencent les processus de transfert. La modélisation du transfert de pesticide est donc une perspective logique de l'étude pour contribuer à l'évaluation multicritère de ces systèmes de culture PIC-adventices ;
- Enfin, d'autres perspectives de recherche peuvent être également envisagées à la suite de notre travail pour compléter l'évaluation environnementale des systèmes de culture PIC-adventices. Aussi bien les dispositifs expérimentaux que les connaissances acquises pourraient permettre l'étude du devenir d'autres polluants comme par exemple les HAP/PCB, les matières solides en suspension, les micro-organismes (par exemple germes fécaux), les antibiotiques ou encore les perturbateurs endocriniens. Il pourrait être également intéressant d'évaluer les effets d'un changement de techniques culturales sur le

transport des produits phytosanitaires ou d'autres polluants dans le sol, comme par exemple la conversion d'un système de culture conventionnel en semis direct ou *vice versa*. Il serait probablement très judicieux, pour ce qui concerne l'étude du devenir des pesticides dans le sol, de rapprocher le travail que nous avons conduit sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols avec les études sur les effets des systèmes de culture sur le potentiel de dégradation des produits phytosanitaires dans le sol qui sont conduites dans d'autres équipes de l'UMR Agroécologie. Finalement, le sol étant un milieu poreux dans lequel s'échangent des flux d'eau, de gaz et de matières, notre travail pourrait contribuer à l'étude des mécanismes intervenant dans les interactions entre sol, plantes et microorganismes, ce qui nécessiterait alors une caractérisation plus fine des réseaux poreux, avec par exemple des techniques d'imagerie (MEB...) associées à des techniques d'induration.

BIBLIOGRAPHIE

- ABDOLLAHI, L., MUNKHOLM, L. J. et GARBOUT, A. - Tillage system and cover crop effects on soil quality: II. Pore characteristics. - *Soil Science Society of American Journal*, 2014, 78(1), 271-279.
- ABU, S. T. et ABUBAKAR, I. U. - Evaluating the effects of tillage techniques on soil hydro-physical properties in Guinea Savanna of Nigeria. - *Soil and Tillage Research*, 2013, 126, 159-168.
- ADEWOPO, J. B., VANZOMEREN, C., BHOMIA, R. K., ALMARAZ, M., et al. - Top-Ranked Priority Research Questions for Soil Science in the 21 Century. - *Soil Science Society of American Journal*, 2014, 78(2), 337-347.
- AFES. - Vous avez dit SOL ? . - Consulté le: 10 Nov. 2014. Repéré à http://www.afes.fr/afes/docs/AFES_d%C3%A9finition_SOL.pdf
- AFNOR. - Norme NF X 31-514: Détermination de la conductivité hydraulique au moyen d'un infiltromètre à disque, à pression contrôlée. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 159-172), Paris, 2004a.
- AFNOR. - Norme NF ISO 11276: Détermination de la pression d'eau dans les pores-Méthode du tensiomètre. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 213-238), Paris, 2004b.
- AFNOR. - Norme NF X 31-501: Mesure de la masse volumique apparente d'un échantillon de sol non remanié - Méthode du cylindre. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 35-40), Paris, 2004c.
- AFNOR. - Norme NF ISO 11274: Détermination de la caractéristique de la rétention en eau. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 185-212), Paris, 2004d.
- AFNOR. - Norme X 31-505: Méthode de détermination du volume apparent et du contenu en eau des mottes. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 87-98), Paris, 2004e.
- AFNOR. - Norme X 31-552: Méthode de détermination de la pression d'eau dans les pores. Méthode du tensiomètre. - *Méthodes d'analyses physique et biologique*, Paris, 2004f.
- AFNOR. - Norme NF ISO 16586: Détermination de la teneur en eau volumique à partir de la masse volumique apparente sèche connue- Méthode gravimétrique. - Dans AFNOR (dir.), *Méthodes d'analyses physique et biologique* (p. 3-14), Paris, 2004g.
- AHUJA, L. R., MA, L. et TIMLIN, D. J. - Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. - *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(2), 311-326.
- AHUJA, L., FIEDLER, F., DUNN, G., BENJAMIN, J., et al. - Changes in soil water retention curves due to tillage and natural reconsolidation. - *Soil Science Society of American Journal*, 1998, 62(5), 1228-1233.
- ALDANONDO, J. C. - Etude du fonctionnement du drainage agricole à Arrou. - *Etudes du CEMAGREF*, 1981, 1, 1-24.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D. et SMITH, M. - Crop evapotranspiration- Guidelines for computing crop water requirements -FAO Irrigation and drainage paper 56. - Rome, 1998.
- ALLETTO, L. et COQUET, Y. - Temporal and spatial variability of soil bulk density and near-saturated hydraulic conductivity under two contrasted tillage management systems. - *Geoderma*, 2009, 152(1-2), 85-94.
- ALLETTO, L., COQUET, Y. et JUSTES, E. - Effects of tillage and fallow period management on soil physical behaviour and maize development. - *Agricultural Water Management*, 2011, 102(1), 74-85.
- ALLETTO, L., COQUET, Y., BENOIT, P., HEDDADJ, D., et al. - Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. - *Agronomy for sustainable development*, 2010a, 30(2), 367-400.
- ALLETTO, L., COQUET, Y. et ROGER-ESTRADE, J. - Two-dimensional spatial variation of soil physical properties in two tillage systems. - *Soil use and management*, 2010b, 26(4), 432-444.

BIBLIOGRAPHIE

- ALVAREZ, R. et STEINBACH, H. - A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. - *Soil and Tillage Research*, 2009, 104(1), 1-15.
- ANGULO-JARAMILLO, R., VANDERVAERE, J.-P., ROULIER, S., THONY, J.-L., et al. - Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers: A review and recent developments. - *Soil and Tillage Research*, 2000, 55(1), 1-29.
- ANKENY, M. D., AHMED, M., KASPAR, T. C. et HORTON, R. - Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. - *Soil Science Society of American Journal*, 1991, 55(2), 467-470.
- ARHEIMER, B. et OLSSON, J. - *Integration and coupling of hydrological models with water quality models. Applications in Europe. - Report of the Swedish Meteorological and Hydrological Institute* (p. 49), Norrköping, Sweden, 2003.
- ARSHAD, M. A., SCHNITZER, M., ANGERS, D. A. et RIPMEESTER, J. A. - Effects of till vs no-till on the quality of soil organic matter. - *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(5), 595-599.
- ATTOU, F. et BRUAND, A. - Experimental study of fragipans' formation in soils. Role of both clay dispersion and wetting-drying cycles. - *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Serie II*, 1998, 326(8), 545-552.
- AUBERTOT, J.-N., BARBIER, J.-M., CARPENTIER, A., GRIL, J.-J., et al. - Pesticides, Agriculture et Environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. - *Rapport de l'expertise scientifique collective INRA-Cemagref*, 2005.
- BAGARELLO, V., STEFANO, C. D., FERRO, V., IOVINO, M., et al. - Physical and hydraulic characterization of a clay soil at the plot scale. - *Journal of Hydrology*, 2010, 387(1), 54-64.
- BAIZE, D. et GIRARD, M.-C. - *Référentiel pédologique*. - Versailles: Editions Quae, 2008.
- BASTIAANS, L., PAOLINI, R. et BAUMANN, D. T. - Focus on ecological weed management: what is hindering adoption?. - *Weed Research*, 2008, 48(6), 481-491.
- BERGSTRÖM, L. F. et JARVIS, N. J. - Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes. - *Journal of Environmental Science and Health. Part A*, 1994, 29(6), 1061-1072.
- BERNARD-UBERTOSI, M., DUDOIGNON, P. et PONS, Y. - Characterization of structural profiles in clay-rich marsh soils by cone resistance and resistivity measurements. - *Soil Science Society of American Journal*, 2009, 73(1), 46-54.
- BESCANSÀ, P., IMAZ, M. J., VIRTO, I., ENRIQUE, A., et al. - Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. - *Soil and Tillage Research*, 2006, 87(1), 19-27.
- BITTELLI, M. et FLURY, M. - Errors in water retention curves determined with pressure plates. - *Soil Science Society of American Journal*, 2009, 73(5), 1453-1460.
- BITTELLI, M., CAMPBELL, G. S. et FLURY, M. - Characterization of particle-size distribution in soils with a fragmentation model. - *Soil Science Society of American Journal*, 1999, 63(4), 782-788.
- BODNER, G., SCHOLL, P., LOISKANDL, W. et KAUL, H.-P. - Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. - *Geoderma*, 2013, 204, 120-129.
- BOIZARD, H., RICHARD, G., ROGER-ESTRADE, J., DÜRR, C., et al. - Cumulative effects of cropping systems on the structure of the tilled layer in northern France. - *Soil and Tillage Research*, 2002, 64(1-2), 149-164.
- BØRGESEN, C. D., JACOBSEN, O. H., HANSEN, S. et SCHAAP, M. G. - Soil hydraulic properties near saturation, an improved conductivity model. - *Journal of Hydrology*, 2006, 324(1), 40-50.
- BORGGAARD, O. K. et GIMSING, A. L. - Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. - *Pest Manage. Sci.*, 2008, 64(4), 441-456.
- BRANDI-DOHRN, F. M., HESS, M., SELKER, J. S. et DICK, R. P. - Field Evaluation of Passive Capillary Samplers. - *Soil Science Society of American Journal*, 1996, 60(6), 1705-1713.
- BRAUDEAU, E. - Equation généralisée des courbes de retrait d'échantillons de sols structurés. - *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Serie II*, 1988, 307, 1731-1734.

- BRAUDEAU, E., COSTANTINI, J., BELLIER, G. et COLLEUILLE, H. - New device and method for soil shrinkage curve measurement and characterization. - *Soil Science Society of American Journal*, 1999, 63(3), 525-535.
- BRAUDEAU, E., FRANGI, J.-P. et MOHTAR, R. H. - Characterizing nonrigid aggregated soil–water medium using its shrinkage curve. - *Soil Science Society of American Journal*, 2004, 68(2), 359-370.
- BRETZ, F., HOTHORN, T. et WESTFALL, P. - *Multiple comparisons using R*. - Florida: Chapman & Hall/CRS, 2010.
- BRISSON, N., RUGET, F., GATE, P., LORGEOU, J., et al. - STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. II Assessment by comparing with experimental reality for wheat and corn. - *Agronomie*, 2002, 22, 69-93.
- BRISTOW, K., MARCHANT, S., DEURER, M. et CLOTHIER, B. - Enhancing the ecological infrastructure of soils. - *Soil solutions for a changing world, Proc. World Congr. of Soil Science, 19th, Brisbane, QLD, Australia [CD-ROM]*, 2010, 1-6.
- BRONICK, C. J. et LAL, R. - Soil structure and management: a review. - *Geoderma*, 2005, 124(1), 3-22.
- BROWN, C. D. et VAN BEINUM, W. - Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. - *Environmental Pollution*, 2009, 157(12), 3314-3324.
- BROWN, K. W., THOMAS, J. C. et HOLDER, M. W. - *Development of a capillary wick unsaturated zone water sample*. - *Coop. Agreement CR812316-01-0*, Nevada: U.S. Environ. Protection Agency/ Environ. Monit. Syst. Lab, 1986.
- BRUAND, A. et COQUET, Y. - *Les sols et le cycle de l'eau*. - Dans M. C. Girard, C. Walter, J. C. Rémy, J. Berthelin & J. L. Morel (dir.) *Sols et Environnement*, Paris: Dunod, 2005.
- BRUAND, A. et TESSIER, D. - Water retention properties of the clay in soils developed on clayey sediments: Significance of parent material and soil history. - *European Journal of Soil Science*, 2000, 51(4), 679-688.
- BRUNET, N., GUICHARD, L., OMON, B., PINGAULT, N., et al. - L'indicateur de fréquence de traitements (IFT) : un indicateur pour une utilisation durable des pesticides. - *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 2008, 56.
- BUCZKO, U., BENS, O. et HÜTTL, R. - Tillage effects on hydraulic properties and macroporosity in silty and sandy soils. - *Soil Science Society of American Journal*, 2006, 70(6), 1998-2007.
- CALVET, R. - Adsorption of organic chemicals in soils. - *Environmental health perspectives*, 1989, 83, 145-177.
- CALVET, R. - *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. - France Agricole Editions, 2005.
- CÁSSARO, F. A. M., BORKOWSKI, A. K., PIRES, L. F., ROSA, J. A., et al. - Characterization of a Brazilian clayey soil submitted to conventional and no-tillage management practices using pore size distribution analysis. - *Soil and Tillage Research*, 2011, 111(2), 175-179.
- CASTELLINI, M. et VENTRELLA, D. - Impact of conventional and minimum tillage on soil hydraulic conductivity in typical cropping system in Southern Italy. - *Soil and Tillage Research*, 2012, 124, 47-56.
- CATTAN, P., VOLTZ, M., CABIDOCHÉ, Y.-M., LACAS, J.-G., et al. - Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns. - *Journal of Hydrology*, 2007, 335(1), 157-169.
- CHENU, C., LE BISSONNAIS, Y. et ARROUAYS, D. - Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. - *Soil Science Society of American Journal*, 2000, 64(4), 1479-1486.
- CHERTKOV, V. - Modeling the pore structure and shrinkage curve of soil clay matrix. - *Geoderma*, 2000, 95(3), 215-246.
- CHESWORTH, W. - *Encyclopedia of soil science*. - Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2008.
- CHIKOWO, R., FALOYA, V., PETIT, S. et MUNIER-JOLAIN, N. M. - Integrated weed management systems allow reduced reliance on herbicides and long-term weed control. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 132(3), 237-242.

BIBLIOGRAPHIE

- CHRÉTIEN, J. - *Carte pédologique de France à 1/100 000. Publication N° 8 Dijon. Notice explicative.* - Versailles: INRA, 1976.
- CHRÉTIEN, J. - *Référentiel pédologique de Bourgogne à 1/250 000. Régions naturelles, pédopaysages et sols de la Côte-d'Or.* - Paris: INRA, 2000.
- CLAIR, A. - *Notice explicative de la carte géologique de Dijon à 1/50000.* - Bureau de recherches géologiques et minières, 1982.
- COMIA, R. A., STENBERG, M., NELSON, P., RYDBERG, T., et al. - Soil and crop responses to different tillage systems. - *Soil and Tillage Research*, 1994, 29(4), 335-355.
- COQUET, Y., BOUCHER, A., LABAT, C., VACHIER, P., et al. - Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques. - *Etudes et Gestion des Sols*, 2000, 7, 7-24.
- COQUET, Y., VACHIER, P. et LABAT, C. - Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. - *Geoderma*, 2005, 126(3), 181-191.
- DARAGHMEH, O., JENSEN, J. R. et PETERSEN, C. - Near-saturated hydraulic properties in the surface layer of a sandy loam soil under conventional and reduced tillage. - *Soil Science Society of American Journal*, 2008, 72(6), 1728-1737.
- DAS GUPTA, S., MOHANTY, B. P. et KÖHNE, J. M. - Soil hydraulic conductivities and their spatial and temporal variations in a vertisol. - *Soil Science Society of American Journal*, 2006, 70(6), 1872-1881.
- DAVIS, A. S., HILL, J. D., CHASE, C. A., JOHANNIS, A. M., et al. - Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. - *PloS one*, 2012, 7(10), e47149.
- DE JONG, R., CAMPBELL, C. A. et NICHOLAICHUK, W. - Water retention equations and their relationship to soil organic matter and particle size distribution for disturbed samples. - *Canadian Journal of Soil Science*, 1983, 63(2), 291-302.
- DEBAEKE, P., MUNIER-JOLAIN, N., BERTRAND, M., GUICHARD, L., et al. - Iterative design and evaluation of rule-based cropping systems: methodology and case studies. A review. - *Agronomy for sustainable development*, 2009, 29, 73-86.
- DEYTIEUX, V., NEMECEK, T., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., et al. - Is Integrated Weed Management efficient for reducing environmental impacts of cropping systems? A case study based on life cycle assessment. - *European Journal of Agronomy*, 2012, 36(1), 55-65.
- DOMINATI, E., PATTERSON, M. et MACKAY, A. - A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. - *Ecological Economics*, 2010, 69(9), 1858-1868.
- DORÉ, T., SEBILLOTTE, M. et MEYNARD, J. - A diagnostic method for assessing regional variations in crop yield. - *Agricultural systems*, 1997, 54(2), 169-188.
- DOUSSET, S. - *Etude du transfert de pesticides dans les sols. Exemple de divers herbicides organiques de synthèse et d'un produit minéral : le cuivre.* - Rapport de HDR, Université de Bourgogne, 2005.
- DUBUS, I. G., BEULKE, S. et BROWN, C. D. - Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. - *Pest Management Science*, 2002, 58(8), 745-758.
- DUDOIGNON, P., CAUSSEQUE, S., BERNARD, M., HALLAIRE, V., et al. - Vertical porosity profile of a clay-rich marsh soil. - *Catena*, 2007, 70(3), 480-492.
- EMERSON, W. - The structure of soil crumbs. - *Journal of Soil Science*, 1959, 10(2), 235-244.
- FARES, A., DEB, S. K. et FARES, S. - Review of vadose zone soil solution sampling techniques. - *Environmental reviews*, 2009, 17(NA), 215-234.
- FILIPOVIĆ, V., COQUET, Y., POT, V., HOUOT, S., et al. - Modeling the effect of soil structure on water flow and isoproturon dynamics in an agricultural field receiving repeated urban waste compost application. - *Science of The Total Environment*, 2014, 499, 546-559.
- FLURY, M. - Experimental evidence of transport of pesticides through field soils—a review. - *Journal of environmental quality*, 1996, 25(1), 25-45.
- FOLEY, J. A., RAMANKUTTY, N., BRAUMAN, K. A., CASSIDY, E. S., et al. - Solutions for a cultivated planet. - *Nature*, 2011, 478(7369), 337-342.

- FUENTES, J. P., FLURY, M. et BEZDICEK, D. F. - Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. - *Soil Science Society of American Journal*, 2004, 68(5), 1679-1688.
- GARDNER, W. - Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. - *Soil science*, 1958, 85(4), 228-232.
- GAUTRONNEAU, Y. et MANICHON, H. - *Guide méthodique du profil cultural*. - GEARA et CEREF, 1987.
- GRAS, R. - *Systèmes de culture, définitions et concepts clés*. - Dans L. Combe & D. Picard (dir.) *Les systèmes de culture* (p. 7-14), Paris: INRA, 1990.
- GRÉBIL, G., NOVAK, S., PERRIN-GANIER, C. et SCHIAVON, M. - La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. - *Ingénieries*, 2001, N° Spécial Phytosanitaires, 31-44.
- GREEN, T. R., AHUJA, L. R. et BENJAMIN, J. G. - Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. - *Geoderma*, 2003, 116(1-2), 3-27.
- HAVLIN, J. L., KISSEL, D. E., MADDUX, L. D., CLAASSEN, M. M., et al. - Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. - *Soil Science Society of American Journal*, 1990, 54(2), 448-452.
- HILL, R. L. - Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. - *Soil Science Society of American Journal*, 1990, 54(1), 161-166.
- HILL, R. L., HORTON, R. et CRUSE, R. M. - Tillage effects on soil water retention and pore size distribution of two Mollisols. - *Soil Science Society of American Journal*, 1985, 49(5), 1264-1270.
- HILLEL, D. - *Soil physics and soil physical characteristics*. - *Introduction to Environmental Soil Physics* (p. 3-17), Elsevier, Academic Press, 2004a.
- HILLEL, D. - *Clay, the colloidal component*. - *Introduction to Environmental Soil Physics* (p. 53-71), Elsevier, Academic Press, 2004b.
- HILLEL, D. - *Environmental soil physics: Fundamentals, applications, and environmental considerations*. - Academic press, 1998.
- HOLDER, M., BROWN, K. W., THOMAS, J. C., ZABCIK, D., et al. - Capillary-Wick Unsaturated Zone Soil Pore Water Sampler. - *Soil Science Society of American Journal*, 1991, 55(5), 1195-1202.
- HUNT, A. G., EWING, R. P. et HORTON, R. - What's Wrong with Soil Physics? - *Soil Science Society of American Journal*, 2013, 77(6), 1877-1887.
- IPPISCH, O., VOGEL, H.-J. et BASTIAN, P. - Validity limits for the van Genuchten-Mualem model and implications for parameter estimation and numerical simulation. - *Advances in water resources*, 2006, 29(12), 1780-1789.
- IUSS WORKING GROUP WRB. - *World reference base for soil resources 2006*. - *World Soil Resources Reports No. 103*, Rome: FAO, 2006.
- JAMAGNE, M. - *Bases et techniques d'une cartographie des sols*. - INRA éditions, 1967.
- JARVIS, N. J. - A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. - *European Journal of Soil Science*, 2007, 58(3), 523-546.
- JARVIS, N. J., BROWN, C. D. et GRANITZA, E. - Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. - *Agricultural Water Management*, 2000, 44(1), 247-262.
- JARVIS, N. J., JANSSON, P. E., DIK, P. et MESSING, I. - Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. - *Journal of Soil Science*, 1991, 42(1), 59-70.
- JARVIS, N., ETANA, A. et STAGNITTI, F. - Water repellency, near-saturated infiltration and preferential solute transport in a macroporous clay soil. - *Geoderma*, 2008, 143(3), 223-230.
- JARVIS, N., KOESTEL, J., MESSING, I., MOEYS, J., et al. - Influence of soil, land use and climatic factors on the hydraulic conductivity of soil. - *Hydrology and Earth System Sciences*, 2013, 17, 5185-5195.
- JARVIS, N., LARSBO, M., ROULIER, S., LINDAHL, A., et al. - The role of soil properties in regulating non-equilibrium macropore flow and solute transport in agricultural topsoils. - *European Journal of Soil Science*, 2007, 58(1), 282-292.

BIBLIOGRAPHIE

- JIRKŮ, V., KODEŠOVÁ, R., NIKODEM, A., MÜHLHANSELOVÁ, M., et al. - Temporal variability of structure and hydraulic properties of topsoil of three soil types. - *Geoderma*, 2013, 204, 43-58.
- JURY, W., OR, D., PACHEPSKY, Y., VERECKEN, H., et al. - Kirkham's legacy and contemporary challenges in soil physics research. - *Soil Science Society of American Journal*, 2011, 75(5), 1589-1601.
- KNUTSON, J. H. et SELKER, J. S. - Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. - *Soil Science Society of American Journal*, 1994, 58(3), 721-729.
- KÖHNE, J. M., KÖHNE, S. et ŠIMŮNEK, J. - A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. - *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, 104(1), 36-60.
- KÖRDEL, W., EGLI, H. et KLEIN, M. - Transport of pesticides via macropores (IUPAC technical report). - *Pure and Applied Chemistry*, 2008, 80(1), 105-160.
- KUTILEK, M. - Soil hydraulic properties as related to soil structure. - *Soil and Tillage Research*, 2004, 79(2), 175-184.
- KUTÍLEK, M., JENDELE, L. et PANAYIOTOPOULOS, K. P. - The influence of uniaxial compression upon pore size distribution in bi-modal soils. - *Soil and Tillage Research*, 2006, 86(1), 27-37.
- LACAS, J.-G. - *Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées: étude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface*. - Thèse de doctorat, Montpellier 2, 2005.
- LEISTRA, M., VAN DER LINDEN, A. M. A., BOESTEN, J. J. T. I., TIKTAK, A., et al. - *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of the processes in FOCUS PEARL v 1.1.1*. - Wageningen, the Netherlands: Green World Research, 2000.
- LIN, H., MCLNNES, K., WILDING, L. et HALLMARK, C. - Macroporosity and initial moisture effects on infiltration rates in vertisols and vertic intergrades. - *Soil science*, 1998, 163(1), 2-8.
- LOOS, R., LOCORO, G., COMERO, S., CONTINI, S., et al. - Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. - *Water Research*, 2010, 44(14), 4115-4126.
- LOUIE, M. J., SHELBY, P. M., SMESRUD, J. S., GATCHELL, L. O., et al. - Field evaluation of passive capillary samplers for estimating groundwater recharge. - *Water Resources Research*, 2000, 36(9), 2407-2416.
- LUO, L., LIN, H. et SCHMIDT, J. - Quantitative relationships between soil macropore characteristics and preferential flow and transport. - *Soil Science Society of American Journal*, 2010, 74(6), 1929-1937.
- LUXMOORE, R. J. - Micro-, Meso-, and Macroporosity of Soil. - *Soil Science Society of American Journal*, 1981, 45(3), 671-672.
- MA, L., AHUJA, L. et MALONE, R. - Systems modeling for soil and water research and management: Current status and needs for the 21st century. - *Transactions of the ASABE*, 2007, 50(5), 1705-1713.
- MANICHON, H. et GAUTRONNEAU, Y. - Guide méthodique du profil cultural. - *CEREF-GEARA*, Lyon, 1987.
- MAPA, R. B., GREEN, R. et SANTO, L. - Temporal variability of soil hydraulic properties with wetting and drying subsequent to tillage. - *Soil Science Society of American Journal*, 1986, 50(5), 1133-1138.
- MARY, B., BEAUDOIN, N., JUSTES, E. et MACHET, J. - Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. - *European Journal of Soil Science*, 1999, 50(4), 549-566.
- MATHIEU, C. et LOZET, J. - *Dictionnaire encyclopédique de science du sol*. - Paris: Lavoisier, Editions Tech&Doc, 2011.
- MCBRATNEY, A. B. - On variation, uncertainty and informatics in environmental soil management. - *Soil Research*, 1992, 30(6), 913-935.
- MCCAULEY, A. et JONES, C. - *Water and solute transport in soils*. - *Soil and Water Management. Module 4*, Montana State University, 2005.
- MERTENS, J., DIELS, J., FEYEN, J. et VANDERBORGHT, J. - Numerical analysis of passive capillary wick samplers prior to field installation. - *Soil Science Society of American Journal*, 2007, 71(1), 35-42.

- MESSING, I. et JARVIS, N. - Seasonal variation in field-saturated hydraulic conductivity in two swelling clay soils in Sweden. - *Journal of Soil Science*, 1990, 41(2), 229-237.
- MESSING, I. et JARVIS, N. J. - Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. - *Journal of Soil Science*, 1993, 44(1), 11-24.
- MEYNARD, J., JUSTES, E., MACHET, J. et RECOUS, S. - *Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ*. - Dans G. Lemaire & B. Nicolardot (dir.) *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes* (p. 183-200), Versailles: INRA, 1997.
- MILLINGTON, R. et QUIRK, J. - Permeability of porous solids. - *Transactions of the Faraday Society*, 1961, 57, 1200-1207.
- MONTAGNE, D., CORNU, S., LE FORESTIER, L. et COUSIN, I. - Soil Drainage as an Active Agent of Recent Soil Evolution: A Review. - *Pedosphere*, 2009, 19(1), 1-13.
- MULLINS, J., CARSEL, R., SCARBROUGH, J. et IVERY, A. - *PRZM-2, a model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones: User's manual for release 2. 0*. - Giorgia: AScl Corp., 1993.
- MUNIER-JOLAIN, N. et DONGMO, A. L. - Evaluation de la faisabilité technique de systèmes de Protection Intégrée en termes de fonctionnement d'exploitation et d'organisation du travail. Comment adapter les solutions aux conditions locales? - *Innovations Agronomiques*, 2010, 8, 57-67.
- MUNIER-JOLAIN, N., DEYTIEUX, V., GUILLEMIN, J. P., GRANGER, S., et al. - Conception et évaluation multicritères de prototypes de systèmes de culture dans le cadre de la Protection Intégrée contre la flore adventice en grandes cultures. - *Innovations Agronomiques*, 2008, 3, 75-88.
- NDIAYE, B., MOLÉNAT, J., HALLAIRE, V., GASCUEL, C., et al. - Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). - *Soil and Tillage Research*, 2007, 93, 251-263.
- OR, D., TULLER, M. et WRAITH, J. M. - *Soil water potential*. - Dans D. Hillel (dir.), *Encyclopedia of soils in the environment* (Vol. 3, p. 270-277), New York: Elsevier/Academic Press, 2004.
- PACHEPSKY, Y., RAWLS, W. J. et GIMÉNEZ, D. - Comparison of soil water retention at field and laboratory scales. - *Soil Science Society of American Journal*, 2001, 65(2), 460-462.
- PAPY, F. - *Système de Culture*. - *Les mots de l'agronomie - Histoire et critique*, 2013. Consulté le: 8 Nov. 2014. Repéré à http://mots-agronomie.inra.fr/mots-agronomie.fr/index.php/Syst%C3%A8me_de_culture
- PARDO, G., RIRAVOLOLONA, M. et MUNIER-JOLAIN, N. M. - Using a farming system model to evaluate cropping system prototypes: Are labour constraints and economic performances hampering the adoption of Integrated Weed Management? - *European Journal of Agronomy*, 2010, 33(1), 24-32.
- PERROUX, K. M. et WHITE, I. - Designs for disc permeameters. - *Soil Science Society of American Journal*, 1988, 52(5), 1205-1215.
- PINHEIRO, E. F. M., PEREIRA, M. G. et ANJOS, L. H. C. - Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. - *Soil and Tillage Research*, 2004, 77(1), 79-84.
- QUEYREL, W. - *Modélisation du devenir des pesticides dans les sols d'un modèle agronomique : évaluation à long terme*. - Thèse de doctorat, Sorbonne Universités, 2014.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM - *R: A language and environment for statistical computing*. - Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Repéré à <http://www.R-project.org/>
- RAWLS, W. J., NEMES, A. et PACHEPSKY, Y. - *Effect of soil organic carbon on soil hydraulic properties*. - Dans Y. Pachepsky & W. J. Rawls (dir.) *Developments in Soil Science* (Vol. 30, p. 95-114), Elsevier, 2004.
- RAWLS, W. J., PACHEPSKY, Y. A., RITCHIE, J. C., SOBECKI, T. M., et al. - Effect of soil organic carbon on soil water retention. - *Geoderma*, 2003, 116(1), 61-76.
- REYNOLDS, W. D. et ELRICK, D. E. - Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. - *Soil Science Society of American Journal*, 1991, 55(3), 633-639.

BIBLIOGRAPHIE

- REYNOLDS, W. D. et TOPP, G. C. - *Soil water desorption and imbibition: Tension and pressure techniques*. - Dans M. R. Carter & E. G. Gregorich (dir.) *Soil Sampling and Methods of Analysis* (2^e éd.), Florida: Canadian Society of Soil Science, 2008.
- REYNOLDS, W. D. et ZEBCHUK, W. D. - Use of contact material in tension infiltrometer measurements. - *Soil Technology*, 1996, 9(3), 141-159.
- RIENZNER, M. et GANDOLFI, C. - Investigation of spatial and temporal variability of saturated soil hydraulic conductivity at the field-scale. - *Soil and Tillage Research*, 2014, 135, 28-40.
- ROBERTSON, G. P. et SWINTON, S. M. - Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. - *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, 3(1), 38-46.
- SAXTON, K. E. et RAWLS, W. J. - Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. - *Soil Science Society of American Journal*, 2006, 70(5), 1569-1578.
- SCHAAP, M. G. et VAN GENUCHTEN, M. T. - A modified Mualem-van Genuchten formulation for improved description of the hydraulic conductivity near saturation. - *Vadose Zone Journal*, 2006, 5(1), 27-34.
- SCHOEN, R., GAUDET, J. et BARIAC, T. - Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions. - *Journal of Hydrology*, 1999, 215(1), 70-81.
- SCHULZE, D. G. - *Clay Minerals*. - Dans D. Hillel (dir.), *Encyclopedia of soils in the environment* (Vol. 1, p. 246-254), New York: Elsevier/Academic Press, 2005.
- SCHWEN, A., BODNER, G. et LOISKANDL, W. - Time-variable soil hydraulic properties in near-surface soil water simulations for different tillage methods. - *Agricultural Water Management*, 2011a, 99(1), 42-50.
- SCHWEN, A., BODNER, G., SCHOLL, P., BUCHAN, G. D., et al. - Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. - *Soil and Tillage Research*, 2011b, 113(2), 89-98.
- SCHWEN, A., LAWRENCE-SMITH, G. H.-R.-E., SINTON, S. M., CARRICK, S., et al. - Hydraulic properties and the water-conducting porosity as affected by subsurface compaction using tension infiltrometers. - *Soil Science Society of American Journal*, 2011c, 75(3), 822-831.
- SCHWEN, A., ZIMMERMANN, M. et BODNER, G. - Vertical variations of soil hydraulic properties within two soil profiles and its relevance for soil water simulations. - *Journal of Hydrology*, 2014.
- SEBILLOTTE, M. - Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. - *Les systèmes de culture*, 1990, 165-196.
- SILTECHO, S., HAMMECKER, C., SRIBOONLUE, V., CLERMONT-DAUPHIN, C., et al. - Use of field and laboratory methods for estimating unsaturated hydraulic properties under different land-use. - *Hydrology and Earth System Sciences*, 2014, 11(6), 6099-6137.
- SIMUNEK, J. - *Models of Water Flow and Solute Transport in the Unsaturated Zone*. - Dans M. G. Anderson (dir.), *Encyclopedia of hydrological sciences* (p. 1171-1180), John Wiley & Sons, 2005.
- SIMUNEK, J., SEJNA, M. et VAN GENUCHTEN, M. T. - HYDRUS-2D: Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. - *International Groundwater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado*, 1996.
- SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. T. et SEJNA, M. - The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. - *University of California-Riverside Research Reports*, 2005, 3, 1-240.
- SINGER, M., SOUTHARD, R., WARRINGTON, D. et JANITZKY, P. - Stability of synthetic sand-clay aggregates after wetting and drying cycles. - *Soil Science Society of American Journal*, 1992, 56(6), 1843-1848.
- STRUDLEY, M. W., GREEN, T. R. et ASCOUGH II, J. C. - Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. - *Soil and Tillage Research*, 2008, 99(1), 4-48.
- SWANTON, C. J., MAHONEY, K. J., CHANDLER, K. et GULDEN, R. H. - Integrated weed management: knowledge-based weed management systems. - *Weed Science*, 2008, 56(1), 168-172.
- TESSIER, D. - *Etude expérimentale de l'organisation des matériaux argileux: Hydratation, gonflement et structuration au cours de la dessiccation et de la réhumectation*. - Thèse de doctorat, Université de Paris VII, Paris, 1984.

- TESSIER, D. et PÉDRO, G. - Recherches sur le rôle des minéraux argileux dans l'organisation et le comportement des sols. - *AFES, Livre Jubilaire*, 1984, 223-234.
- THORSEN, M., JØRGENSEN, P. R., FELDING, G., JACOBSEN, O. H., et al. - Evaluation of a stepwise procedure for comparative validation of pesticide leaching models. - *Journal of environmental quality*, 1998, 27(5), 1183-1193.
- TOCCALINO, P. L., GILLIOM, R. J., LINDSEY, B. D. et RUPERT, M. G. - Pesticides in Groundwater of the United States: Decadal-Scale Changes, 1993–2011. - *Groundwater*, 2014, 52(S1), 112-125.
- UIPP. - *Rapport d'activité 2011-2012*. - Union des Industries de la Protection des Plantes, 2012.
- VAN DAM, J. C., HUYGEN, J., WESSELING, J. G., FEDDES, R. A., et al. - *Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere environment*. - *Technical Document* (Vol. 45, p. 167), The Netherlands, 1997.
- VAN DER PLOEG, R. R., RINGE, H. et MACHULLA, G. - Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. - *Journal of environmental quality*, 1995, 24(4), 725-733.
- VAN ES, H. M., OGDEN, C. B., HILL, R. L., SCHINDELBECK, R. R., et al. - Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. - *Soil Science Society of American Journal*, 1999, 63(6), 1599-1608.
- VAN GENUCHTEN, M. T. - A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. - *Soil Science Society of American Journal*, 1980, 44(5), 892-898.
- VAN GENUCHTEN, M. T., LEIJ, F. J. et YATES, S. R. - *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. - California: U.S. Salinity Laboratory, USDA, 1991.
- VANCLOOSTER, M., BOESTEN, J., TREVISAN, M., BROWN, C., et al. - A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. - *Agricultural Water Management*, 2000, 44(1), 1-19.
- VANDERVAERE, J.-P. - *Caractérisation hydrodynamique du sol in situ par infiltrométrie à disques. Analyse critique des régimes pseudo-permanents, méthodes transitoires et cas de sols encroutés*. - Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier-Grenoble I, Grenoble, 1995.
- VANDERVAERE, J.-P., PEUGEOT, C., VAUCLIN, M., ANGULO JARAMILLO, R., et al. - Estimating hydraulic conductivity of crusted soils using disc infiltrometers and minitensiometers. - *Journal of Hydrology*, 1997, 188, 203-223.
- VANDERVAERE, J.-P., VAUCLIN, M. et ELRICK, D. E. - Transient flow from tension infiltrometers I. The two-parameter equation. - *Soil Science Society of American Journal*, 2000a, 64(4), 1263-1272.
- VANDERVAERE, J.-P., VAUCLIN, M. et ELRICK, D. E. - Transient Flow from Tension Infiltrometers II. Four Methods to Determine Sorptivity and Conductivity. - *Soil Science Society of American Journal*, 2000b, 64(4), 1272-1284.
- VANDERVAERE, J.-P., VAUCLIN, M., HAVERKAMP, R., PEUGEOT, C., et al. - Prediction of crust-induced surface runoff with disc infiltrometer data. - *Soil science*, 1998, 163(1), 9-21.
- VAUCLIN, M. - Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. - *Revue des sciences de l'eau*, 1994, 7, 81-102.
- VERHULST, N., GOVAERTS, B., VERACHTERT, E., CASTELLANOS-NAVARRETE, A., et al. - Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems. - *Advances in soil science: food security and soil quality*, 2010, 1799267585, 137-208.
- VERMUE, A. - *Contribution à l'évaluation multicritère des systèmes de culture en protection intégrée contre les adventices : Cas des émissions de protoxyde d'azote*. - Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, Dijon, 2014.
- VOGEL, T., VAN GENUCHTEN, M. T. et CISLEROVA, M. - Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. - *Advances in water resources*, 2000, 24(2), 133-144.
- VOS, E. C. et KOOISTRA, M. J. - The effect of soil structure differences in a silt loam soil under various farm management systems on soil physical properties and simulated land qualities. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1994, 51(1), 227-238.

BIBLIOGRAPHIE

- WALKER, A., CALVET, R. et DEL RE, A. - Evaluation and improvement of mathematical models of pesticide mobility in soils and assessment of their potential to predict contamination of water systems. - *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt fuer Land-und Forstwirtschaft*, 1995.
- WATSON, K. et LUXMOORE, R. - Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. - *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1986, 50(3), 578-582.
- WEIHERMÜLLER, L., SIEMENS, J., DEURER, M., KNOBLAUCH, S., et al. - In situ soil water extraction: A review. - *Journal of environmental quality*, 2007, 36(6), 1735-1748.
- WILCOX, R. R. - *One-way and higher designs for independent groups*. - *Introduction to robust estimation and hypothesis testing* (3^e éd., p. 291-377), California: Academic Press, 2012.
- WILSON, G. et LUXMOORE, R. - Infiltration, macroporosity, and mesoporosity distributions on two forested watersheds. - *Soil Science Society of American Journal*, 1988, 52(2), 329-335.
- WOODING, R. - Steady infiltration from a shallow circular pond. - *Water Resources Research*, 1968, 4(6), 1259-1273.
- YARON, B. - General principles of pesticide movement to groundwater. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1989, 26(3), 275-297.
- YATES, S., VAN GENUCHTEN, M. T., LEIJ, F. et WARRICK, A. - Analysis of measured, predicted, and estimated hydraulic conductivity using the RETC computer program. - *Soil Science Society of American Journal*, 1992, 56(2), 347-354.
- YOUNG, I. - Biophysical interactions at the root-soil interface: a review. - *The Journal of Agricultural Science*, 1998, 130(01), 1-7.
- ZHAI, R., KACHANOSKI, R. G. et VORONEY, R. P. - Tillage effects on the spatial and temporal variations of soil water. - *Soil Science Society of American Journal*, 1990, 54(1), 186-192.
- ZHOU, X., LIN, H. et WHITE, E. - Surface soil hydraulic properties in four soil series under different land uses and their temporal changes. - *Catena*, 2008, 73(2), 180-188.
- ZIMMER, D. - Comparaison de mesures de hauteurs de nappe par tensiometres et piezometres. - *Bulletin du Groupe Francais d'Humidimetrie Neutronique*, 1988a, 23, 53-75.
- ZIMMER, D. - *Transferts hydriques en sols drainés par tuyaux enterrés. Compréhension des débits de pointe et essai de typologie des schémas d'écoulement* -Thèse de doctorat, Université Paris VI, Paris, 1988b.
- ZIMMER, D. - Profils tensiométriques et fonctionnement hydraulique des sols drainés à plancher imperméable peu profond essai de typologie. - *Science du sol*, 1990, 28(3), 179-191.

ANNEXES

Annexe 1. Itinéraires techniques complets (2011-2014).

Année culturale	Intervention	S1	S2	S3	S4	S5
		<i>Colza hiver</i>	<i>Blé tendre hiver</i>	<i>Colza hiver</i>	<i>Maïs grain</i>	<i>Blé tendre hiver</i>
2011	Labour	29-juil.-10		3-août-10		
2011	Décompactage				4-août-10	
2011	Déchaumage				20-août-10, 27-août-10	26-août-10
2011	Faux semis					31-août-10
2011	Reprise de sol	2-août-10, 20-août-10		9-août-10, 12-août-10, 13-sept.-10	22-sept.-10, 22-oct.-10	22-sept.-10, 22-oct.-10
2011	Herbicide	26-août-10	8-oct.-10			
2011	Désherbage mécanique				10-mars-11	
2011	Reprise de sol	26-août-10			25-mars-11, 7-avr.-11, 18-avr.-11	
2011	Engrais				19-avr.-11	
2011	Semis	26-août-10	14-oct.-10	13-sept.-10	19-avr.-11	28-oct.-10
2011	Hersage					29-oct.-10
2011	Désherbage mécanique					5-nov.-10
2011	Herbicide	30-août-10	15-oct.-10			
2011	Binage				25-mai-11, 6-juin.-11	
2011	Anti-limace	31-août-10	29-oct.-10			
2011	Engrais	20-sept.-10	15-févr.-11	20-sept.-10		
2011	Insecticide	11-oct.-10		12-oct.-10		
2011	Engrais	18-févr.-11	1-mars-11			
2011	Insecticide	15-mars-11		5-nov.-10		
2011	Engrais	16-mars-11	22-mars-11, 24-mars-11, 4-avr.-11	18-févr.-11, 16-mars-11		15-févr.-11, 1-mars-11, 2-mars-11, 22-mars-11

ANNEXES

Année culturale	Intervention	S1	S2	S3	S4	S5
2011	Désherbage mécanique					25-mars-11
2011	Engrais					28-mars-11, 4-avr.-11
2011	Désherbage mécanique					7-avr.-11
2011	Insecticide	29-mars-11, 29-mars-11		29-mars-11, 8-avr.-11		
2011	Fongicide	12-avr.-11	5-mai-11	18-avr.-11		5-mai-11
2011	Irrigation				5-juil.-11	
2011	Fongicide	12-avr.-11				
2011	Broyage	28-juin-11		12-juil.-11	14-oct.-11	
2011	Récolte	28-juin-11	16-juil.-11	12-juil.-11	14-oct.-11	16-juil.-11
		<i>Blé tendre hiver</i>	<i>Orge printemps</i>	<i>Blé tendre hiver</i>	<i>Blé tendre hiver</i>	<i>Luzerne</i>
2012	Engrais					8-août-11
2012	Labour	2-sept.-11			21-oct.-11	
2012	Déchaumage			25-août-11		12-août-11
2012	Décompactage					17-août-11
2012	Faux semis			1-sept.-11, 13-sept.-11		22-août-11, 5-sept.-11
2012	Reprise de sol	3-sept.-11		26-sept.-11		
2012	Herbicide		27-juil.-11			
2012	Semis	12-oct.-11	9-mars-12	24-oct.-11	24-oct.-11	6-sept.-11
2012	Engrais		9-mars-12			
2012	Roulage	13-oct.-11	12-mars-12			6-sept.-11
2012	Engrais	28-févr.-12			28-févr.-12	4-oct.-11
2012	Herbicide	22-mars-12	16-mars-12	29-nov.-11		
2012	Désherbage mécanique				16-mars-12	
2012	Herbicide	22-mars-12				29-mars-12
2012	Engrais	3-avr.-12	17-avr.-12	28-févr.-12	20-mars-12	27-avr.-12
2012	Désherbage mécanique				2-avr.-12	
2012	Engrais			2-avr.-12	2-avr.-12	
2012	Herbicide		7-mai-12		7-mai-12	
2012	Fongicide	10-mai-12	29-mai-12	10-mai-12	10-mai-12	
2012	Engrais	15-mai-12		15-mai-12		14-juin-12

Année culturelle	Intervention	S1	S2	S3	S4	S5
2012	Insecticide	27-mai-12		27-mai-12	27-mai-12	
2012	Récolte	18-juil.-12	25-juil.-12	24-juil.-12	24-juil.-12	23-juin-12
.....		<i>Orge hiver</i>	<i>Soja</i>	<i>Soja</i>	<i>Orge printemps</i>	<i>Maïs</i>
2013	Déchaumage			30-juil.-12, 1-août-12	30-juil.-12, 1-août-12	
2013	Semis		1-août-12			30-août-12
2013	Anti-limace		7-août-12			
2013	Broyage		29-oct.-12			23-oct.-12
2013	Reprise de sol	20-juil.-12			22-févr.-13	
2013	Labour	31-juil.-12		30-oct.-12		14-nov.-12
2013	Reprise de sol	31-juil.-12				6-mars-13, 29-mars-13, 23-avr.-13
2013	Travail du sol	1-août-12				
2013	Engrais	5-sept.-12	20-févr.-13		5-mars-13	
2013	Reprise de sol	14-sept.-12, 1-oct.-12		6-mars-13, 8-avr.-13		23-avr.-13
2013	Semis	5-oct.-12	14-mai-13			
2013	Roulage		14-mai-13			
2013	Herbicide	25-oct.-12	14-mai-13			
2013	Anti-limace	30-oct.-12	17-mai-13			
2013	Semis		11-juin-13	13-mai-13	5-mars-13	25-avr.-13
2013	Fertilisation minérale					25-avr.-13
2013	Anti-limace		12-juin-13			
2013	Désherbage mécanique				22-mars-13	30-avr.-13, 14-mai-13, 27-mai-13
2013	Engrais	21-févr.-13, 29-mars-13, 8-avr.-13	26-juin-13	26-juin-13	17-avr.-13	
2013	Herbicide	25-avr.-13	1-juil.-13	1-juil.-13	7-mai-13	
2013	Binage					28-mai-13
2013	Désherbage mécanique					4-juin-13
2013	Binage					18-juin-13, 8-juil.-13
2013	Herbicide				13-mai-13	

ANNEXES

Année culturelle	Intervention	S1	S2	S3	S4	S5
2013	Irrigation			22-juil.-13		
2013	Fongicide	6-mai-13			13-juin-13	
2013	Récolte	11-juil.-13	26-oct.-13	22-oct.-13	26-juil.-13	15-nov.-13
		<i>Colza hiver</i>	<i>Blé tendre hiver</i>	<i>Triticale</i>	<i>Pois/triticale</i>	<i>Blé pépinière +Luzerne</i>
2014	Déchaumage			29-oct.-13	6-août-13	
2014	Broyage					18-nov.-13
2014	Labour	16-juil.-13				25-nov.-13
2014	Reprise de sol	18-juil.-13, 14-août-13		29-oct.-13	6-sept.-13, 11-sept.-13, 27-sept.-13, 18-oct.-13	27-nov.-13
2014	Anti-limace		29-oct.-13			
2014	Herbicide	29-août-13	29-oct.-13			
2014	Reprise de sol	29-août-13				
2014	Engrais	29-août-13				
2014	Semis	30-août-13	29-oct.-13	31-oct.-13	19-oct.-13	27-nov.-13
2014	Insecticide	19-mars-14				
2014	Fertilisation minérale		31-oct.-13			
2014	Anti-limace		31-oct.-13			
2014	Roulage		1-nov.-13			
2014	Engrais	25-févr.-14	24-févr.-14	11-mars-14		
2014	Herbicide		11-mars-14			
2014	Insecticide	6-mars-14	11-mars-14			
2014	Engrais	7-mars-14, 10-mars-14	4-avr.-14	4-avr.-14	24-févr.-14, 4-avr.-14	
2014	Désherbage mécanique					11-mars-14
2014	Semis					20-mars-14
2014	Roulage					20-mars-14
2014	Irrigation					7-avr.-14
2014	Engrais					7-avr.-14
2014	Fongicide	9-avr.-14		21-mai-14		
2014	Récolte	1-juil.-14	17-avr.-14	18-juil.-14	18-juil.-14	17-juin-14
2014	Engrais		24-juil.-14			
2014	Irrigation					20-juin-14
2014	Récolte					22-août-14

Annexe 2. Calendrier des interventions de caractérisation *in situ* et des prélèvements de sol.

Intervention		Observations	Système de culture				
			S1	S2	S3	S4	S5
Prélèvements des échantillons du sol	Analyses physico-chimiques	11 points de prélèvements repartis sur toute la surface de chaque parcelle	28/10/2011	10/12/2010	23/04/2012-26/04/2012	04/2011	23/04/2012-26/04/2012
	Courbe de rétention $\theta(h)$ en surface	6 points de prélèvements repartis sur ¼ de la surface de chaque parcelle	20/04/2012	28/03/2012	28/03/2012	28/03/2012	28/03/2012
	Densité apparente en surface	6 points de prélèvements repartis sur ¼ de la surface de chaque parcelle	23/04/2012-26/04/2012	23/04/2012-26/04/2012	23/04/2012-26/04/2012	23/04/2012-26/04/2012	23/04/2012-26/04/2012
Ouverture de la fosse pour l'installation des lysimètres et bougies poreuses		1 fosse par système localisée entre 15 à 20 m de la route	20/04/2012	20/04/2012	25/06/2012	25/06/2012	01/06/2012
Description pédologique		Réalisée dans la fosse	23/04/2012	23/04/2012	26/07/2012	27/07/2012	07/06/2012
Campagne d'infiltrométrie à disque	Caractérisation de la variabilité annuelle et verticale $K(h)$ (Chapitre IV)	2011	-	15/04-15/05	-	15/04-15/05	-
		2012	-	30/05-13/06	-	31/07-14/09	14/06-28/06
		2013	-	24/09-28/09	-	-	30/09-07/10
	Caractérisation de $K(h)$, $\theta(h)$ et la courbe de retrait		L1Aci et L5Aci : 03/10/2012-14/11/2012	L1Aci, L5Aci et Sci : 24/09/2013-29/09/2013	L1Aci, L5Aci et Sci : 26/07/2012-28/08/2012	L1Aci, L5Aci et Sci : 31/07/2012-14/09/2012	L1Aci, L5Aci et Sci : 30/09/2013-07/10/2013
			Sci : 02/07/2013-08/07/2013				
Suivi tensiométrique	Caractérisation hebdomadaire du potentiel de l'eau dans le sol	2012/2013	-	09/11/2012-25/07/2013	-	-	11/12/2012-25/07/2012
		2013/2014	-	10/12/2013-28/05/2014	-	-	10/12/2013-28/05/2014
Suivi de l'eau du sol	Caractérisation hebdomadaire du volume d'eau collecté par les lysimètres et bougies poreuses	2012/2013	-	Suivi hebdomadaire : 09/11/2012-28/05/2013			
		2013/2014	-	1 à 2 fois par mois : 04/06/2013-22/08/2013 1 à 2 fois par mois : 17/09/2013-17/12/2013 Suivi hebdomadaire : 07/01/2014-13/05/2014			

Annexe 3. Conductivité hydraulique proche de la saturation : $K(h)$ (mm h⁻¹).

Système de culture	Année	Date	Horizon	Répétition	h (cm)					
					-10	-7	-5	-3	-2	-1
S1	2012	3-oct.	L1Aci	1	0.408	0.735	1.46	4.85	12.1	23.9
S1	2012	4-oct.	L1Aci	2	0.511	0.959	2.26	6.50	14.6	28.8
S1	2012	4-oct.	L1Aci	3	0.593	1.115	2.21	7.50	18.1	35.0
S1	2012	8-nov.	L5Aci	1	0.129	0.386	1.17	3.56	12.3	39.9
S1	2012	13-nov.	L5Aci	2	0.085	0.213	0.37	1.70	4.2	10.4
S1	2012	14-nov.	L5Aci	3	0.061	0.117	0.22	0.78	2.6	8.5
S1	2013	2-juil.	Sci	1	0.076	0.136	0.30	0.80	1.7	2.4
S1	2013	8-juil.	Sci	2	0.083	0.148	0.37	0.80	1.4	3.7
S1	2013	8-juil.	Sci	3	0.104	0.177	0.38	0.85	1.7	3.8
S2	2013	7-mai	L1Aci	1	0.067	0.136	0.39	1.26	3.4	12.2
S2	2013	24-sept.	L1Aci	2	0.025	0.193	0.75	2.96	7.5	48.3
S2	2013	24-sept.	L1Aci	3	0.109	0.190	0.38	1.57	3.4	11.3
S2	2013	7-oct.	L1Aci	4	0.080	0.136	0.26	0.70	1.7	5.1
S2	2013	26-sept.	L5Aci	1	0.079	0.114	0.20	0.94	1.8	3.4
S2	2013	26-sept.	L5Aci	2	0.102	0.189	0.51	1.73	3.9	17.9
S2	2013	27-sept.	L5Aci	3	0.050	0.091	0.18	0.42	0.5	0.7
S2	2013	27-sept.	Sci	1	0.184	0.273	0.50	1.62	4.1	20.4
S2	2013	28-sept.	Sci	2	0.083	0.167	0.39	1.09	2.5	7.4
S2	2013	28-sept.	Sci	3	0.140	0.237	0.50	1.21	2.8	9.8
S3	2012	26-juil.	L1Aci	1	0.242	0.760	2.17	12.86	45.8	160.0
S3	2012	27-juil.	L1Aci	2	0.419	1.137	4.35	142.90	367.6	971.1
S3	2012	27-juil.	L1Aci	3	0.287	0.531	1.54	4.15	12.8	22.1
S3	2012	30-juil.	L1Aci	4	0.254	0.616	1.67	31.40	156.1	772.4
S3	2012	17-août	L5Aci	1	0.150	0.343	0.65	4.06	18.2	53.2
S3	2012	21-août	L5Aci	3	0.214	0.528	1.13	3.35	10.8	62.2
S3	2012	21-août	L5Aci	4	0.120	0.224	0.48	1.05	1.9	4.9
S3	2012	28-août	L5Aci	5	0.124	0.229	0.55	1.94	4.0	16.3
S3	2012	22-août	Sci	1	0.200	0.375	0.91	4.00	10.3	49.4
S3	2012	23-août	Sci	2	0.114	0.195	0.45	1.67	3.9	8.7
S3	2012	27-août	Sci	3	0.199	0.349	0.80	1.92	4.5	9.8
S4	2012	31-juil.	L1Aci	1	0.316	0.773	1.73	5.87	15.6	89.7
S4	2012	31-juil.	L1Aci	2	0.396	1.257	2.62	10.95	33.5	99.6
S4	2012	1-août	L1Aci	3	0.239	0.617	1.77	7.88	36.7	163.7
S4	2012	2-août	L1Aci	4	0.132	0.264	0.58	3.15	11.2	39.9
S4	2012	3-sept.	L5Aci	1	0.188	0.349	0.75	3.27	11.4	54.9
S4	2012	4-sept.	L5Aci	2	0.097	0.172	0.42	1.08	2.8	9.1
S4	2012	5-sept.	L5Aci	3	0.095	0.187	0.27	0.82	2.1	8.8
S4	2012	11-sept.	Sci	1	0.071	0.117	0.24	0.55	1.1	2.6
S4	2012	12-sept.	Sci	2	0.082	0.137	0.27	0.60	1.6	5.5
S4	2012	14-sept.	Sci	3	0.099	0.155	0.29	0.81	2.1	8.1
S5	2013	14-mai	L1Aci	1	0.118	0.104	0.17	1.12	2.9	12.8
S5	2013	30-sept.	L1Aci	2	0.053	0.100	0.23	4.92	5.9	15.9
S5	2013	1-oct.	L1Aci	3	0.029	0.053	0.15	0.39	1.8	7.7
S5	2013	1-oct.	L5Aci	1	0.112	0.309	1.04	4.06	55.1	699.3
S5	2013	2-oct.	L5Aci	2	0.057	0.162	0.61	4.00	17.2	71.3
S5	2013	2-oct.	L5Aci	3	0.607	1.067	2.20	8.93	20.0	99.9
S5	2013	3-oct.	Sci	1	0.179	0.297	0.58	2.00	4.7	15.5
S5	2013	3-oct.	Sci	2	0.128	0.225	0.41	1.15	2.8	9.0
S5	2013	7-oct.	Sci	3	0.075	0.124	0.23	0.59	1.1	2.8

Annexe 4. Courbe caractéristique de rétention : $\theta(h)$ (cm³ cm⁻³).

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)										
					0	0.7	1	1.5	1.8	2	2.7	3	3.48	3.69	4.2
S1	2012	3-oct.	L1Aci	1	0.420	0.427	0.421	0.408	0.403	0.404	0.324		0.278	0.267	0.276
S1	2012	3-oct.	L1Aci	2	0.432	0.421	0.413	0.402	0.398	0.397	0.332		0.279	0.276	0.280
S1	2012	3-oct.	L1Aci	3	0.418	0.417	0.409	0.395	0.390	0.390	0.325		0.276	0.266	0.290
S1	2012	3-oct.	L1Aci	4	0.434	0.426	0.415	0.398	0.393	0.392	0.309		0.269	0.271	0.213
S1	2012	3-oct.	L1Aci	5	0.435	0.431	0.423	0.409	0.405	0.405	0.313		0.274	0.278	0.221
S1	2012	8-nov.	L5Aci	1	0.431	0.434	0.431	0.429	0.428	0.426	0.327		0.291	0.294	0.221
S1	2012	8-nov.	L5Aci	2	0.426	0.417	0.412	0.404	0.401	0.401	0.325		0.277	0.296	0.234
S1	2012	8-nov.	L5Aci	3	0.425	0.431	0.429	0.425	0.424	0.424	0.312		0.289	0.302	0.228
S1	2012	8-nov.	L5Aci	4	0.416	0.405	0.393	0.379	0.375	0.374	0.304		0.294	0.292	0.233
S1	2012	8-nov.	L5Aci	5	0.418	0.411	0.392	0.378	0.374	0.373	0.331		0.285	0.263	0.228
S1	2013	2-juil.	Sci	1	0.435	0.437	0.444	0.444	0.444	0.442	0.398	0.400	0.360	0.353	0.367
S1	2013	2-juil.	Sci	2	0.446	0.446	0.455	0.454	0.450	0.447	0.400	0.374	0.329	0.353	0.331
S1	2013	2-juil.	Sci	3	0.369	0.363	0.373	0.370	0.365	0.362	0.362	0.392	0.312	0.344	0.339
S1	2013	2-juil.	Sci	4	0.452	0.454	0.462	0.462	0.460	0.457	0.383	0.404	0.353	0.354	0.286
S1	2013	2-juil.	Sci	5	0.481	0.483	0.490	0.489	0.486	0.484	0.357	0.385	0.341	0.354	0.287
S2	2013	24-sept.	L1Aci	1	0.396		0.393	0.394	0.389	0.385	0.335	0.337	0.290	0.286	0.304
S2	2013	24-sept.	L1Aci	2	0.410		0.404	0.385	0.375	0.369	0.334	0.313	0.285	0.269	0.296
S2	2013	24-sept.	L1Aci	3	0.423		0.421	0.408	0.397	0.392	0.332	0.321	0.295	0.273	0.304
S2	2013	24-sept.	L1Aci	4	0.412		0.395	0.388	0.378	0.369	0.342	0.326	0.288	0.264	0.299
S2	2013	24-sept.	L1Aci	5	0.409		0.407	0.401	0.392	0.387	0.329	0.322	0.288	0.279	0.281
S2	2013	24-sept.	L5Aci	1	0.389		0.383	0.370	0.365	0.349	0.336	0.314	0.286	0.291	0.306
S2	2013	24-sept.	L5Aci	2	0.391		0.389	0.383	0.375	0.370	0.344	0.313	0.282	0.269	0.296
S2	2013	24-sept.	L5Aci	3	0.411		0.393	0.381	0.375	0.371	0.331	0.326	0.297	0.286	0.300
S2	2013	24-sept.	L5Aci	4	0.383		0.377	0.366	0.357	0.352	0.349	0.318	0.285	0.281	0.293
S2	2013	24-sept.	L5Aci	5	0.393		0.380	0.371	0.363	0.359	0.329	0.329	0.289	0.281	0.291

ANNEXES

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)										
					0	0.7	1	1.5	1.8	2	2.7	3	3.48	3.69	4.2
S2	2013	24-sept.	Sci	1	0.432		0.437	0.436	0.433	0.429	0.407	0.417	0.360	0.347	0.336
S2	2013	24-sept.	Sci	2	0.447		0.447	0.445	0.440	0.432	0.412	0.376	0.332	0.343	0.350
S2	2013	24-sept.	Sci	3	0.445		0.449	0.444	0.440	0.436	0.383	0.408	0.365	0.347	0.351
S2	2013	24-sept.	Sci	4	0.471		0.469	0.463	0.457	0.453	0.405	0.384	0.359	0.358	0.354
S2	2013	24-sept.	Sci	5	0.475		0.469	0.464	0.457	0.452	0.406	0.396	0.356	0.357	0.357
S3	2012	25-juin	L1Aci	1	0.415	0.412	0.409	0.406	0.405	0.406	0.336		0.288	0.283	0.261
S3	2012	25-juin	L1Aci	2	0.469	0.442	0.430	0.408	0.402	0.402	0.328		0.297	0.270	0.286
S3	2012	25-juin	L1Aci	3	0.477	0.436	0.420	0.394	0.386	0.362	0.344		0.302	0.278	0.301
S3	2012	25-juin	L1Aci	4	0.429	0.436	0.433	0.423	0.419	0.420	0.317		0.304	0.281	0.225
S3	2012	25-juin	L1Aci	5	0.433	0.410	0.397	0.377	0.371	0.366	0.338		0.286	0.282	0.203
S3	2012	25-juin	L5Aci	1	0.418	0.421	0.413	0.398	0.394	0.394	0.322		0.298	0.289	0.233
S3	2012	25-juin	L5Aci	2	0.395	0.396	0.395	0.396	0.394	0.396	0.310		0.298	0.294	0.245
S3	2012	25-juin	L5Aci	3	0.433	0.341	0.354	0.394	0.388	0.388	0.309		0.300	0.267	0.228
S3	2012	25-juin	L5Aci	4	0.411	0.400	0.391	0.375	0.371	0.371	0.307		0.302	0.262	0.231
S3	2012	25-juin	L5Aci	5	0.400	0.400	0.399	0.399	0.399	0.401	0.309		0.302	0.289	0.224
S3	2012	25-juin	Sci	1	0.402	0.406	0.414	0.414	0.412	0.409	0.378	0.364	0.345	0.321	0.335
S3	2012	25-juin	Sci	2	0.420	0.424	0.431	0.430	0.427	0.424	0.373	0.347	0.344	0.307	0.328
S3	2012	25-juin	Sci	3	0.393	0.398	0.405	0.406	0.403	0.401	0.401	0.354	0.332	0.330	0.328
S3	2012	25-juin	Sci	4	0.434	0.438	0.446	0.445	0.442	0.440	0.370	0.361	0.331	0.309	0.268
S3	2012	25-juin	Sci	5	0.424	0.427	0.436	0.437	0.435	0.432	0.395	0.347	0.335	0.285	0.277
S4	2012	25-juin	L1Aci	1	0.423	0.368	0.379	0.373	0.366	0.362	0.335		0.285	0.304	0.321
S4	2012	25-juin	L1Aci	2	0.400	0.396	0.402	0.403	0.399	0.396	0.337		0.318	0.301	0.309
S4	2012	25-juin	L1Aci	3	0.399	0.385	0.391	0.389	0.385	0.383	0.367		0.298	0.304	0.316
S4	2012	25-juin	L1Aci	4	0.456	0.372	0.385	0.379	0.372	0.368	0.373		0.297	0.313	0.257
S4	2012	25-juin	L1Aci	5	0.402	0.387	0.401	0.395	0.389	0.385	0.325		0.279	0.301	0.245
S4	2012	25-juin	L5Aci	1	0.406	0.406	0.405	0.404	0.401	0.402	0.325		0.291	0.279	0.253
S4	2012	25-juin	L5Aci	2	0.437	0.427	0.422	0.415	0.412	0.412	0.327		0.315	0.288	0.239

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)										
					0	0.7	1	1.5	1.8	2	2.7	3	3.48	3.69	4.2
S4	2012	25-juin	L5Aci	3	0.438	0.425	0.417	0.410	0.407	0.407	0.345		0.296	0.285	0.257
S4	2012	25-juin	L5Aci	4	0.430	0.431	0.429	0.425	0.424	0.426	0.329		0.315	0.298	0.279
S4	2012	25-juin	L5Aci	5	0.444	0.446	0.443	0.430	0.427	0.427	0.333		0.294	0.280	0.261
S4	2012	25-juin	Sci	1	0.410	0.413	0.420	0.421	0.419	0.417	0.422	0.406	0.385	0.355	0.378
S4	2012	25-juin	Sci	2	0.448	0.452	0.457	0.457	0.406	0.455	0.404	0.385	0.345	0.343	0.334
S4	2012	25-juin	Sci	3	0.410	0.412	0.419	0.420	0.418	0.417	0.412	0.401	0.338	0.335	0.346
S4	2012	25-juin	Sci	4	0.459	0.462	0.469	0.470	0.469	0.468	0.387	0.388	0.359	0.323	0.312
S4	2012	25-juin	Sci	5	0.426	0.429	0.435	0.435	0.435	0.434	0.409	0.396	0.362	0.336	0.325
S5	2013	30-sept.	L1Aci	1	0.360		0.362	0.362	0.361	0.361	0.348	0.325		0.295	0.296
S5	2013	30-sept.	L1Aci	2	0.386		0.386	0.375	0.371	0.360	0.336	0.336	0.660	0.283	0.294
S5	2013	30-sept.	L1Aci	3	0.356		0.356	0.359	0.358	0.355	0.337	0.339	0.304	0.293	0.306
S5	2013	30-sept.	L1Aci	4	0.364		0.364	0.366	0.364	0.362	0.334	0.342	0.300	0.301	0.311
S5	2013	30-sept.	L1Aci	5	0.352		0.354	0.355	0.354	0.352	0.337	0.346	0.314	0.283	0.287
S5	2013	30-sept.	L5Aci	1	0.521		0.513	0.511	0.507	0.505	0.340	0.349	0.000	0.276	0.308
S5	2013	30-sept.	L5Aci	2	0.371		0.370	0.370	0.369	0.367	0.345	0.347	0.297	0.277	0.296
S5	2013	30-sept.	L5Aci	3	0.376		0.379	0.378	0.378	0.377	0.351	0.347	0.292	0.298	0.304
S5	2013	30-sept.	L5Aci	4	0.362		0.365	0.364	0.363	0.360	0.351	0.331	0.299	0.276	0.316
S5	2013	30-sept.	L5Aci	5	0.371		0.374	0.374	0.372	0.370	0.330	0.321	0.308	0.293	0.301
S5	2013	30-sept.	Sci	1	0.439		0.443	0.443	0.440	0.438	0.389	0.393	0.346	0.312	0.311
S5	2013	30-sept.	Sci	2	0.449		0.453	0.452	0.448	0.446	0.381	0.367	0.353	0.324	0.337
S5	2013	30-sept.	Sci	3	0.423		0.427	0.428	0.424	0.421	0.438	0.384	0.328	0.332	0.330
S5	2013	30-sept.	Sci	4	0.450		0.455	0.455	0.451	0.447	0.379	0.380	0.338		0.367
S5	2013	30-sept.	Sci	5	0.442		0.448	0.445	0.439	0.434	0.382	0.379	0.363	0.339	0.358

Annexe 5. Courbe de retrait : Volume spécifique (cm³ g⁻¹) en fonction de h (cm).

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)						
					0	2.7	3	3.48	3.69	4.2	6
S1	2012	3-oct.	L1Aci	1	0.676	0.596		0.614	0.628	0.601	0.59
S1	2012	3-oct.	L1Aci	2	0.702	0.602		0.581	0.601	0.573	0.568
S1	2012	3-oct.	L1Aci	3	0.647	0.594		0.599	0.613	0.597	0.579
S1	2012	3-oct.	L1Aci	4	0.648	0.605		0.595	0.588	0.588	0.564
S1	2012	3-oct.	L1Aci	5	0.699	0.591		0.597	0.582	0.58	0.555
S1	2012	8-nov.	L5Aci	1	0.636	0.596		0.586	0.584	0.568	0.555
S1	2012	8-nov.	L5Aci	2	0.653	0.596		0.604	0.615	0.557	0.543
S1	2012	8-nov.	L5Aci	3	0.67	0.641		0.596	0.589	0.568	0.554
S1	2012	8-nov.	L5Aci	4	0.645	0.638		0.596	0.577	0.577	0.561
S1	2012	8-nov.	L5Aci	5	0.666	0.597		0.582	0.594	0.566	0.553
S1	2013	2-juil.	Sci	1	0.734	0.687	0.69	0.68	0.642	0.67	0.571
S1	2013	2-juil.	Sci	2	0.753	0.72	0.677	0.645	0.647	0.683	0.577
S1	2013	2-juil.	Sci	3	0.754	0.659	0.698	0.635	0.664	0.694	0.585
S1	2013	2-juil.	Sci	4	0.694	0.653	0.695	0.683	0.666	0.629	0.583
S1	2013	2-juil.	Sci	5	0.672	0.639	0.672	0.648	0.686	0.638	0.569
S2	2013	24-sept.	L1Aci	1	0.648	0.62	0.631	0.612	0.586	0.601	0.597
S2	2013	24-sept.	L1Aci	2	0.645	0.59	0.605	0.612	0.666	0.596	0.566
S2	2013	24-sept.	L1Aci	3	0.652	0.629	0.636	0.646	0.61	0.619	0.59
S2	2013	24-sept.	L1Aci	4	0.652	0.621	0.616	0.602	0.586	0.599	0.571
S2	2013	24-sept.	L1Aci	5	0.642	0.61	0.642	0.604	0.601	0.582	0.592
S2	2013	24-sept.	L5Aci	1	0.644	0.621	0.601	0.6	0.59	0.603	0.555
S2	2013	24-sept.	L5Aci	2	0.67	0.604	0.595	0.584	0.601	0.594	0.554
S2	2013	24-sept.	L5Aci	3	0.643	0.605	0.606	0.58	0.578	0.588	0.547
S2	2013	24-sept.	L5Aci	4	0.645	0.623	0.617	0.593	0.606	0.608	0.571
S2	2013	24-sept.	L5Aci	5	0.692	0.597	0.608	0.588	0.625	0.596	0.557

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)						
					0	2.7	3	3.48	3.69	4.2	6
S2	2013	24-sept.	Sci	1	0.727	0.7	0.677	0.696	0.667	0.703	0.564
S2	2013	24-sept.	Sci	2	0.759	0.704	0.711	0.66	0.669	0.684	0.607
S2	2013	24-sept.	Sci	3	0.766	0.749	0.711	0.729	0.708	0.695	0.596
S2	2013	24-sept.	Sci	4	0.73	0.717	0.709	0.684	0.671	0.681	0.587
S2	2013	24-sept.	Sci	5	0.766	0.694	0.702	0.677	0.633	0.685	0.574
S3	2012	25-juin	L1Aci	1	0.695	0.673		0.636	0.626	0.664	0.574
S3	2012	25-juin	L1Aci	2	0.697	0.666		0.651	0.655	0.63	0.61
S3	2012	25-juin	L1Aci	3	0.746	0.628		0.639	0.629	0.64	0.591
S3	2012	25-juin	L1Aci	4	0.714	0.674		0.652	0.61	0.623	0.575
S3	2012	25-juin	L1Aci	5	0.713	0.666		0.678	0.609	0.613	0.579
S3	2012	25-juin	L5Aci	1	0.642	0.608		0.626	0.589	0.582	0.574
S3	2012	25-juin	L5Aci	2	0.647	0.619		0.641	0.606	0.578	0.564
S3	2012	25-juin	L5Aci	3	0.639	0.633		0.623	0.615	0.596	0.581
S3	2012	25-juin	L5Aci	4	0.649	0.625		0.63	0.631	0.605	0.588
S3	2012	25-juin	L5Aci	5	0.643	0.622		0.603	0.59	0.569	0.556
S3	2012	25-juin	Sci	1	0.709	0.717	0.691	0.663	0.662	0.666	0.589
S3	2012	25-juin	Sci	2	0.695	0.688	0.674	0.663	0.659	0.67	0.573
S3	2012	25-juin	Sci	3	0.739	0.684	0.692	0.675	0.645	0.668	0.619
S3	2012	25-juin	Sci	4	0.721	0.689	0.675	0.678	0.638	0.617	0.601
S3	2012	25-juin	Sci	5	0.712	0.635	0.661	0.653	0.644	0.621	0.598
S4	2012	25-juin	L1Aci	1	0.685	0.608		0.621	0.586	0.616	0.544
S4	2012	25-juin	L1Aci	2	0.668	0.602		0.601	0.577	0.633	0.544
S4	2012	25-juin	L1Aci	3	0.678	0.59		0.606	0.591	0.635	0.557
S4	2012	25-juin	L1Aci	4	0.696	0.582		0.609	0.587	0.563	0.552
S4	2012	25-juin	L1Aci	5	0.68	0.621		0.659	0.584	0.587	0.542
S4	2012	25-juin	L5Aci	1	0.657	0.596		0.595	0.6	0.574	0.562
S4	2012	25-juin	L5Aci	2	0.649	0.599		0.604	0.584	0.576	0.567

ANNEXES

Système de culture	Année	Date de l'échantillonnage	Horizon	Répétition	pF (log h)						
					0	2.7	3	3.48	3.69	4.2	6
S4	2012	25-juin	L5Aci	3	0.671	0.567		0.597	0.593	0.564	0.543
S4	2012	25-juin	L5Aci	4	0.658	0.621		0.591	0.575	0.533	0.559
S4	2012	25-juin	L5Aci	5	0.656	0.61		0.606	0.595	0.568	0.548
S4	2012	25-juin	Sci	1	0.727	0.712	0.731	0.694	0.692	0.686	0.593
S4	2012	25-juin	Sci	2	0.703	0.724	0.706	0.679	0.666	0.684	0.609
S4	2012	25-juin	Sci	3	0.721	0.72	0.722	0.663	0.725	0.707	0.61
S4	2012	25-juin	Sci	4	0.762	0.701	0.714	0.68	0.707	0.651	0.615
S4	2012	25-juin	Sci	5	0.737	0.726	0.722	0.686	0.692	0.665	0.624
S5	2013	30-sept.	L1Aci	1	0.661	0.6	0.607		0.579	0.592	0.547
S5	2013	30-sept.	L1Aci	2	0.654	0.612	0.603	0.589	0.586	0.592	0.546
S5	2013	30-sept.	L1Aci	3	0.693	0.596	0.61	0.595	0.561	0.597	0.555
S5	2013	30-sept.	L1Aci	4	0.645	0.595	0.588	0.593	0.574	0.596	0.54
S5	2013	30-sept.	L1Aci	5	0.655	0.594	0.607	0.587	0.569	0.581	0.561
S5	2013	30-sept.	L5Aci	1	0.658	0.593	0.601	0.543	0.581	0.58	0.543
S5	2013	30-sept.	L5Aci	2	0.626	0.604	0.633	0.588	0.57	0.587	0.577
S5	2013	30-sept.	L5Aci	3	0.634	0.609	0.605	0.57	0.569	0.584	0.552
S5	2013	30-sept.	L5Aci	4	0.648	0.614	0.603	0.602	0.57	0.604	0.557
S5	2013	30-sept.	L5Aci	5	0.646	0.619	0.6	0.62	0.581	0.6	0.554
S5	2013	30-sept.	Sci	1	0.743	0.703	0.701	0.695	0.657	0.675	0.572
S5	2013	30-sept.	Sci	2	0.766	0.696	0.714	0.689	0.683	0.691	0.58
S5	2013	30-sept.	Sci	3	0.751	0.717	0.681	0.674	0.674	0.654	0.575
S5	2013	30-sept.	Sci	4	0.762	0.713	0.703	0.691		0.686	0.591
S5	2013	30-sept.	Sci	5	0.743	0.699	0.67	0.598	0.656	0.679	0.589

Annexe 6. Dimensionnement des lysimètres à mèche (d'après Lacas, 2005).

Les lysimètres à mèches nécessitent une procédure de dimensionnement rigoureuse puisque la mèche et les dimensions du système doivent être choisies en fonction des propriétés de conductivité hydraulique du sol (Knutson et Selker, 1994). En effet, la mèche ne doit pas être plus conductrice que le sol, sous peine d'induire une convergence des lignes de courant vers le lysimètre, donc une surestimation des quantités drainées. La mèche ne doit pas non plus être moins conductrice que le sol, sous peine d'induire une divergence des lignes de courant autour du lysimètre, donc une sous-estimation des quantités drainées. Les propriétés hydrodynamiques de ces mèches ont été caractérisées dans la littérature (Knutson et Selker, 1994) et des procédures de dimensionnement ont été proposées (Knutson et Selker, 1994; Rimmer et al., 1995).

1. Aspects théoriques : méthode de Knutson and Selker (1994)

Les équations décrites ci-dessous sont les plus largement utilisées et ont été considérées dans notre travail. Les développements ultérieurs de Rimmer et al. (1995) restent peu utilisés et conduisent à des résultats assez similaires. Les équations s'appuient de façon classique sur l'équation de diffusivité de Richards. La résolution de cette équation dépend des modèles mathématiques utilisés pour décrire les relations d'état reliant potentiel matriciel et teneur en eau $\theta(h)$ et la conductivité hydraulique proche de la saturation $K(h)$. Plusieurs modèles mathématiques plus ou moins complexes ont été proposés dont une loi exponentielle (Gardner, 1958).

Équation 8 :
$$K(h) = K_{sat} e^{\alpha h}$$

où $K [L.T^{-1}]$ est la conductivité hydraulique, $h [L]$ est le potentiel matriciel, $K_{sat} [L.T^{-1}]$ est la conductivité hydraulique à saturation et $\alpha [L^{-1}]$ est un paramètre empirique.

L'intérêt de cette forme est de permettre une résolution exacte de l'équation de Richards dans le cas d'un écoulement mono-dimensionnel permanent. Cette résolution aboutit à l'équation suivante (Gardner, 1958):

Équation 9 :
$$z = h + \frac{1}{\alpha} \ln(K_{sat} + qe^{-\alpha h}) + \beta$$

où $z [L]$ est la coordonnée verticale, $q [L.T^{-1}]$ est le flux d'eau descendant et β est une constante d'intégration à évaluer à partir des conditions aux limites.

On en déduit notamment l'équation permettant de calculer le profil de potentiel dans un sol en équilibre avec une nappe ($h_{z=0}=0$) (Gardner, 1958) :

Équation 10 :

$$h = \frac{1}{\alpha} \ln \left[\exp(\alpha z) \left(\frac{q}{K_{sat}} + 1 \right) - \left(\frac{q}{K_{sat}} \right) \right]$$

où z [L] est l'altitude au-dessus de la nappe (négatif) et q est le flux d'eau positif si l'on considère l'évaporation et négatif si l'on considère l'infiltration.

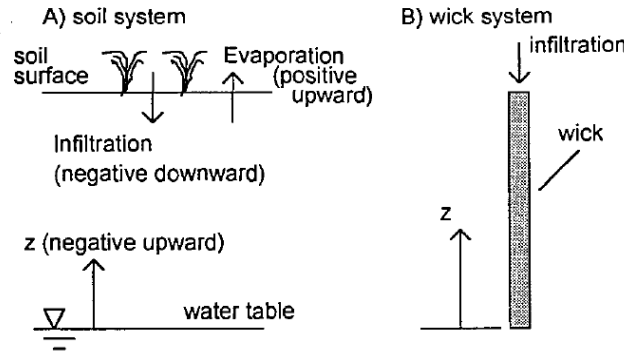


Figure 12- Analogie entre infiltration/évaporation dans un sol et infiltration dans une mèche de fibre de verre. Les signes des variables utilisées dans les équations 2, 3 et 5 sont également représentés (d'après Knutson et Selker, 1994).

On en déduit également le profil d'un sol à gradient unité, autrement dit à potentiel matriciel uniforme, représentatif d'une nappe infiniment éloignée :

Équation 11 :

$$h = \frac{1}{\alpha} \ln \left[\left(\frac{q}{K_{sat}} \right) \right]$$

Les équations ci-dessus s'appliquent également au cas d'un lysimètre à mèche en fibre de verre, dont l'extrémité inférieure est à la pression atmosphérique, et un milieu poreux en équilibre avec une condition de potentiel nul (i.e. une nappe) à sa base (Knutson et Selker, 1994; Knutson et Selker, 1996). L'équation [3] peut alors être réécrite pour décrire le potentiel de succion exercé en tête de mèche (Knutson et Selker, 1994; Rimmer et al., 1995).

Équation 12 :

$$h_{wick} = \frac{1}{\alpha_w} \ln \left[\exp(\alpha_w L_w) \left(q_s \frac{A_s}{A_w K_{wsat}} + 1 \right) - \left(q_s \frac{A_s}{A_w K_{wsat}} \right) \right]$$

où h_{wick} , [L] est le potentiel en tête de mèche, q_s [$L.T^{-1}$] est le flux dans le sol (négatif), α_w [L^{-1}] et K_{wsat} [$L.T^{-1}$] sont respectivement la constante de Gardner et la conductivité à saturation de la mèche ; L_w [L] et A_w [L^2] sont respectivement la hauteur (négative) et la section de mèche et A_s [L^2] la section de contact entre mèche et sol.

Le dimensionnement d'un lysimètre consiste à comparer les potentiels donnés par les équations [4] et [5]. Ainsi, pour un sol donné (α_s ; K_{ssat}) et une gamme de flux q , probables, il s'agit d'ajuster les variables α_w , K_{sat} , L_w , A_w et A_s , autrement dit de choisir un modèle de mèche en fibre de verre et de calculer la section à donner au lysimètre et/ou le nombre de mèches pour que le potentiel en tête de mèche soit identique à celui du sol à la même profondeur.

A ce stade, ces développements analytiques n'ont été possibles que grâce à des hypothèses fortes, qui limitent sévèrement l'applicabilité de ce protocole :

- (1) La conductivité hydraulique du sol et de la mèche sont supposées suivre la loi exponentielle de Gardner. Or s'il a été montré que cette loi permettait de bien représenter les propriétés des mèches en fibres de verre (Knutson et Selker, 1994), on constate généralement qu'avec seulement 2 paramètres à ajuster, elle ne permet pas de représenter les propriétés hydrauliques des sols de manière satisfaisante ;
- (2) Il est fait l'hypothèse de l'existence d'un gradient unitaire de potentiel dans le sol. Or cette hypothèse est généralement fausse, notamment si le lysimètre est proche d'une nappe ou de la surface du sol. Louie et al. (2000) montrent ainsi qu'un lysimètre dimensionné comme décrit ci-dessus peut surestimer les flux de 25% s'il se trouve proche d'une nappe. L'hypothèse de gradient unitaire est également discutable du fait de la continuité du potentiel à l'interface sol / mèche car la mèche influence le potentiel du sol (Rimmer et al., 1995) ;
- (3) L'écoulement est supposé permanent. Or les écoulements dans les sols sont en général fortement transitoires et ne peuvent être assimilés à une succession d'états permanents ;
- (4) L'écoulement est supposé monodimensionnel. Or les gradients de potentiel induits par une éventuelle anomalie de dimensionnement s'expriment dans les trois directions de l'espace et ne peuvent être pris en compte dans une approche mono-dimensionnelle.

2. Calculs réalisés pour l'essai systèmes PIC-adventices

Les collecteurs en inox ont une dimension de 50 cm x 25 cm et la mèche est de diamètre 1,45 cm. Celle-ci est fabriquée par la société Pepperell Braiding Company (Massachusetts, USA, www.wickstore.com) (référence SKU :l38l, PEP1/2) et ses propriétés hydrauliques figurent dans le Tableau 1. Les collecteurs présentent une pente vers l'exutoire, situé au centre de chaque plaque, permettant l'évacuation rapide de l'eau.

Tableau 1- Propriétés hydrauliques et physiques des mèches en fibre de verre (1/2" fiberglass wick 25 yards, Pepperell Braiding Company, MA, USA) (d'après Knutson et Selker (1994) et Lacas (2005))

$\theta(h)$ van Genuchten (1980)					$K(h)$ Gardner(1958)		Caractéristiques physiques			
θ_s	θ_r	A	n	m	Ks	α	Diamètre	Densité	Porosité	Rayon fibres
($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	(cm^{-1})	(-)	(-)	(cm h^{-1})	(cm^{-1})	(mm)	(g cm^{-3})	($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	(mm)
0.63	0.00	0.06	3.61	0.40	1168	0.098	1.45	0.25	0.9	0.0035

Les lysimètres sont installés à proximité d'un drain et à une profondeur de 50 cm approximativement. Cette profondeur correspond à l'horizon structural II Sci (Chapitre II, section II.2.2). Les systèmes de culture S2 et S4 ont été caractérisés en termes de leurs propriétés hydrauliques du sol dans le courant du printemps 2011 (avant l'installation des lysimètres à mèche). La Figure 2 présente la comparaison entre le flux vertical d'eau et le potentiel matriciel calculé avec les paramètres suivants : i) pour le système de culture S2, $\alpha = 0.37$ et $K_{\text{sat}} = 11.22 \text{ mm h}^{-1}$; ii) pour le système de culture S4, $\alpha = 0.67$ et $K_{\text{sat}} = 59.73 \text{ mm h}^{-1}$ et iii) pour les caractéristiques des lysimètres à mèche, surface de contact sol / mèche = 0.125 m^2 , longueur de la mèche = 70 cm.

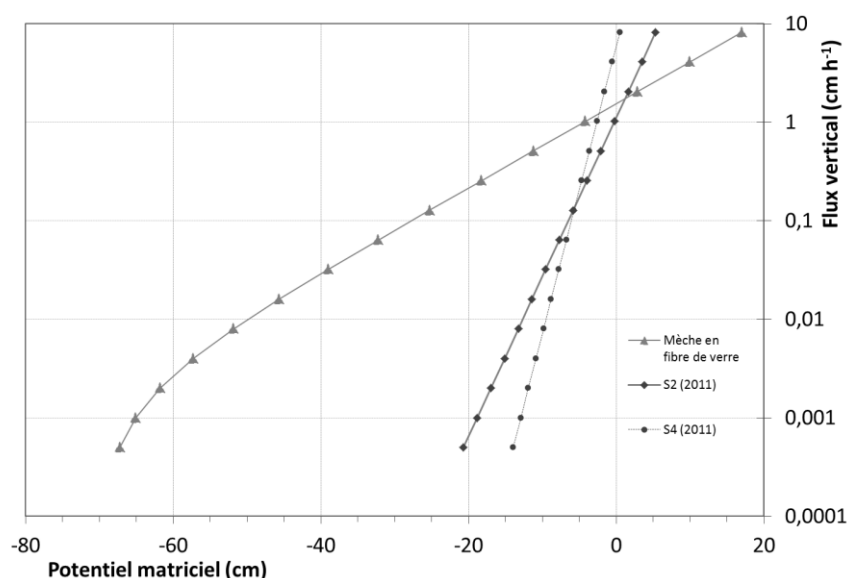


Figure 13- Comparaison de la relation entre le flux vertical d'eau et le potentiel matriciel de l'eau dans le sol (échelle semi-log) pour l'horizon structural du sol II Sci des systèmes de culture S4 et S2 et pour la mèche en fibre de verre (surface de contact : 0.125 m^2).

Au final la comparaison des potentiels donnés par les équations 4 et 5 pour une gamme de flux plausible permet le dimensionnement du lysimètre. Les potentiels h et h_{wick} sont négatifs. Globalement pour un flux équivalent, h du sol étant inférieur à h_{wick} , il aura sur-échantillonnage de l'écoulement.

Annexe 7. Chroniques des volumes d'eau collectés par les lysimètres à mèche et données climatiques (précipitations, ETP Penman) pour chaque date de prélèvement et pour les 2 campagnes de mesure (2012/2013 et 2013/2014).

Campagne de mesure	Date de prélèvement	ETP ¹ (mm)	Précipitation ¹ (mm)	Lysimètre L1					Lysimètre L2				
				S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5	S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5
2012/2013	9-nov.-12	5.1	29.5	13	>22	0	4	0.2	2	1	4	0.2	16.5
2012/2013	13-nov.-12	0.9	15	>22	>22	5.5	1	14.5	15	15.5	10.5	21	19.5
2012/2013	15-nov.-12	0.3	0.5	19.5	>22	4	0.5	0.15	3.5	0.8	0.3	>22	18
2012/2013	22-nov.-12	0.7	3	19.5	>22	3	0.15	0.1	0.5	0.65	0.42	19.5	18.8
2012/2013	27-nov.-12	1.5	22	>22	0	0	2	0	2	8	5	>22	15
2012/2013	13-déc.-12	4.5	5.5	>22	>22	>22	1	0.2	16	16	10.5	>22	10.5
2012/2013	18-déc.-12	1.7	26	19.5	>22	>22	2	0	12.5	15	10	>22	19
2012/2013	14-janv.-13	6.7	45	20	>22	20	1	0	1.5	1.5	12	19	19
2012/2013	22-janv.-13	1.6	2	19	>22	>22	2	0	13	12	9	20	17
2012/2013	30-janv.-13	2.1	11	20	>22	>22	2.5	0	7	3	2	>22	18
2012/2013	7-févr.-13	5.1	35	18.5	>22	>22	2	0	12	13	7	20	17
2012/2013	13-févr.-13	2.1	4.5	18	>22	>22	4	0	8	4	2	10	18
2012/2013	19-févr.-13	3.2	3	17	>22	>22	0.7	0	1.2	1	0.9	20	16
2012/2013	26-févr.-13	5.4	0.5	9	>22	>22	0.4	0	0	0.4	0.4	20	0.5
2012/2013	6-mars-13	6.4	1	0	>22	>22	0.28	0.25	0	0.25	0.25	13	0.4
2012/2013	13-mars-13	8	15	0.25	>22	>22	0.25	0.155	0	0.4	0.25	5	0.25
2012/2013	19-mars-13	8	18	5.5	>22	>22	0.3	0.5	0.22	0.8	1	5	0.8
2012/2013	26-mars-13	11.3	2	2	>22	>22	0.5	0	0.3	0.6	0.7	14	0.85
2012/2013	2-avr.-13	10.3	5.5	0.07	>22	>22	0.25	0	0.05	0.15	0.27	8	0.2
2012/2013	10-avr.-13	17.4	11	0	>22	>22	0	0	0.01	0	0.2	6	0.2
2012/2013	16-avr.-13	16	24	7	>22	>22	1	0.03	1.5	1.4	3	18	10

ANNEXES

Campagne de mesure	Date de prélèvement	ETP ¹ (mm)	Précipitation ¹ (mm)	Lysimètre L1					Lysimètre L2				
				S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5	S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5
2012/2013	23-avr.-13	18.4	0	0	>22	>22	0.3	0	0.04	0.3	0.5	18	0.5
2012/2013	30-avr.-13	15.2	62.5	17.5	>22	>22	2	0.01	12.2	5	7	20	15
2012/2013	7-mai-13	17.3	62.5	14	>22	>22	2	0.03	12	14	13	21	16
2012/2013	14-mai-13	18.6	11	0.05	>22	>22	0.3	0	0.01	0.5	0.2	18	12
2012/2013	21-mai-13	14.1	56.5	13	>22	>22	2.4	0	12	2.5	12	19.5	15
2012/2013	28-mai-13	15.1	24.5	0					0				
2012/2013	4-juin-13	18.4	32	13	>22	>22	1.5	0	12	4.5	12	20	16
2012/2013	18-juin-13	63.8	20.5	0	>22	>22	0	0	0	0.6	0.8	11	5.5
2012/2013	2-juil.-13	50.5	59.5	5	>22	>22	1.5	0	0.5	1.7	7	1.5	12
2012/2013	18-juil.-13	83.6	20	1.2	>22	0.8	0.7	0	0.4	0.9	1.2	6	0.9
2012/2013	25-juil.-13	35	8	0	>22	0	0	0	0.14	0.5	0.25	0.015	0
2012/2013	22-août-13	123.8	85	15	>22	0	0	0	12.5	1.2	5	11	4.5
2013/2014	17-sept.-13	73.2	95.5	0.8	>22	0	0	0	1.3	0	0.11	3	0.5
2013/2014	30-sept.-13	26.7	14	0.4	>22	0	0.8	0	0.5	0	0.05	0.8	0.05
2013/2014	17-oct.-13	20.1	63	14.5	>22	>22	0	0	4	4	8	15	4
2013/2014	14-nov.-13	26.6	75	6.5	>22	>22	0.4	0	11	9	8	15	4
2013/2014	19-nov.-13	2.5	14										
2013/2014	22-nov.-13	1.1	23	14.5	>>22	>22	5.5	0	11.5	2	3.25	16.5	1.3
2013/2014	26-nov.-13	2.6	2.5	14	>>22	>>22	0.9	0	8	3.7	0.98	8.5	0.45
2013/2014	3-déc.-13	2.1	2.5	0.22	>>22	>>22	0.31	0	0.2	0.59	0.4	2	0.11
2013/2014	10-déc.-13	0.8	1.5	0	>>22	>>22	0.3	0	0.05	0.2	0.2	1.25	0.03
2013/2014	17-déc.-13	0.1	1.5	0.05	>>22	>>22	0	0	0.03	0.12	0.12	0.01	0.03
2013/2014	7-janv.-14	7.9	82.5	14.5	>>22	>>22	1.7	0	11.5	4.75	11	17.5	2.5

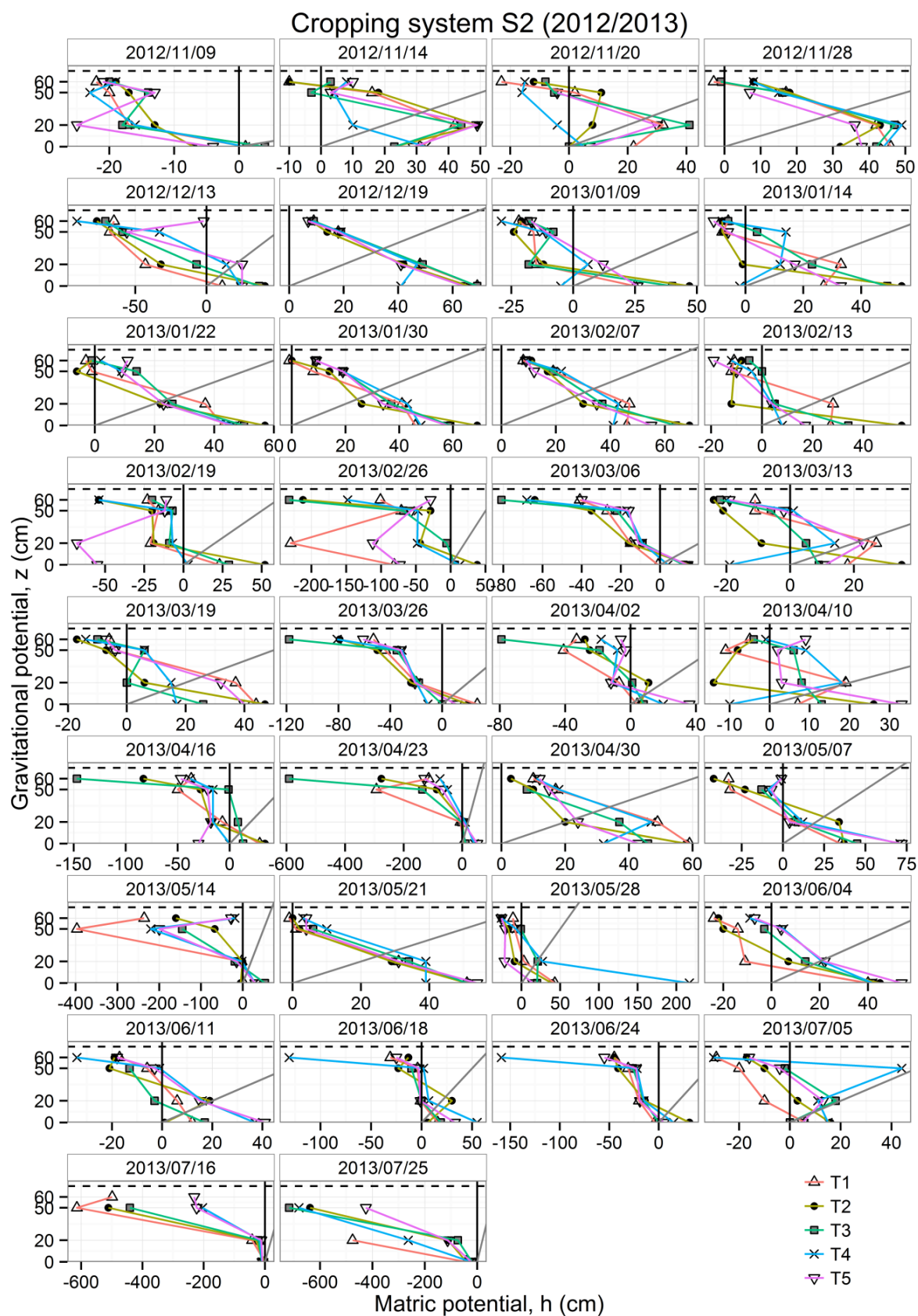
Campagne de mesure	Date de prélèvement	ETP ¹ (mm)	Précipitation ¹ (mm)	Lysimètre L1					Lysimètre L2				
				S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5	S1	PIC S2	PIC S3	PIC S4	PIC S5
2013/2014	14-janv.-14	2.1	5.5	0.68	>>22	>>22	0.48	0	0.3	0.42	0.5	1.75	0.2
2013/2014	21-avr.-14	1.7	30.5	13.5	>>22	>>22	1.5	0	11.5	1.1	7.5	7.5	1
2013/2014	28-janv.-14	2.4	11.5	10.5	>>22	>>22	1.1	0	2	1	1.4	4.5	0.3
2013/2014	4-févr.-14	1.5	11	7.5	>>22	>>22	0.85	0	0.8	0.6	1.2	1.7	0.28
2013/2014	11-févr.-14	6.2	26.5	13	>>22	>>22	1.15	0	10.5	0.75	2.5	9	0.7
2013/2014	18-févr.-14	6.2	19.5	12.5	1	>>22	0.9	0.1	9.5	0.95	1.5	9	0.5
2013/2014	25-févr.-14	6	22	13	>>22	>>22	1	0	11.5	11.5	3.5	15.5	1
2013/2014	4-mars-14	6.9	14	7.5	>>22	>>22	0.7	0	0.8	1.4	0.9	1.1	0.5
2013/2014	11-mars-14	11.5	0.5	0.22	>>22	>>22	0.1	0	0.25	0.3	0.4	0.3	0.2
2013/2014	17-mars-14	10.7	0	0.05	>>22	>>22	0	0	0.03	0.1	0.04	0.1	0.1
2013/2014	25-mars-14	16.4	10.5	0	>>22	>>22	0	0	0.03	0.2	0	0	0.1
2013/2014	8-avr.-14	33.4	0.5	0	>>22	>>22	0	0	0.1	0	0	0	0.08
2013/2014	22-avr.-14	45.1	7	0	>22	0.1	0	0	15	0	0	0	0.4
2013/2014	7-mai-14	46.2	19.5	0	>22	0	0	0	0.1	0	0	0	0
2013/2014	13-mai-14	22.7	5.5	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0

¹ Les données de précipitations et d'ETP correspondent aux valeurs cumulées avant la date de chaque prélèvement.

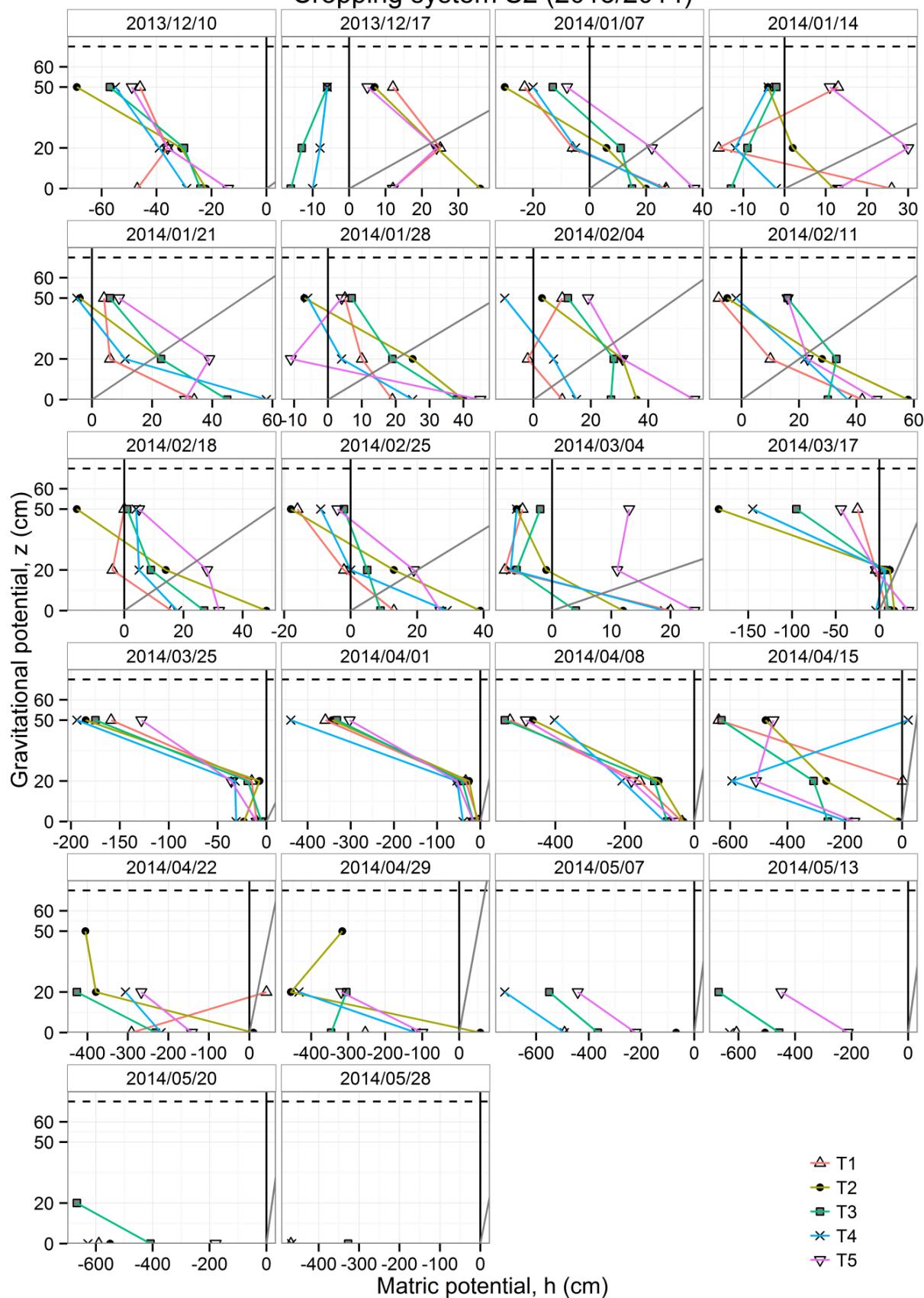
>22 L	15-21 L	10-14 L	5-10 L	1-4 L
-------	---------	---------	--------	-------

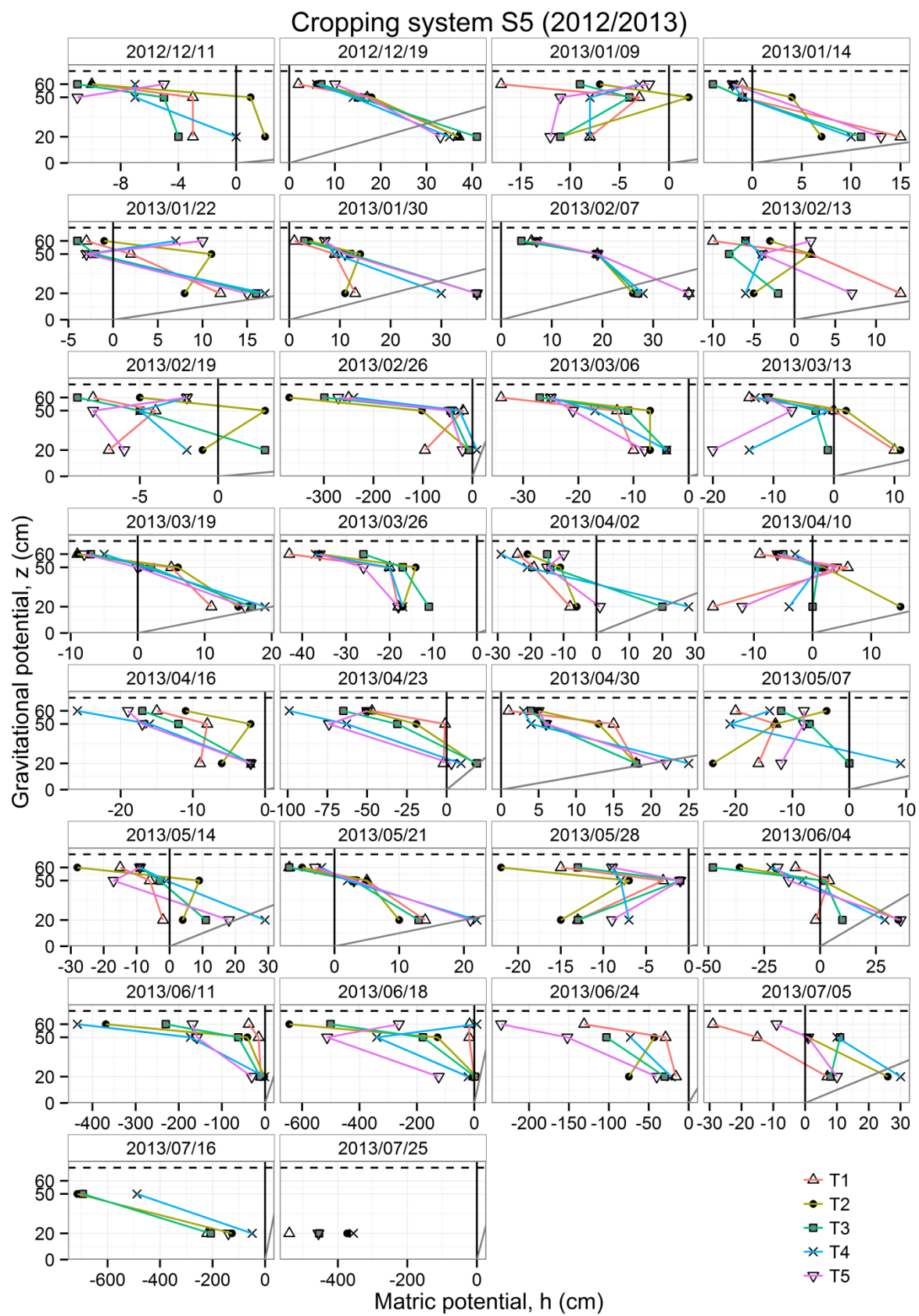
Annexe 8. Profils hydrauliques du sol des systèmes S2 et S5 obtenus après le suivi tensiométrique pendant les saisons de drainage 2012/2013 et 2013/2014.

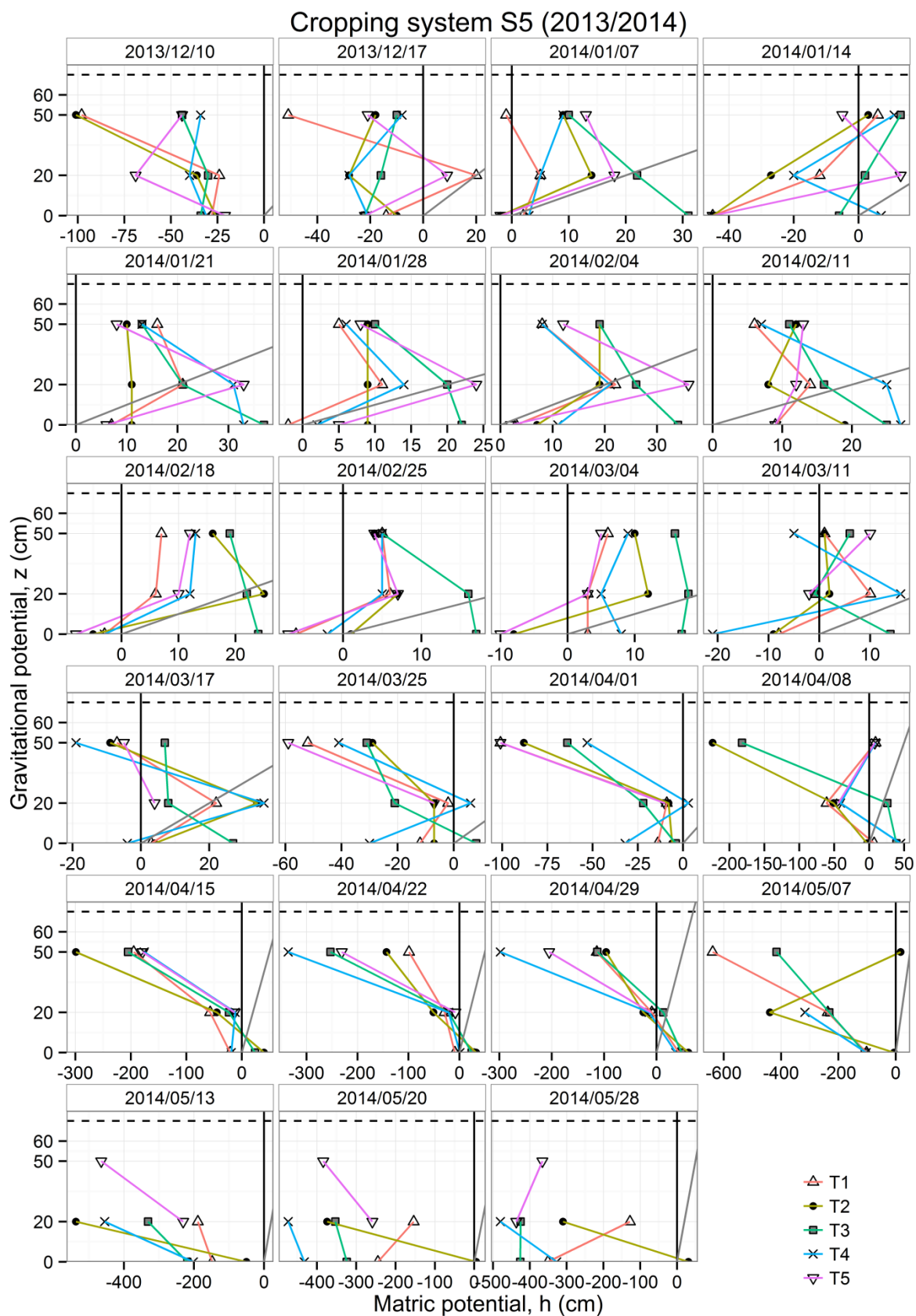
1. Profils hydrauliques h, z



Cropping system S2 (2013/2014)







2. Profils hydrauliques H, z

